



**MODELAGEM DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EM
SISTEMAS DE IMPERMEABILIZAÇÃO DE FUNDO EM MÚLTIPLAS
CAMADAS DE ARGILA COMPACTADA E GEOMEMBRANA**

ALUNA: CAMILLA TURON BARAN

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

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM GEOTECNIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOTECNIA

BRASÍLIA, OUTUBRO DE 2021.

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

MODELAGEM DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EM
SISTEMAS DE IMPERMEABILIZAÇÃO DE FUNDO EM MÚLTIPLAS
CAMADAS DE ARGILA COMPACTADA E GEOMEMBRANA

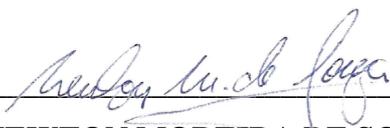
CAMILLA TURON BARAN

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO
PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE
MESTRE.

APROVADA POR:



PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, PhD (UnB)
(ORIENTADOR)



PROF. NEWTON MOREIRA DE SOUZA, PhD (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)



PROF. MARIA EUGENIA GIMENEZ BOSCOV, PhD (USP)
(EXAMINADORA EXTERNA)

DATA: BRASÍLIA/DF, 02 DE NOVEMBRO DE 2021.

FICHA CATALOGRÁFICA

BARAN, CAMILLA TURON

Modelagem do transporte de contaminantes em sistemas de impermeabilização de fundo em múltiplas camadas compostas por argila compactada e geomembrana. Distrito Federal, 2021.

xv, 168 p., 210x297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Geotecnia, 2021).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|--------------------|----------------------|
| 1. Liners de fundo | 2. Geomembrana |
| 3. Contaminação | 4. Modelo Matemático |

I. ECN/FT/UnB

II. Mestre

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

BARAN, C.T. (2021) Modelagem do transporte de contaminantes em sistemas de impermeabilização de fundo em múltiplas camadas compostas por argila compactada e geomembrana. Publicação 358/2021, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 168p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DA AUTORA: Camilla Turon Baran

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO: Modelagem do transporte de contaminantes em sistemas de impermeabilização de fundo em múltiplas camadas compostas por argila compactada e geomembrana. GRAU / ANO: Mestre / 2021.

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. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito da autora.

Camilla Turon Baran
camillaturon@gmail.com
SGAN 914, conj. H, bloco A.
CEP 70790-140 – Brasília/DF, Brasil.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha mãe, Andréa, por ter acreditado em mim, me ajudado em todos os momentos que precisei, por todo o amor e o acolhimento. A minha irmã, Marcella, por ter compartilhado, durante toda a minha vida, as dores, as conquistas e as alegrias. Meus sinceros agradecimentos por sua ajuda. Ao meu pai, Luís Fernando, por todo o apoio e incentivo. À Lua, meu anjinho, e ao Juca, por todo o carinho e toda a doçura.
Eu amo vocês eternamente, muito obrigada.

Ao meu orientador, André Luís Brasil Cavalcante, pela confiança, pela motivação, pelos ensinamentos e, principalmente, por acreditar em mim. Seu incentivo e sua orientação foram fundamentais na minha jornada.
Agradeço, de coração, toda a parceria durante esses anos.

Aos amigos que a Engenharia ambiental me proporcionou: Rebeca Borges, Heloísa Bredemann, Tatiana Neder e Gino Lucchesi. Obrigada por todas as conversas, as risadas e as incontáveis histórias que acumulamos nesses anos de amizade. Agradeço, também, aos amigos de longa data, Gabriel Pinheiro, Lucas Sousa, Pedro Rodrigues e Anna Raquel Rodrigues. A minha eterna irmã de intercâmbio, Stella Simão: obrigada.
O apoio de vocês é muito importante para mim!

Aos amigos da Geotecnia e do grupo Geofluxo, em especial à: Johanna Santos, Laura Honório, Moisés Lemos, Mariana Diniz, Matheus Lima, Matheus Martins, Patrícia Figueiredo, Pedro Baena e Vinícius Levay.
Esse trabalho não seria possível sem a ajuda de vocês, obrigada.

Aos professores da Engenharia ambiental, da Geotecnia e aos técnicos da UnB, em especial ao professor Luís Fernando Martins, Newton Moreira, Manoel Porfírio e Ricardo Minoti. Vocês, definitivamente, marcaram minha trajetória e me inspiraram a seguir na academia.
Obrigada pelos ensinamentos.

Aos colegas de trabalho de BH, da CEMIG e de Campinas: Nayra de Paula, Teresa Fusaro, Terezinha Espósito, Daniel Etchegaray, Marcos Leone e Mariane Bigarelli.
Agradeço pela força e pela confiança!

Ao João Martins, por todo o amor, o suporte, o incentivo e por ser tudo aquilo que eu preciso.
Sou muito grata por tudo.

À CAPES, pelo financiamento dessa pesquisa. Ao Programa de Pós-graduação em Geotecnia da UnB.

Agradeço a todos que fizeram isso daqui ser possível! Amo vocês.

Modelagem do transporte de contaminantes em sistemas de impermeabilização de fundo em múltiplas camadas compostas por argila compactada e geomembrana.

RESUMO

Os *liners* de fundo de obras geotécnicas são, usualmente, compostos por argilas compactadas sobrepostas por mantas geossintéticas chamadas de geomembranas. Eles visam atenuar a propagação de contaminantes para o subsolo e, portanto, asseguram a segurança hídrica e a saúde da população. A migração dos contaminantes através dos *liners* é regida por mecanismos físicos, químicos e biológicos que podem ser quantificados por soluções numéricas ou analíticas. Devido à complexidade das equações, os modelos, no geral, não são capazes de acoplar analiticamente todos os possíveis mecanismos de fluxo para os *liners* de solo e geomembrana associados. Nesse sentido, a dissertação visa modelar matematicamente os *liners* de fundo simples e compostos para analisar os mecanismos de transporte de contaminantes acoplados e sob diferentes cenários. Foram estudados os mecanismos de advecção, difusão iônica/molecular, dispersão mecânica, sorção, decaimento radioativo e biodegradação. A solução semianalítica empregada para *liners* compostos foi ampliada para a inserção de furos e rugas na geomembrana. Os contaminantes analisados foram o benzeno, o diclorometano, o cobre, o cromo, o cádmio, o chumbo, os cloretos e o sódio. Os modelos foram aplicados para dois estudos de caso: o aterro sanitário de Brasília, no Distrito Federal e a barragem de rejeitos de Jacobina, na Bahia. Foi concluído que os parâmetros mais relevantes na propagação dos íons em *liner* compostos foram: o coeficiente de condutividade hidráulica do solo; as cargas hidráulicas; os coeficientes de difusão; os coeficientes de distribuição do contaminante no solo e os coeficientes de partição da geomembrana. O decaimento radioativo e a biodegradação se mostraram de grande benefício ambiental por reduzirem a quantidade de contaminante ao longo do tempo. Os modelos testados foram capazes de simular todos os mecanismos em termos de concentração e fluxo. A presença de orifícios na geomembrana acarretou em prejuízos significativos a sua eficiência. A geomembrana não foi capaz de conter o avanço da pluma por difusão para nenhum dos contaminantes testados. Os contaminantes mais críticos em termos de velocidade de percolação foram o benzeno, o diclorometano (orgânicos) os cloretos e o sódio (inorgânicos não reativos). Os metais pesados apresentaram baixa mobilidade e alta retenção no *liner*. O sistema de drenagem de fundo em obras geoambientais, como os aterros sanitários e as barragens de rejeito, se mostrou fundamental para manutenção de baixas cargas hidráulicas acima do *liner* e para coletar eventuais escapes pela impermeabilização.

Palavras-chave: *Liners* de fundo, Geomembrana, Contaminação, Modelo Matemático.

Modeling contaminant transport in multi-layer compacted clay liners and geomembrane liners

ABSTRACT

The bottom liners of geotechnical works are typically formed by compacted clays associated with geosynthetics called geomembranes. The liners attenuate the flow of contaminants into the subsurface and ensure the water safety and health of the population. The migration of contaminants through the liners is governed by physical, chemical, and biological mechanisms that can be quantified by numerical or analytical solutions. Given the complexity of the equations, the models are generally not able to analytically couple all possible flow mechanisms for soil and geomembrane liners. The dissertation aims to mathematically model single and composite bottom liners and analyzes the coupled contaminant transport mechanisms under different scenarios. The mechanisms of advection, diffusion, mechanical dispersion, adsorption, radioactive decay, and biodegradation were analyzed. The applied semi-analytical solution of composite liners was extended to insert holes and wrinkles in the geomembrane. The contaminants analyzed were benzene, dichloromethane, copper, chromium, cadmium, lead, chlorides, and sodium. The models were applied to two case studies: the Brasília landfill in the Federal District and the Jacobina tailings dam in Bahia. It was obtained that the most relevant parameters in the propagation of ions in composite liners were: the hydraulic conductivity coefficient of the soil; the hydraulic head; the diffusion coefficients; the distribution coefficients and the partition coefficients of the geomembrane. Radioactive decay and biodegradation have proven to be of great environmental benefit by reducing the amount of contaminant over time. The models were able to simulate all the mechanisms in terms of concentration and flow. The presence of holes in the geomembrane significantly affected the efficiency of the material. The holes in the geomembrane significantly decreased its efficiency. The geomembrane was not able to contain the plume breakthrough by ionic/molecular diffusion for any of the contaminants tested. The most critical contaminants in terms of percolation rate were benzene, dichloromethane (organic), chlorides and sodium (non-reactive inorganics). The heavy metals showed low mobility and high retention in the liner. The bottom drainage system in geoenvironmental works, such as landfills and tailings dams, proved to be fundamental to maintain low hydraulic loads above the liner and to collect eventual leaks through the liner.

Keywords: Compacted clay liners, Geomembrane liners, Contamination, Mathematical Model.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Justificativa.....	3
1.2 Objetivos.....	3
1.3 Estrutura da dissertação	4
2. TRANSPORTE DE CONTAMINANTES NOS SISTEMAS DE IMPERMEABILIZAÇÃO DE FUNDO	5
2.1 Propriedades dos sistemas de impermeabilização de fundo	5
2.1.1 Materiais.....	7
2.1.2 Qualidade	7
2.1.3 Normativas sobre os sistemas de impermeabilização de aterros sanitários	8
2.1.4 Normativas sobre os sistemas de impermeabilização de barragens de rejeito de minério	10
2.2 Geomembranas	11
2.2.1 Materiais e vantagens	11
2.2.2 Controle de qualidade e aspectos construtivos.....	13
2.2.3 Possíveis defeitos e perfurações	14
2.3 Contaminação das águas subterrâneas e do solo	17
2.3.1 Tipos de contaminantes e riscos à saúde humana	18
2.3.2 Concentrações típicas em lixiviados e rejeitos de minério	22
2.3.3 Valores de referência normativos.....	24
2.4 Mecanismos de transporte de contaminantes em <i>liners</i> de fundo	26
2.4.1 Advecção.....	30
2.4.2 Processos de sorção	31
2.4.3 Dispersão mecânica.....	33
2.4.4 Difusão iônica/molecular	34
2.4.5 Biodegradação e decaimento radioativo	41
2.4.6 Equação advecção-dispersão-reação	42
2.5 Modelos de transporte em <i>liners</i> compostos	44
2.5.1 Solução de Lemos e Cavalcante (2021)	46
3. MATERIAIS	54
3.1 Caso 1: <i>liner</i> simples de argila compactada – Difusão iônica/molecular.....	55
3.2 Caso 2: <i>liner</i> simples de argila compactada – Advecção, sorção e dispersão mecânica	56
3.3 Caso 3: <i>liner</i> simples de geomembrana intacta – Difusão iônica/molecular.....	57
3.4 Caso 4: <i>liner</i> composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica	58
3.5 Caso 5: <i>liner</i> composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e decaimento radioativo.....	60
3.6 Caso 6: <i>liner</i> composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e biodegradação	60
3.7 Caso 7: <i>liner</i> composto de argila compactada e geomembrana com furos e rugas – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica	61
3.8 Estudo de caso 8: Aterro sanitário de Brasília.....	62
3.9 Estudo de caso 9: Barragem de rejeitos de Jacobina.....	63

4.	MÉTODOS.....	65
4.1	Casos e cenários de simulação.....	65
4.2	Soluções analíticas para os <i>liners</i> simples.....	67
4.2.1	Advecção, sorção e dispersão mecânica	67
4.2.2	Difusão iônica/molecular	68
4.3	Solução semianalítica para os <i>liners</i> compostos.....	69
4.3.1	Modelo multicamadas de Lemos & Cavalcante (2021).....	69
4.3.2	Hipóteses e considerações.....	72
4.4	Inserção de furos na geomembrana no modelo	73
4.4.1	Considerações.....	75
4.5	Análise paramétrica	75
4.6	Fluxograma da metodologia	76
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
5.1	Caso 1: <i>liner</i> simples de argila compactada – Difusão iônica/molecular.....	79
5.2	Caso 2: <i>liner</i> simples de argila compactada – Advecção, sorção e dispersão mecânica	85
5.3	Caso 3: <i>liner</i> simples de geomembrana intacta – Difusão iônica/molecular.....	90
5.4	Caso 4: <i>liner</i> composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica	93
5.4.1	Benzeno	93
5.4.2	Diclorometano	97
5.4.3	Cobre	99
5.4.4	Cromo.....	102
5.4.5	Cloreto.....	105
5.4.6	Análise paramétrica.....	108
5.5	Caso 5: <i>liner</i> composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e decaimento radioativo.....	111
5.6	Caso 6: <i>liner</i> composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e biodegradação	114
5.7	Caso 7: <i>liner</i> composto de argila compactada e geomembrana com furos e rugas – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica	117
5.8	Estudo de caso 8: Aterro sanitário de Brasília.....	121
5.9	Estudo de caso 9: Barragem de rejeitos de Jacobina.....	125
6.	CONCLUSÕES E SUGESTÕES DE PESQUISAS FUTURAS.....	128
6.1	Comentários finais.....	128
6.2	Conclusões.....	129
6.3	Sugestões para pesquisas futuras.....	131
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	132
	APÊNDICES.....	141
	A. Caso 7: <i>liner</i> composto de argila compactada e geomembrana com furos e rugas – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica	141
	ANEXOS.....	150
	A. Solução de Carr (2020) e Lemos & Cavalcante (2021)	150

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Representação das camadas de impermeabilização e proteção típicas de aterros sanitários. (Adaptada de Seleta, 2021 e Boscov, 2008).	6
Figura 2.2. Exemplos de sistemas de impermeabilização (Adaptado de Giroud & Bonaparte, 1989).....	6
Figura 2.3. Fluxo de líquidos por <i>liners</i> compostos com defeitos, vista em seção transversal (Adaptado de Giroud <i>et al.</i> , 1992).....	16
Figura 2.4. Vista em planta dos formatos de defeitos nas geomembranas. (Adaptado de Giroud, 1997).....	17
Figura 2.5. Fluxograma dos principais mecanismos de migração de contaminantes no solo. (Adaptado de Thomé & Knop, 2006).....	28
Figura 2.6. Representação do balanço do fluxo de massa em um volume elementar representativo cúbico sob fluxo unidimensional.	29
Figura 2.7. Causas da dispersão mecânica no meio poroso: variação do fluxo entre as partículas (Perk, 2007).....	34
Figura 2.8. Ajustes dos resultados de ensaios de difusão pura pelo modelo de Paz (2015) (Adaptada de Baran & Cavalcante, 2021).....	37
Figura 2.9. Processos que ocorrem durante a etapa de deposição inicial de íons metálicos com uma superfície de um polímero (Faupel <i>et al.</i> , 2005).	40
Figura 2.10. Relação entre $DMD * e Pe$ de Perkins & Johnson (1963) (Adaptado de Fetter <i>et al.</i> , 2017).	43
Figura 2.11. Representação do modelo multicamadas (Adaptada de Lemos e Cavalcante, 2021).	47
Figura 2.12. Condições iniciais e de contorno para o exemplo de camada dupla com o solo no topo.....	51
Figura 2.13. Condições iniciais e de contorno para o exemplo de camada dupla com a geomembrana no topo.	52
Figura 3.1. Detalhe da camada de impermeabilização do Aterro Sanitário de Brasília (Cepollina, 2012).....	62
Figura 3.2. Seção transversal do dreno de fundo com a impermeabilização do talvegue principal da Barragem de Jacobina (Sampaio, 2013).	64
Figura 4.1. Representação dos casos 1 a 3 analisados.	66
Figura 4.2. Representação dos casos de 4 a 7 analisados.....	67
Figura 4.3. Fluxograma da rotina em programação para aplicação da solução semianalítica para sistemas multicamadas.	70
Figura 4.4. Ilustração das condições de contato boas em um furo circular na geomembrana.	74
Figura 4.5. Ilustração das condições de contato ruins em um furo circular na geomembrana.	74
Figura 4.6. Fluxograma da metodologia da dissertação.....	77
Figura 5.1. Concentração \times espessura para o benzeno por difusão na argila compactada.....	79

Figura 5.2. Concentração × espessura para o diclorometano por difusão na argila compactada.	80
Figura 5.3. Concentração × espessura para o cobre por difusão na argila compactada.	81
Figura 5.4. Concentração × espessura para o cromo por difusão na argila compactada.	82
Figura 5.5. Concentração × espessura para os cloretos por difusão na argila compactada.	82
Figura 5.6. Concentração relativa × tempo para os cinco contaminantes na base da argila compactada por difusão iônica/molecular.	83
Figura 5.7. Análise paramétrica para o coeficiente de difusão efetivo no solo (D^*) para o caso 1, dados de entrada de cenário 1.1.	84
Figura 5.8. Concentração relativa × tempo para os cinco contaminantes na base da argila compactada por advecção, sorção e dispersão mecânica.	85
Figura 5.9. Análise paramétrica para o coeficiente de distribuição (K_d) para o caso 2, dados de entrada de cenário 2.1.	87
Figura 5.10. Análise paramétrica para a carga hidráulica (h) para o caso 2, dados de entrada de cenário 2.1.	88
Figura 5.11. Comparação da sobrecarga no <i>liner</i> de argila compactada. (Adaptada de Vick, 1999).	89
Figura 5.12. Análise paramétrica para a condutividade hidráulica da argila compactada (k_{CCL}) para o caso 2, dados de entrada de cenário 2.1.	89
Figura 5.13. Concentração relativa × tempo para os cinco contaminantes na geomembrana por difusão iônica/molecular.	91
Figura 5.14. Compartimentos usados na determinação da difusão através da geomembranas. (Adaptada de Rowe 1995a).	92
Figura 5.15. Comparação entre os resultados da difusão do diclorometano na geomembrana.	92
Figura 5.16. Concentração × espessura para o benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.1.	94
Figura 5.17. Concentração × espessura para o benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.2.	94
Figura 5.18. Concentração × espessura para o benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.3.	95
Figura 5.19. Concentração relativa × tempo, em log, para os cenários 4.1, 4.2 e 4.3 do benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	96
Figura 5.20. Fluxo na base × tempo, em log, para os cenários 4.1, 4.2 e 4.3 do benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	96
Figura 5.21. Concentração × espessura para o diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.4.	97
Figura 5.22. Concentração × espessura para o diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.5.	97
Figura 5.23. Concentração × espessura para o diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.6.	98

Figura 5.24. Concentração relativa × tempo, em log, para os cenários 4.4, 4.5 e 4.6 do diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	98
Figura 5.25. Fluxo na base × tempo, em log, para os cenários 4.4, 4.5 e 4.6 do diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	99
Figura 5.26. Concentração × espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.7.	100
Figura 5.27. Concentração × espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.8.	100
Figura 5.28. Concentração × espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.9.	101
Figura 5.29. Concentração relativa × tempo, em log, para os cenários 4.7, 4.8 e 4.9 do cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	101
Figura 5.30. Fluxo na base × tempo, em log, para os cenários 4.7, 4.8 e 4.9 do cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	102
Figura 5.31. Concentração × espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.10.	103
Figura 5.32. Concentração × espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.10.	103
Figura 5.33. Concentração × espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.11.	104
Figura 5.34. Concentração relativa × tempo, em log, para os cenários 4.10, 4.11 e 4.12 do cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	104
Figura 5.35. Fluxo na base × tempo, em log, para os cenários 4.10, 4.11 e 4.12 do cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	105
Figura 5.36. Concentração × espessura para os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.13.	105
Figura 5.37. Concentração × espessura para os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.14.	106
Figura 5.38. Concentração × espessura para os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 4.15.	106
Figura 5.39. Concentração relativa × tempo, em log, para os cenários 4.13, 4.14 e 4.15 dos cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	107
Figura 5.40. Fluxo na base × tempo, em log, para os cenários 4.13, 4.14 e 4.15 dos cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	108
Figura 5.41. Análise paramétrica em termos de concentração relativa e tempo, em log, para o coeficiente de partição da geomembrana (Sg) com dados de entrada do cenário 4.1.	108
Figura 5.42. Análise paramétrica em termos de concentração e espessura para o coeficiente de partição da geomembrana (Sg) com dados de entrada de cenário 4.1.	109

Figura 5.43. Difusão através da geomembrana com o coeficiente de partição S_g demonstrado, que representa a partição entre a concentração na solução c_f e na geomembrana c_g (Adaptada de Rowe, 1998).	110
Figura 5.44. Concentração relativa \times tempo, em log, pelos mecanismos de advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e decaimento radioativo no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	112
Figura 5.45. Fluxo na base \times tempo, em log, pelos mecanismos de advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e decaimento radioativo no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	114
Figura 5.46. Concentração relativa \times tempo, em log, para o benzeno e o diclorometano por advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e biodegradação no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	115
Figura 5.47. Fluxo na base \times tempo, em log, para o benzeno e o diclorometano por advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e biodegradação no <i>liner</i> composto sem furos na GM.	115
Figura 5.48. Análise paramétrica em termos de concentração relativa e tempo, em log, para o tempo de meia-vida para a biodegradação ($t_{1/2}$) com dados de entrada de cenário 6.1.....	116
Figura 5.49. Concentração relativa \times tempo, em log, pelos mecanismos de advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto com furos e rugas na GM.	117
Figura 5.50. Concentração \times espessura para os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto – Cenário 7.13.	118
Figura 5.51. Análise paramétrica em termos de concentração relativa e tempo, em log, para a quantidade de furos por hectare (m) com dados de entrada de cenário 7.1 e com a presença de rugas – condição de contato ruim.....	120
Figura 5.52. Concentração \times espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.1.....	122
Figura 5.53. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.2.....	122
Figura 5.54. Concentração \times espessura para o cádmio por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.3.....	123
Figura 5.55. Concentração \times espessura para o chumbo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.4.....	123
Figura 5.56. Concentração \times espessura para o sódio por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.5.....	124
Figura 5.57. Concentração \times espessura para o cloreto por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.6.....	124
Figura 5.58. Concentração \times espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto da Barragem de rejeitos de Jacobina – Cenário 9.1.	125
Figura 5.59. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto da Barragem de rejeitos de Jacobina – Cenário 9.2.	126
Figura 5.60. Concentração \times espessura para o cádmio por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto da Barragem de rejeitos de Jacobina – Cenário 9.3.	126
Figura 5.61- Concentração \times espessura para o chumbo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no <i>liner</i> composto da Barragem de rejeitos de Jacobina – Cenário 9.4.	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Exemplos de metais pesados, suas fontes na natureza e efeitos à saúde humana associados às principais vias de exposição (Adaptada de Plumlee & Ziegler, 2005).....	21
Tabela 2.2. Valores típicos de parâmetros presentes nos lixiviados de aterro sanitário (Adaptada de Christensen <i>et al.</i> (2001) e SLU (2017 – 2021).....	23
Tabela 2.3. Valores de coeficiente de difusão iônica/molecular catalogados de literatura (Adaptada de Baran, 2019).....	39
Tabela 2.4. Estado da arte de modelos para fluxo de contaminantes em <i>liners</i> compostos.....	45
Tabela 3.1. Lista de grandezas, símbolos e unidades usadas na dissertação.....	55
Tabela 3.2. Dados de entrada para o caso 1, cenários de 1.1 a 1.15.	56
Tabela 3.3. Dados de entrada para o caso 2, cenários de 2.1 a 2.15.	57
Tabela 3.4. Dados de entrada para o caso 3, cenários de 3.1 a 3.15.	58
Tabela 3.5. Dados de entrada para o caso 4, cenários de 4.1 a 4.15.	59
Tabela 3.6. Dados de entrada para o caso 5, cenários de 5.1 a 5.15.	60
Tabela 3.7. Dados de entrada para o caso 6, cenários de 6.1 a 6.6.	61
Tabela 3.8. Dados de entrada para o caso 7, cenários de 7.1 a 7.15.	62
Tabela 3.9. Dados de entrada para o estudo de caso 8 (Aterro sanitário de Brasília), cenários 8.1 a 8.6.	63
Tabela 3.10. Dados de entrada para o estudo de caso 9 (Barragem de rejeitos de Jacobina), cenários 9.1 a 9.4.....	64
Tabela 5.1. Números de Peclet e a relação entre a dispersão mecânica longitudinal e a difusão para cada cenário simulado.	110
Tabela 5.2. Mecanismos dominantes em cada simulação de acordo com Fetter <i>et al.</i> (2017).	111
Tabela 5.3. Resultados da vazão por defeito calculada para cada cenário.....	119

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADASA	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal
ANCOLD	<i>Australian National Committee on Large Dams</i>
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
BTEX	Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xilenos
CCL	<i>Compacted Clay Liner</i>
CETESB	Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DF	Distrito Federal
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ETC 8	<i>European Technical Committee n° 8</i>
FEAM	Fundação Estadual de Meio Ambiente
GCL	<i>Geosynthetic Clay Liner</i>
GM	Geomembrana
IGS	<i>International Geosynthetic Society</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
MCTIC	Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PVC	Polivinil Clorado
PVDF	Fluoreto de Polivinilideno
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SEDRU	Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana
SEMAD	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SEMAD	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SINITOX	Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmaológicas
SLU	Serviço de Limpeza Urbana
VER	Volume Elementar Representativo
VI	Valor de Intervenção
VMP	Valor Máximo Permitido
VP	Valor de Prevenção
VRQ	Valor de Referência de Qualidade

LISTA DE SÍMBOLOS

SÍMBOLO	GRANDEZA	UNIDADE
α_L	Coeficiente de dispersão longitudinal no CCL	[L]
C_0	Concentração inicial	[M.L ⁻³]
c_q	Condições de contato entre a GM e o CCL	–
c_s	Concentração do contaminante nos sólidos	[M.M ⁻¹]
c_t	Concentração total do contaminante	[M.L ⁻³]
c_w	Concentração do contaminante na água	[M.L ⁻³]
D^*	Coeficiente de difusão efetivo no solo	[L ² T ⁻¹]
D_{GM}	Coeficiente de difusão na GM	[L ² T ⁻¹]
D_H	Coeficiente de dispersão hidromecânica	[L ² T ⁻¹]
D_M	Coeficiente de dispersão mecânica	[L ² T ⁻¹]
γ	Constante de biodegradação	[T ⁻¹]
h	Carga hidráulica	[L]
i	Gradiente hidráulico	[L.L ⁻¹]
k_{CCL}	Condutividade hidráulica do CCL	[L.T ⁻¹]
K_d	Coeficiente de distribuição no CCL	[L ³ M ⁻¹]
k_e	Condutividade hidráulica saturada do sistema	[L.T ⁻¹]
ℓ_{CCL}	Espessura do CCL	[L]
ℓ_{GM}	Espessura da GM	[L]
λ	Constante de decaimento radioativo	[T ⁻¹]
m	Número de furos na GM	[L ⁻²]
n	Porosidade do CCL	–
Pe	Número de Péclet	–
ρ_d	Massa específica seca do solo	[M.L ⁻³]
r_{furo}	Raio do furo na GM	[L]
R	Fator de retardo	–
S_g ou $S_{L,GM}$ ou $S_{0,GM}$	Coeficiente de partição da GM	–
t	Tempo de simulação ou vida útil	[T]
$t_{1/2}^\lambda$	Tempo de meia-vida para decaimento radioativo	[T]
$t_{1/2}^\gamma$	Tempo de meia-vida para biodegradação	[T]
v_e	Velocidade de percolação equivalente para o sistema	[L.T ⁻¹]
v_p	Velocidade de percolação	[L.T ⁻¹]
VMP	Valor máximo permitido	[M.L ⁻³]
z	Profundidade	[L]

1. INTRODUÇÃO

Em obras de disposição de resíduos contaminantes, os sistemas de impermeabilização de fundo – ou *liners* de fundo – cumprem o papel de impedir que substâncias nocivas à saúde humana atinjam o nível freático, contaminem aquíferos subterrâneos, prejudiquem o abastecimento público e causem danos ao ecossistema. Sua função, portanto, é de assegurar a segurança hídrica da população e a preservação ambiental dos empreendimentos.

Dito isso, a legislação nacional exige uma camada de baixa permeabilidade no fundo de obras geotécnicas, como as barragens de rejeito NBR 13028 (ABNT, 2017) e os aterros sanitários NBR 8419 (ABNT, 1992). Ela deve ser suficiente para evitar a passagem de contaminantes acima dos níveis toleráveis para consumo humano nas águas subterrâneas, garantindo o padrão de potabilidade previsto na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2008). Isso evita com que efeitos adversos à saúde, como intoxicações, carcinogênese, doenças neurológicas, gastrointestinais, renais e cardiológicas possam se desenvolver caso haja ingestão de água com altos níveis de contaminantes.

Para atingir a permeabilidade prevista por lei, o *liner* de fundo, usualmente, é formado por um solo argiloso compactado puro, em associação com geossintéticos como as geomembranas ou com os geocompostos bentoníticos. A escolha da composição do sistema de impermeabilização depende de fatores como as características hidrogeológicas da área de implantação; a eficiência do *liner*; a disponibilidade de matéria-prima e de equipamentos; a facilidade de manutenção e o custo do material, da instalação e da manutenção do *liner*.

Por um lado, as argilas compactadas são materiais naturais, usados há milhares de anos, amplamente estudados e seguros como barreiras por oferecerem proteção ao longo da profundidade da camada de solo. Por outro lado, as geomembranas são materiais sintéticos, de volume reduzido e que apresentam controle de qualidade na fabricação, o que garante confiabilidade nas propriedades. Entretanto, as dificuldades de instalação, a espessura reduzida da geomembrana somadas às altas solicitações podem acarretar defeitos, como furos, rasgos e enrugamentos na manta (Foose *et al.*, 2001a; Saidi *et al.*, 2008; Xie. *et al.*, 2010). Além disso, diversos autores comprovaram haver fluxo por difusão iônica/molecular de alguns compostos através da geomembrana, como por exemplo o diclorometano, o benzeno, a acetona e os cloretos (Rowe *et al.*, 1995a; Aminabhavi & Naik, 1998; Baran, 2019). Esse mecanismo é responsável pela transferência de massa em sólidos, decorre apenas do gradiente de concentração e, caso ocorra em altas taxas, pode prejudicar a eficiência da geomembrana.

Além da difusão, outros mecanismos físicos, químicos e biológicos também regem o transporte dos contaminantes ao longo dos sistemas de impermeabilização. São eles: a advecção, a dispersão mecânica, a sorção, o decaimento radioativo, a biodegradação dos compostos, entre outros. O estudo desses fenômenos abrange áreas da biologia, da química, da física nuclear, da agronomia e da geotecnia. Cada mecanismo pode ser descrito isoladamente ou de forma acoplada por soluções matemáticas para as leis físicas que regem cada fenômeno no fluxo dos contaminantes. Nesse sentido, a aplicação das equações de transporte aos *liners* de fundo formados por argilas compactadas ou por geomembranas tem sido estudada por inúmeros autores ao longo dos anos (Rowe & Booker, 1985; Giroud *et al.*, 1997; Touze-Foltz & Giroud, 2003; Boscov *et al.*, 2007; Mendes *et al.*, 2010; Baran & Cavalcante, 2021).

Em relação aos modelos matemáticos para os *liners* de fundo compostos, ou seja, formados por argila compactada em conjunto com uma geomembrana, existem soluções analíticas, semianalíticas e numéricas na literatura. Enquanto as soluções numéricas exigem maior disponibilidade de dados, as soluções analíticas e semianalíticas fornecem bons resultados por meio de hipóteses simplificadoras e se aplicam para diversas condições inicial e de contorno. Dentre os modelos já desenvolvidos, existem soluções numéricas obtidas por diferenças finitas; por elementos finitos; soluções analíticas para geomembranas com defeitos; soluções para camadas duplas e triplas; soluções que consideram o efeito da degradação; soluções para contaminantes voláteis, entre outras (Giroud & Bonaparte, 1989a; Rowe & Booker, 2001; Foote, 2002; Chen *et al.*, 2009; Xie *et al.*, 2013; Carr, 2020). No geral, os modelos de literatura para *liners* compostos não são capazes de solucionar todos os possíveis mecanismos de transporte em conjunto. Limitam-se, portanto à modelagem de um grupo de mecanismos ou não permitem o acoplamento de todos os fenômenos que podem ocorrer.

Dessa forma, a dissertação objetiva modelar matematicamente os *liners* de fundo simples e compostos para analisar os mecanismos de transporte de contaminantes combinados e sob diferentes cenários, como a ocorrência de furos nas geomembranas. Serão aplicadas soluções analíticas para determinar o fluxo de íons/moléculas nos *liners* simples pelos mecanismos da difusão, advecção e dispersão mecânica. Os *liners* compostos por argila compactada e geomembrana serão simulados por meio de uma solução semianalítica para os mecanismos de difusão, advecção, sorção, dispersão mecânica, decaimento radioativo e biodegradação. O cenário de ocorrência de furos e rugas na geomembrana será implementado no modelo para cálculo da vazão pelos orifícios e seus efeitos na propagação dos contaminantes.

Os dados de entrada dos modelos incluem 50 parâmetros compilados de literatura. Serão testados os contaminantes: benzeno, diclorometano, cromo, cádmio, cobre, chumbo, cloretos e sódio nos modelos de transporte. Cada um dos sete casos hipotéticos será simulado para cenários distintos e será executada análise paramétrica para avaliação da influência de cada parâmetro na capacidade de atenuação de contaminantes do *liner*. Os modelos serão aplicados para dois estudos de caso de empreendimentos reais: o aterro sanitário de Brasília, no Distrito Federal e a barragem de rejeitos de Jacobina, na Bahia. O *software* empregado desde a entrada de dados até as simulações gráficas será o Wolfram Mathematica.

Com isso, espera-se compreender a influência dos fatores: tipo de solo, qualidade de compactação, presença da geomembrana, espessura da camada de solo, tipo de contaminante, tempo de vida útil do empreendimento, qualidade da geomembrana e seus impactos na propagação de contaminantes pelos sistemas de impermeabilização de fundo. Dessa forma, os resultados permitirão auxiliar na previsão de uma contaminação potencial, no dimensionamento de estruturas de impermeabilização; na tomada de decisão sobre seu uso e balizar a criação de políticas públicas que garantam a manutenção da saúde e da segurança ambiental.

1.1 Justificativa

Por tratar de problemas de contaminação de recursos naturais em locais de disposição de resíduos sólidos e de rejeitos de minérios, essa pesquisa se enquadra na Portaria nº 57/2020 do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC) como área prioritária para projetos de pesquisa, de desenvolvimento de tecnologias e inovações. A temática da dissertação se refere às áreas de “Desenvolvimento Sustentável”; “Qualidade de Vida”; “Preservação Ambiental”; “Saneamento Básico” e “Segurança Hídrica” contemplados na normativa (MCTIC, 2020). Sendo assim, por lidar com questões essenciais, a pesquisa se mostra relevante para a otimização dos sistemas de impermeabilização de fundo de obras geotécnicas; para auxílio ao dimensionamento de estruturas de contenção de resíduos; para prevenção de danos ao meio ambiente e à saúde pública. O trabalho também evidencia a importância da aplicação de ferramentas matemáticas aliadas à proteção ambiental e à melhoria das estruturas em projetos de engenharia.

1.2 Objetivos

Esta pesquisa possui por objetivo geral analisar a eficiência de diferentes soluções analíticas e semianalíticas no estudo do transporte de contaminantes em *liners* de fundo (simples e compostos). Para atender o objetivo geral, propõe-se os objetivos específicos:

1. Avaliar a eficácia das soluções analíticas na simulação do comportamento de um *liner* simples (argila compactada ou geomembrana pura) pelos mecanismos de difusão iônica/molecular, dispersão mecânica, advecção e sorção;
2. Avaliar a eficácia de uma solução semianalítica na simulação do desempenho de um *liner* composto (solo compactado e geomembrana) pelos mecanismos de difusão iônica/molecular, dispersão mecânica, advecção, sorção, decaimento radioativo e biodegradação;
3. Determinar a influência de cada mecanismo de transporte e de cada parâmetro geotécnico ou estrutural no fluxo de contaminantes pelos *liners* de fundo;
4. Comparar o comportamento de substâncias orgânicas (benzeno e diclorometano), inorgânicas (cloretos e sódio) e inorgânicas de classe metais pesados (cádmio, cromo, chumbo e cobre) em sua propagação pelos *liners* de fundo;
5. Descrever matematicamente o cenário de ocorrência de furos e enrugamento na geomembrana e seu prejuízo na retenção de contaminantes do *liner* composto;
6. Verificar a aplicação dos modelos matemáticos em estudos de casos de obras geotécnicas reais de aterro sanitário e barragem de rejeito;

1.3 Estrutura da dissertação

Esta dissertação está dividida em 6 Capítulos:

No Capítulo 1 são apresentadas a introdução com a contextualização e a motivação da pesquisa; a justificativa; os objetivos da dissertação e a estrutura dos capítulos subsequentes.

O Capítulo 2 contém a revisão bibliográfica da dissertação, em que são abordadas temáticas relativas aos sistemas de impermeabilização (composição, propriedades, aspectos legais); às geomembranas (materiais, qualidade, vantagens e defeitos); à contaminação (tipos de contaminantes, riscos à saúde humana, composição típica, valores de controle); aos mecanismos de transporte de contaminante (advecção, sorção, dispersão mecânica, difusão iônica/molecular) e aos modelos de fluxo de contaminantes em *liners* compostos.

No Capítulo 3 são descritos os materiais utilizados para as análises.

No Capítulo 4 são apresentados os métodos empregados na pesquisa.

O Capítulo 5 contém os resultados obtidos, sua discussão e a análise dos resultados.

No Capítulo 6, abordam-se as conclusões do trabalho e as sugestões para trabalhos futuros.

O Apêndice A trata dos resultados referentes ao caso 7, sobre um *liner* composto de argila compactada e geomembrana com furos e rugas.

No Anexo A é descrita a solução semianalítica proposta por Carr (2020) e adaptada por Lemos & Cavalcante (2021).

2. TRANSPORTE DE CONTAMINANTES NOS SISTEMAS DE IMPERMEABILIZAÇÃO DE FUNDO

2.1 Propriedades dos sistemas de impermeabilização de fundo

Os sistemas de impermeabilização de fundo também são conhecidos como *liners* de fundo; *liners* de baixa permeabilidade; camadas de proteção de fundo; barreiras selantes ou revestimentos de base. Sua principal característica é a baixa condutividade hidráulica, que visa minimizar a percolação de fluidos, tais como gás, água e contaminantes. São exemplos típicos de aplicações dos *liners* de impermeabilização: canais, lagoas de tratamento, tanques de armazenamento, barragens e locais de disposição de resíduos sólidos. Nesses empreendimentos de deposição de resíduos potencialmente contaminantes, os *liners* são dispositivos que desempenham a função de atenuar o fluxo de contaminantes pelo subsolo e proteger as águas subterrâneas e o solo.

A escolha do tipo de *liner* utilizado na base depende das características geológicas e hidrogeológicas da área de implantação do empreendimento e de seus arredores. No geral, os materiais que compõem os *liners* de fundo são: argilas de ocorrência natural, argilas compactadas (*Compacted Clay Liner* – CCL), geocompostos bentoníticos (*Geosynthetic Clay Liner* – GCL) e as argilas compactadas sobrepostas por geomembranas (GM) (Daniel & Koerner, 2007). Usualmente, as argilas naturais sem compactação apresentam coeficiente de condutividade hidráulica inferior a 10^{-6} cm/s e 10^{-7} cm/s, entretanto, pela heterogeneidade de um material natural, sua utilização isolada não é recomendada (Daniel, 1993). Nesse caso, é mais comum uma associação de materiais, como a mistura com bentonita, e a técnica de compactação para adequar a condutividade hidráulica da argila natural.

Outros tipos de solo de baixa permeabilidade podem ser usados na construção do *liner*, tais como argilas siltosas, areias argilosas e areias siltosas. Existem, também, materiais alternativos que vêm sendo estudados para aplicação em compósitos nas camadas de impermeabilização, como as camadas estabilizadas quimicamente com cimento, cal ou cinzas volantes; barreiras reativas; barreiras asfálticas; barreiras geoquímicas; biobarreiras, barreiras de vidro; barreiras de gel polimérico, entre outros materiais (Boscov, 2008).

A Figura 2.1 representa um exemplo de sistema de impermeabilização muito usado no Brasil em aterros sanitários. Sobre a geomembrana deve ser colocada uma camada de proteção de solo, geotêxtil ou solo compactado que protege contra danos da sobrecarga do peso dos resíduos, principalmente punção e rasgos. A camada de drenagem possibilita a coleta do

lixiviado para tratamento e alivia a carga hidráulica sobre a geomembrana e a camada de proteção. Já a camada de separação e filtração evita o contato direto dos resíduos com a camada drenante e retém sólidos suspensos do lixiviado (Boscov, 2008).

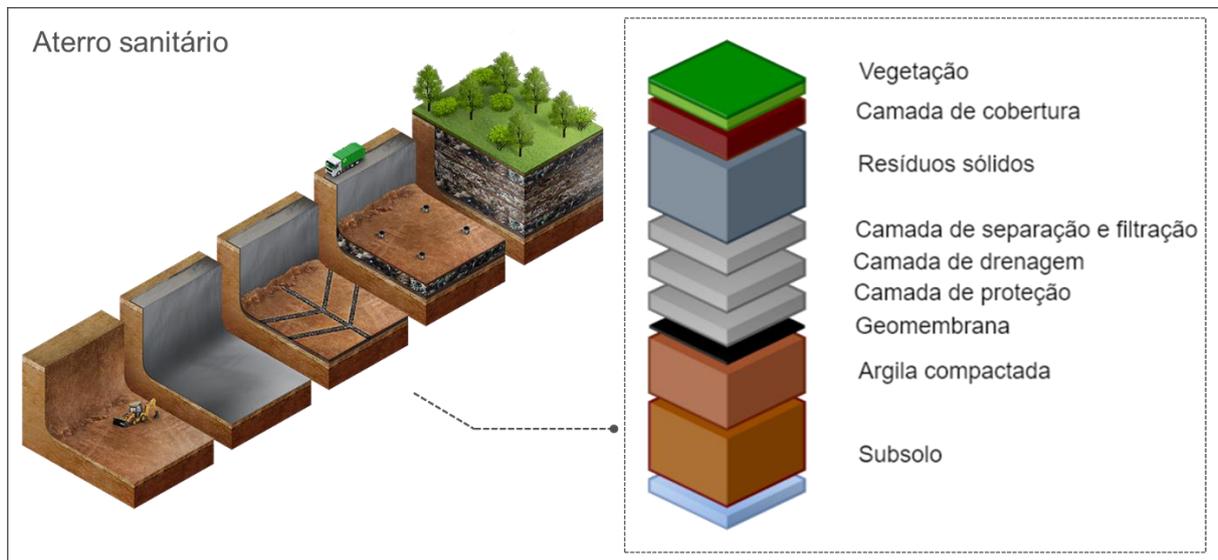


Figura 2.1. Representação das camadas de impermeabilização e proteção típicas de aterros sanitários. (Adaptada de Seleta, 2021 e Boscov, 2008).

Além disso, outras terminologias são usualmente empregadas para categorizar as composições do *liner* de fundo, são elas: “*liner* de solo/argila”; “*liner* de geomembrana” e “*liner* composto”, que classificam pela quantidade de materiais impermeabilizantes que formam o *liner* ou os termos “*liner* único” e “*liner* duplo”, que classificam de acordo com a presença da camada de drenagem (Giroud & Bonaparte, 1989b)– Figura 2.2. Enquanto o *liner* de solo e de geomembrana fazem uso desses materiais isolados, o *liner* composto se refere à combinação de dois ou mais materiais, que, normalmente, são uma argila compactada e uma geomembrana.

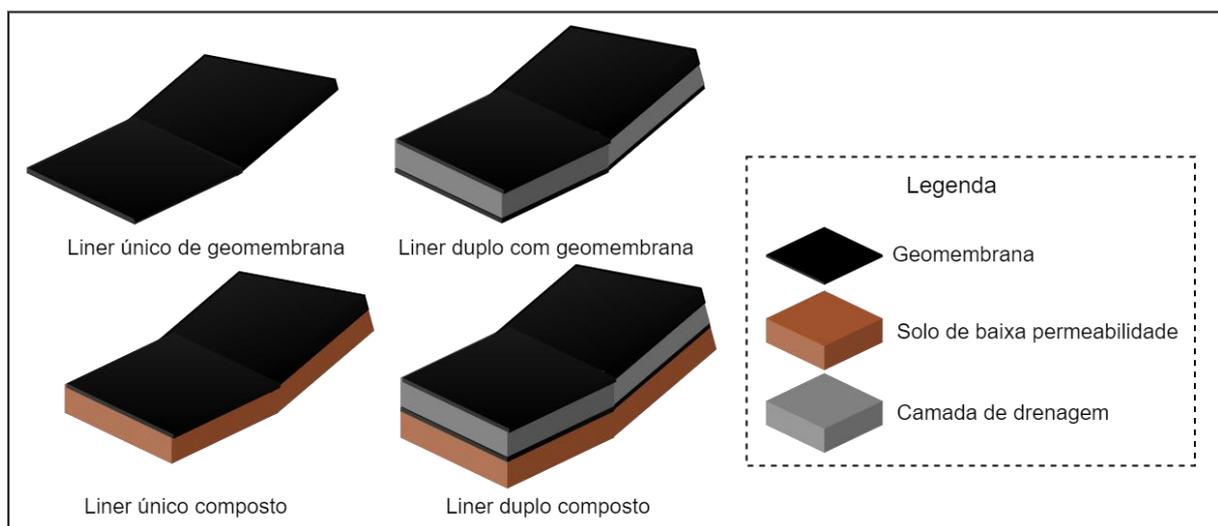


Figura 2.2. Exemplos de sistemas de impermeabilização (Adaptado de Giroud & Bonaparte, 1989).

2.1.1 Materiais

Uma ampla variedade de produtos geossintéticos pode ser usada em projetos de proteção ambiental e disposição de resíduos, incluindo as geomembranas, os geocompostos argilosos e os geotêxteis. O geocomposto é definido como um material fabricado e montado usando pelo menos um produto geossintético entre os componentes (ABNT, 2018). As geomembranas são os geossintéticos mais empregados como barreira para fluidos e gases nas obras de aterros sanitários, correspondendo a mais de metade de seu uso total nos Estados Unidos (Palmeira, 2018). Com o desenvolvimento tecnológico das indústrias de polímeros e plásticos, esses produtos manufaturados têm sido extensamente incorporados na engenharia por oferecerem o controle de qualidade que os materiais naturais não apresentam.

Em comparação aos solos compactados puros, os geocompostos argilosos, tais como bentoníticos com geotêxteis e geomembranas, oferecem maior resistência a recalque, são mais fáceis de serem transportados, sua instalação é mais rápida, simples e possuem custo relativamente baixo. Em contrapartida, os geocompostos são mais vulneráveis a puncionamento e possuem tempo de experiência de uso pequena quando comparada à utilização do solo compactado, que é tradicionalmente empregado na engenharia.

Enquanto as argilas compactadas, tipicamente, apresentam coeficientes de condutividade hidráulica menores ou iguais a 10^{-9} m/s (Rowe *et al.*, 1995b), as geomembranas apresentam esses valores abaixo ou igual a 10^{-14} m/s (Vertematti, 2004). É importante notar que os *liners* são ditos de “baixa permeabilidade” e não “impermeáveis”, uma vez que não existe uma barreira completamente impermeável e todo *liner* está sujeito a alguma taxa de vazamento por um tipo de mecanismo, conforme ressaltado por Giroud & Bonaparte (1989). Segundo esses autores, o maior benefício em utilizar as geomembranas em associação com solo nas camadas de impermeabilização de aterros está na combinação de diferentes resistências químicas e taxas de envelhecimento. Além disso, esses dois materiais se complementam: enquanto a camada de solo de baixa permeabilidade aumenta o tempo de penetração dos contaminantes, quando executada em contato com a geomembrana, ela diminui a taxa de vazamento devido a um buraco na geomembrana.

2.1.2 Qualidade

Dentre os principais problemas que podem ocorrer nos *liners* de argila, estão incluídos: i. a ocorrência de trincas por recalques diferenciais ou pela perda de umidade; ii. a ocorrência de erosão interna em camadas de argila submetidas a altas concentrações de lixiviado ou solventes

orgânicos; iii. o ataque químico das partículas de argila pelo lixiviado; iv. o aumento de coeficiente de permeabilidade, que pode ser de até mil vezes a depender do tipo de fluido que percola (Palmeira, 2018). Por outro lado, os *liners* de geomembrana necessitam de um alto controle de qualidade na instalação, uma vez que os erros nas soldas podem acarretar em vazamentos pelas emendas e, por ser um material polimérico de espessura reduzida, a geomembrana apresenta certa suscetibilidade à ocorrência de furos e rasgos, por sobrecargas, fluxo por difusão molecular e falhas por fadiga pela expansão e contração térmica.

A qualidade do *liner* de argila compactada depende de fatores como as propriedades da argila empregada; a espessura da camada; a energia e a umidade de compactação; o grau de compactação e a proteção contra o ressecamento após a construção. Em relação às geomembranas, devem ser observados fatores como o método de solda dos painéis; a execução de uma camada de proteção contra perfurações e de um sistema de detecção de vazamentos. Além disso, alguns aspectos devem ser considerados na escolha do tipo de *liner* a ser usado, são eles: o tipo e a periculosidade do resíduo a ser disposto; o nível freático do local de implantação; o solo de fundação do local; a existência de áreas de empréstimo e sua proximidade; a disponibilidade de equipamentos para compactação de solo e/ou de soldas de geomembranas; os recursos disponíveis para instalação, transporte e manutenção do *liner*; a existência de legislações locais que exigem um tipo específico de material e a segurança sanitária requerida pelos arredores da implantação da obra.

2.1.3 Normativas sobre os sistemas de impermeabilização de aterros sanitários

Devido a sua baixa condutividade hidráulica e elevada resistência química e física, o *liner* composto é muito usado para retenção de substâncias contaminantes em obras ao redor do mundo, como os aterros sanitários e as barragens de rejeito. Em esfera nacional, as legislações que dispõem sobre critérios de projeto de ambos empreendimentos exigem a impermeabilização de base, entretanto, não são especificados detalhes construtivos sobre o tipo de *liner* que deve ser utilizado. O critério normativo, portanto, é dado apenas pelo coeficiente de permeabilidade mínimo para evitar a passagem de substâncias nocivas à saúde humana para o subsolo.

Para os aterros sanitários, a Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) número 8.419 de 1992, sobre apresentação de projetos de aterros sanitários de RSU (ABNT, 1992), submete a exigência de camada de impermeabilização às determinações do órgão de controle ambiental competente. Em relação aos aspectos construtivos e critérios para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos

não perigosos, a NBR 13.896/97 (ABNT, 1997) exige que o local de implantação apresente subsolo com coeficiente de permeabilidade inferior a 5×10^{-5} cm/s e uma camada de 1,50 m de solo não saturado entre o nível freático e a base do aterro. Quando as condições hidrogeológicas não respeitam essa determinação, é exigida uma camada impermeabilizante inferior em toda a área, com espessura e resistência suficientes para evitar rupturas e evitar contato do líquido percolado com o solo natural.

Em esfera estadual, municipal e distrital, os órgãos locais têm competência administrativa comum com a União e têm a autonomia local de criação de leis e normas complementares sobre a preservação ambiental, podendo ser mais restritivas que as leis federais (Brasil, 1988). Dito isso, no âmbito da impermeabilização de aterros sanitários não perigosos, a Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo (CETESB) emprega como critério para concessão de licenças uma camada de solo argiloso compactado com espessura de 0,6 m e coeficiente de permeabilidade inferior ou igual a 10^{-9} m/s sobreposta por uma geomembrana de PEAD com espessura de 2,5 mm e geotêxtil não tecido para proteção mecânica da manta (CETESB, 2019). Já no Distrito Federal, a Resolução nº 18, de 1º de agosto de 2018 da Agência Reguladora de águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal (ADASA) não especifica o tipo de *liner* recomendado, é exigido apenas que a camada impermeabilizante seja construída com materiais de propriedades químicas compatíveis com as características do rejeito e resistir aos gradientes de pressão (ADASA, 2018).

O estado de Minas Gerais, em sua Cartilha de Orientações Técnicas para o cumprimento à Deliberação Normativa 118/2008 da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD), Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM) e outros órgãos reitera a obrigatoriedade de sistema de impermeabilização sem detalhar aspectos construtivos (SEMAD, 2008). O documento também torna mandatória a realização de análises de águas subterrâneas dos parâmetros mínimos: cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, condutividade elétrica, cloretos, cromo total, Escherichia coli, nitratos, nitrogênio amoniacal total, nível de água, pH, zinco total para anteder aos padrões ambientais. Por outro lado, a Cartilha de Orientações para Consórcios Públicos para Gestão de Resíduos Sólidos da Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana (SEDRU) e da FEAM apresenta como solução técnica para aterros sanitários uma base constituída por uma camada impermeável de geomembrana de PEAD (SEDRU, 2016).

É interessante perceber que há uma variabilidade nas recomendações sobre o uso das geomembranas como manta impermeabilizante de aterros sanitários no Brasil e que o mesmo

ocorre em âmbito global. Enquanto países como os Estados Unidos (EPA, 2000), Alemanha (ETC 8, 1993), Bélgica, Portugal, Itália, Áustria (Bouazza & Van Impe, 1998) exigem o uso das geomembranas de PEAD, outros países como Brasil e Reino Unido requisitam apenas camada de solo compactado que varia a espessura mínima em até 1 m. Em países asiáticos como a Tailândia, a Índia e a China, a prática de uso das geomembranas de PEAD de 1,5 mm também é recorrente (Ng & Ramsey, 2012). Além disso, alguns países como a Suíça e a França tornam obrigatório o uso do geossintético na impermeabilização apenas para algumas classes de resíduos, como os perigosos ou não inertes. O Japão, por sua vez, apresenta diferentes tipos de composições de *liners* possíveis: para o *liner* simples, exige uma camada maior ou igual a 5 m de argila com permeabilidade de 10^{-7} m/s e para o *liner* com geomembrana essa camada pode ser maior ou igual a 0,5 m e permeabilidade de 10^{-8} m/s (Chai & Miura, 2002). Por fim, Palmeira (2018), em seu livro, apresenta esse panorama para outros países e detalha o tipo de resíduo aterrado, o tipo de barreira, sua função, espessura e permeabilidade.

2.1.4 Normativas sobre os sistemas de impermeabilização de barragens de rejeito de minério

Em relação ao sistema de impermeabilização de fundo de empreendimentos do setor mineral, também há variabilidade sobre o uso do *liner* simples de argila compactada ou com geomembrana. No Brasil, para as barragens para disposição de rejeitos, a NBR número 13028 de 2017 (ABNT, 2017) determina que o revestimento impermeabilizante é obrigatório para barragens de resíduos perigosos e que o projeto e a especificação dos materiais deve ser feito por equipe de engenharia especializada. Caso sejam resíduos não perigosos, não inertes ou com potencial para geração de drenagem ácida ou de radionuclídeos – que também são contaminantes –, é necessária uma avaliação hidrogeológica e hidrogeoquímica para definir a necessidade e o tipo de revestimento e/ou o controle a ser aplicado ao projeto.

Na Austrália, a Comissão Nacional de Grande Barragens oferece um guia para barragens de rejeito que indica a importância de uma camada de baixa permeabilidade para minimizar a contaminação de águas subterrâneas. Os *liners* compostos por revestimento de geomembrana com solo de baixa permeabilidade são recomendados para reduzir a percolação de líquidos. É sugerido, também, que a geomembrana possua uma camada de proteção contra furos e que haja a camada de solo para controlar vazamentos (ANCOLD, 2012). A agência Ambiental dos Estados Unidos (EPA) também reitera a importância de confinar a base das barragens para prevenção de passagem de contaminação para águas subterrâneas de modo a garantir um nível de potabilidade, assim como ocorre nos aterros sanitários. O relatório também compara a

impermeabilização de base das barragens de rejeito com a dos aterros de resíduos sólidos, em que o usual é o emprego do *liner* composto de argila compactada e geomembrana de PEAD no fundo das estruturas (Rosnick & Pettengill, 2008).

Pela análise das normativas nacionais, é possível perceber que há um maior detalhamento da fundação das estruturas de mineração com a preocupação da estabilidade em detrimento da proteção ambiental. Há poucas regulamentações específicas que descrevem a impermeabilização de fundo das obras de disposição de rejeitos, ficando a critério do empreendedor a garantia de segurança das águas subterrâneas. Além disso, a falta de leis específicas em relação ao armazenamento de resíduos minerários e ao aperfeiçoamento de critérios e ensaios de desempenho dificulta a compreensão dos impactos ambientais e limita o uso dos geossintéticos na mineração (Fourie *et al.*, 2010).

Apenas em raras ocasiões as barragens de rejeitos não causam impactos ao sistema subterrâneo, como para os casos em que o reservatório se localiza em fundações naturalmente impermeáveis (Vick, 1999). Como consequência da inexistência ou ineficácia dos *liners* de impermeabilização de empreendimentos minerários, existem inúmeros registros de casos de contaminação de aquíferos subterrâneos com substâncias tóxicas em regiões próximas de mineradoras.

Alguns exemplos dessa problemática no Brasil são a contaminação por sulfato e zinco, estudada por Terrell (2007), em uma área de mineração de caulim de Mogi das Cruzes – São Paulo, e os diversos casos de contaminação noticiados por veículos de comunicação, como nos municípios de Caetité, Livramento e Lagoa Real, localizados no sudoeste da Bahia, que indicam altos níveis de chumbo, alumínio, manganês, arsênio, selênio, cádmio, cromo total e urânio nas águas subterrâneas (Vilasboas, 2017) e por ferro, manganês, sódio, chumbo e alumínio no Quadrilátero Ferrífero, na zona central de Minas Gerais (Hornos, 2019). Os efeitos dos altos níveis de substâncias nocivas nas águas subterrâneas e superficiais vão desde danos à saúde humana, como o aumento de casos de neoplasias (proliferação celular anormal de natureza benigna ou maligna, que é dita como câncer), até prejuízos ao abastecimento público e a falta de água nas comunidades próximas das mineradoras.

2.2 Geomembranas

2.2.1 Materiais e vantagens

No contexto dos materiais geossintéticos, a NBR ISO 10318-1 de 2018 (ABNT, 2018) estabelece que as barreiras geossintéticas poliméricas compostas por geomembranas são

produzidas industrialmente em forma de lâmina em que a função da barreira é essencialmente desempenhada por polímeros. As geomembranas, por sua vez, são ditas como um produto bidimensional, de baixíssima permeabilidade, composto predominantemente por asfaltos, elastômeros ou plastômero, utilizado para controle de fluxo e separação, nas condições de solicitação. A definição fornecida por Vertematti (2004) é de que as geomembranas são mantas poliméricas flexíveis de permeabilidade extremamente baixa (da ordem de 10^{-14} m/s) que são utilizadas como barreiras para líquidos e vapores. Suas aplicações na impermeabilização vão desde aterros de resíduos, revestimentos de túneis, confinamento de áreas contaminadas, canais de irrigação até piscinas e praias artificiais.

A *American Society for Testing and Materials* (ASTM) as define como um produto plano, composto por uma ou mais camadas, essencialmente impermeável, manufaturado a partir de materiais poliméricos. Assim como os geossintéticos em geral, as geomembranas podem ser empregadas no solo, rocha ou qualquer outro material como parte integrante de um projeto, estrutura ou sistema (ASTM, 2002). Já a designação dada pela *International Geosynthetic Society* (IGS), é de uma camada polimérica plana e relativamente impermeável, utilizado em contato com o solo ou outros materiais de engenharia civil.

Os materiais mais usados em sua fabricação são: polietileno de alta densidade (PEAD); polietileno linear de baixa densidade; polivinil clorado (PVC); polipropileno flexível, polietileno clorossulfonado e a geomembrana betuminosa. Também existem acabamentos superficiais que visam aumentar a rugosidade da superfície da manta, as quais podem ser lisas ou texturizadas em uma ou nas duas faces. No Brasil, as geomembranas mais utilizadas são de polímeros termoplásticos ou termoplásticos cristalinos de PVC e PEAD por possuírem maior resistência química e versatilidade. O PEAD é amplamente empregado por apresentar vantagens como boa resistência contra diversos agentes químicos, boas características de solda e de resistência mecânica e bom desempenho a baixas temperaturas.

As geomembranas apresentam vantagens em relação às soluções convencionais em obras de disposição de resíduos, tais como: o controle de qualidade na produção do material manufaturado, que lhe confere confiabilidade; a facilidade de instalação e transporte, que reduzem o tempo e o custo da obra; sua pequena espessura (em média 2 mm), que acarreta menor volume ocupado pela barreira; sua utilidade em locais com escassez de materiais naturais; as tecnologias disponíveis de detecção de vazamentos.

Além da texturização das faces, é possível que as geomembranas sejam reforçadas com a inserção de um material tecido ou não tecido, como um geotêxtil, em camadas sucessivas. Esse

acoplamento de geocompostos oferece benefícios como o aumento da estabilidade durante o processo de fabricação; alívio do efeito da contração e expansão térmicas e aumento da resistência à tração, ao rasgo; ao estouro e à punção (Colmanetti, 2006).

As geomembranas de polietileno apresentam espessura usual de 0,5 mm a 3,0 mm, largura de 7 m e comprimento acima de 100 m. Elas estão sujeitas a uma considerável expansão térmica, que pode acarretar em rugas de alguns centímetros. As geomembranas de PEAD são as mais empregadas em *liners* de impermeabilização de fundo de disposição de resíduos no Brasil. Elas apresentam boa resistência química e sua durabilidade é alta, porém, alguns aspectos devem ser observados na sua utilização, são eles: i. sua trabalhabilidade é mais onerosa; ii. possuem menor aderência aos solos quando são lisas; iii. têm alto coeficiente de expansão térmica, que pode favorecer à formação de rugas; iv. são as mais suscetíveis à trincas por tração, que são ditas como *stress cracking*, devido a sua cristalinidade (Palmeira, 2018).

2.2.2 Controle de qualidade e aspectos construtivos

O controle de qualidade das geomembranas envolve ensaios padronizados para avaliar o desempenho com base em propriedades físicas, mecânicas e químicas. Todos esses ensaios são normatizados e seguem as prescrições de normas, seja pela ABNT, pela *International Organization for Standardization* (ISO), pela ASTM ou pelo comitê europeu de normatização.

Em literatura, as normas da ASTM são amplamente empregadas, bem como suas correspondentes NBR no Brasil. De acordo com as recomendações da Associação Brasileira de Geossintéticos (IGSBrasil, 2020) e com base no manual técnico NeoPlastic® (NeoPlastic, 2019), as propriedades avaliadas por ensaios de laboratório e de campo incluem:

- Espessura;
- Densidade;
- Características de atrito;
- Resistência à tração e à deformação;
- Transmissividade de vapor d'água e de solventes;
- Resistência ao rasgo e ao estouro;
- Umedecimento/secagem;
- Resistência a puncionamento;
- Resistência ao cisalhamento;
- Durabilidade;
- Efeitos da oxidação;
- Ação dos raios ultravioleta;
- Expansão térmica;
- Resistência ao descolamento;
- Permeabilidade à água;
- Ação de agentes biológicos.

Além disso, os métodos construtivos também são padronizados para assegurar o controle de qualidade do produto. Após a aquisição e a armazenagem, em que deve haver proteção contra exposição solar, é realizada a instalação da bobina de geomembrana. A maior parte dos danos

causados à geomembrana provém de falhas no momento da instalação e do manuseio incorreto. As bobinas devem ser instaladas sem estarem tencionadas, em um terreno nivelado, compactado e limpo. Devem ser executadas canaletas, reaterros ou outros elementos de fixação para ancoragem das geomembranas no local. É recomendada uma ancoragem provisória à medida em que as bobinas são desenroladas, podendo ser feita com pneus ou sacos de areia. Ademais, devem ser observados outros fatores como o clima, a temperatura e o trânsito de veículos durante a instalação. O método utilizado também deverá minimizar o aparecimento de rugas, que deve possuir um limite previsto em cada manual.

Sobre a execução das emendas, estas devem ser uniformes para evitar a concentração de esforços, com folga suficiente para compensar as retrações térmicas e por um método de soldagem adequado ao material da geomembrana. É importante tomar cuidado com a ação do vento para evitar bolsas de ar sob a manta, que deve ser coberta imediatamente após a soldagem. Os tipos mais comuns de soldagens em geomembranas são: por solventes; solventes adesivos; fitas e adesivos de contato ou vulcanizados e os métodos térmicos. Esses últimos fazem uso do calor e/ou pressão para executar a solda por fusão, podendo ser realizados por corrente elétrica (soldagem dielétrica); por ondas de ultrassom (soldagem com ultrassom); por um fio elétrico (soldagem elétrica) ou por extrusão, analogamente aos metais (Koerner, 2005).

É importante ressaltar que o manual operacional da geomembrana adquirida detalha não só as especificações técnicas do material, mas também determina fatores construtivos a serem considerados, tais como o espaçamento mínimo entre as emendas; a distância e inclinação dos taludes onde será a instalação e os equipamentos empregados para solda por termofusão, extrusão ou mecânica. O documento fornecido pelo fabricante inclui outras informações, como o processo de fabricação do material; o controle de qualidade da fabricação; laudos técnicos; a garantia de qualidade; o transporte e manuseio; a estocagem; a instalação; os ensaios de avaliação de soldas; os reparos; os ensaios destrutivos e não destrutivos e as normas de referência para obras. Em relação às propriedades, são especificadas a composição do produto; a espessura; a altura; a largura; o comprimento; a tensão de ruptura; o módulo de flexão e seu peso específico.

2.2.3 Possíveis defeitos e perfurações

Apesar de todas as recomendações normativas, as geomembranas estão sujeitas a uma série de defeitos, tais como as perfurações e os rasgos. Dentre os fatores de risco que podem levar ao microfissuramento dado pela superação da tensão de ruptura da geomembrana, podem-se citar

as solicitações causadas por esforços de tração; os recalques na base da obra; a compactação do solo e suas sobrecargas; a ação do vento; os rasgos ou perfurações e a sismicidade.

Além do cumprimento das normas e recomendações fornecidas pelo fabricante, é necessária a execução de estudos para determinar as condições de campo e verificar a capacidade de suporte do material. Isso tem objetivo de selecionar o tipo de geomembrana mais adequado e avaliar se o geossintético atende satisfatoriamente às solicitações de campo. Dito isso, são sugeridos estudos de análise de estabilidade em taludes de solos de cobertura com camada de geomembrana; de solicitações por recalque uniforme e/ou em grandes áreas; de solicitações por afundamento localizado; a avaliação de perfurações durante a construção e a vida útil e de solicitações provocadas pelo vento.

Os defeitos típicos observados em geomembranas incluem (Giroud & Bonaparte, 1989b):

- Costuras descontínuas ou defeituosas resultantes da fabricação ou instalação por fatores incluindo umidade, temperatura ambiente ou de solda, contaminação por poeira e trabalho inadequado ou garantia de qualidade;
- Falhas nas emendas causadas por tensões excessivas durante a instalação;
- Danos às geomembranas durante a construção ou operação das instalações, causadas pelo tráfego de equipamentos;
- Perfuração de geomembranas por pedras no suporte ou cobertura material quando as tensões de compressão são aplicadas como resultado de tráfego ou o peso do material armazenado;
- Falha de tração das geomembranas devido a tensões geradas pelo peso do material armazenado ou movimentos de materiais em contato com o sistema de revestimento;
- Falhas causadas pelo aparecimento de trincas por tensões constantes, tais como sobrecargas;
- Falhas causadas por fadiga devido a tensões repetidas, como tensões resultantes da expansão e contração térmica.

A ocorrência de perfurações, rasgos e enrugamentos compromete a eficiência das geomembranas usadas para contenção de fluidos, uma vez que permite o vazamento através dos orifícios e das fendas (Figura 2.3). Devido à grande recorrência desse tipo de defeito, diversos autores dedicaram seus estudos aos modelos de previsão de vazão por furos e rasgos nas geomembranas (Giroud, 1997; Touze-foltz *et al.*, 1999; Touze-Foltz & Giroud, 2003; Mendes *et al.*, 2010). As pesquisas visam ajustar um modelo matemático e realizar uma análise

paramétrica com resultados de experimentos com furos de diferentes dimensões, distribuições e condições de contato em geomembranas.

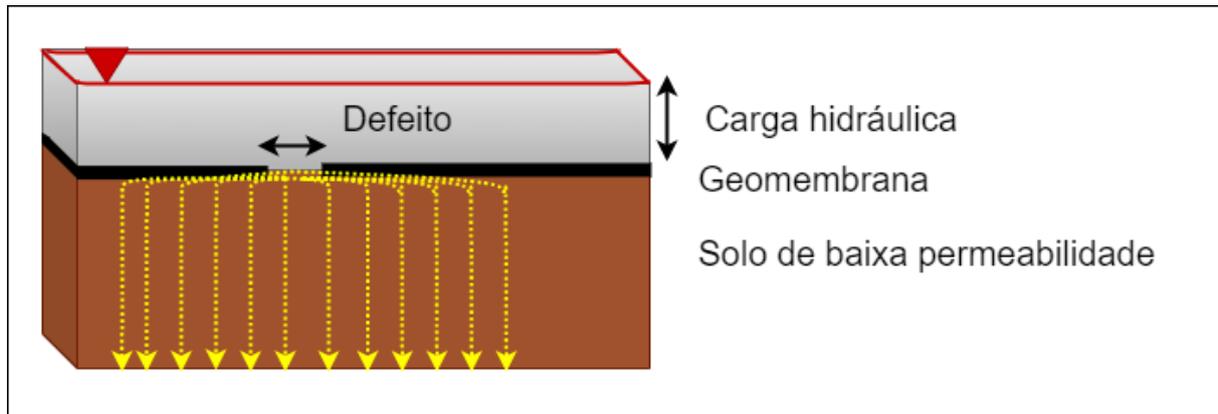


Figura 2.3. Fluxo de líquidos por *liners* compostos com defeitos, vista em seção transversal (Adaptado de Giroud *et al.*, 1992).

Giroud & Bonaparte (1989a, 1989b) realizaram um estado da arte sobre vazamentos em geomembranas e desenvolveram uma série de equações experimentais que foram amplamente empregadas para estimativa do fluxo por furos em *liners* de geomembrana com solo compactado. As equações, no entanto, são válidas para casos com gradiente próximo à unidade. Então, o equacionamento foi adaptado por Giroud *et al.* (1992), que desenvolveram um método para avaliar a taxa de vazamento de água por pequenos furos circulares, fissuras e emendas defeituosas nos *liners* compostos com geomembranas. Foi considerado solo saturado de baixa permeabilidade e fluxo estacionário nos equacionamentos, que possuem base experimental.

Autores como Giroud (1997), Rowe (1998) e Touze-Foltz & Giroud (2003) incluíram soluções analíticas nos equacionamentos empíricos e expandiram o método de cálculo do fluxo por advecção para defeitos circulares, de comprimento infinito e com rugas. Foose *et al.* (2001b) aplicaram as soluções analíticas existentes e desenvolveram modelos numéricos tridimensionais e bidimensionais para determinar a vazão por emendas com anomalias. Outros autores, como Bouazza & Vangpaisal, (2006); Xie. *et al.* (2010), Sun *et al.* (2019) e Qian *et al.* (2001) desenvolveram novos modelos e os aprimoraram para a inclusão de fluxo gasoso, de compostos orgânicos e reativos e para a validação das equações por ensaios experimentais.

De um modo geral, as equações experimentais visam determinar a vazão que atravessa o furo com base em parâmetros como o raio do furo circular ou as dimensões do rasgo; a carga hidráulica ou altura de lixiviado acima da geomembrana; a condutividade hidráulica abaixo da geomembrana; as condições de contato entre a geomembrana e o solo (presença de rugas) e a

espessura da camada. São feitas adaptações por cada autor de acordo com os resultados experimentais obtidos e para testar novas condições de operação das geomembranas.

Também foram estudados diferentes formatos de defeitos nas geomembranas, tais como circulares, quadrados e retangulares. Assim, são simuladas matematicamente as perfurações e os rasgos que podem ocorrer nesse material, conforme demonstrado na Figura 2.4.

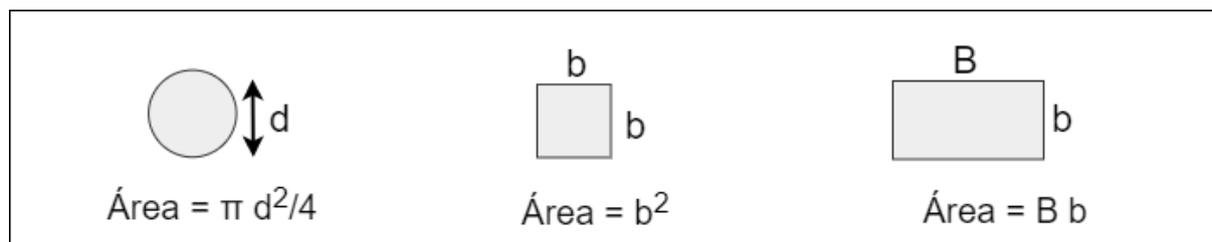


Figura 2.4. Vista em planta dos formatos de defeitos nas geomembranas. (Adaptado de Giroud, 1997).

Além desses defeitos, a espessura reduzida das geomembranas também favorece a ocorrência de transporte de íons contaminantes pelo mecanismo de difusão iônica, que coloca em pauta sua eficiência como barreira (Rowe *et al.*, 1995a; Aminabhavi & Naik, 1998; Sangam & Rowe, 2001; Touze-Foltz *et al.*, 2011). Esse fenômeno microscópico é responsável pela transferência de massa em materiais sólidos, depende do gradiente de concentração e ocorre em maior ou menor proporção nas mantas de geomembrana de acordo com o íon que entra em contato com sua superfície.

2.3 Contaminação das águas subterrâneas e do solo

As substâncias contaminantes podem ser entendidas como aquelas que se encontram na natureza em níveis que se desviam da composição normal do ambiente, sendo capazes de provocar alterações no funcionamento do ecossistema. Quando essas substâncias se encontram acima dos níveis toleráveis pelo sistema e causam efeitos adversos, como alterações sanitárias, estéticas e na qualidade do ar, da água ou do solo, elas são ditas como poluentes.

Em relação aos impactos ambientais causados pela ação antrópica, usualmente, é dada menor importância para a contaminação das águas subterrâneas e do subsolo em comparação à preocupação com a poluição do ar e das águas superficiais. Isso se mostra como um problema de extrema relevância, uma vez que as águas subterrâneas desempenham o papel de recarga de corpos hídricos superficiais, manutenção do ecossistema e são responsáveis por mais da metade do abastecimento público dos municípios brasileiros (ANA, 2010). Além disso, o potencial de contaminação das águas subterrâneas existe, em maior ou menor magnitude, em todos os

métodos de disposição de resíduos da atualidade pela ocorrência de vazamentos e infiltração em lagoas, aterros ou pilhas de rejeitos.

O problema da contaminação do subsolo é agravado por fatores como a maior dificuldade de identificação de anormalidades na qualidade da água e do solo, dada a localização na subsuperfície e o tempo elevado para os efeitos da degradação se iniciarem, e a maior complexidade de remediação ambiental, que envolve técnicas de bombeamento da água, remoção do solo ou tratamentos *in situ*. Os métodos de remediação das águas subterrâneas e do solo, muitas vezes, apresentam elevado custo e envolvem tecnologias de difícil aquisição e aplicação para a maioria das localidades brasileiras. Para evitar isso, é necessário que haja monitoramento periódico da qualidade da água em locais de alto risco de contaminação. Isso deve ser feito por meio da perfuração de poços para coleta de amostras e posterior determinação laboratorial da concentração de substâncias contraindicadas para consumo humano, tais como: sólidos totais; cloretos; sulfatos; nitratos; ferro; magnésio; cobre; zinco; cádmio; arsênio; chumbo; mercúrio; prata; fenóis; coliformes totais entre outros (Freeze & Cherry, 1979).

A melhor alternativa para proteção dos recursos subterrâneos é a prevenção do lançamento de substâncias poluentes no subsolo. O estudo do transporte de contaminantes se mostra fundamental para previsão do fluxo de substâncias nocivas pelos diversos mecanismos de migração de íons na subsuperfície. Dessa forma, é possível modelar e compreender melhor os fenômenos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no interior do solo e das águas subterrâneas para auxiliar no dimensionamento de estruturas, na remediação de áreas contaminadas, na gestão de políticas públicas e até no controle de danos ao meio ambiente e à saúde humana.

2.3.1 Tipos de contaminantes e riscos à saúde humana

Uma grande variedade de contaminantes pode estar presente no subsolo, sejam eles orgânicos, inorgânicos, hidrocarbonetos, patógenos ou radioativos. A maioria dos compostos pode ser encontrada na superfície dos grãos do meio poroso ou, principalmente, dissolvida nas águas subterrâneas. Eles podem ocorrer na natureza tanto espontaneamente quanto podem ter sido inseridos no sistema por atividades humanas que produzem efluentes domésticos, industriais, hospitalares, agrícolas e da pecuária. A inserção dos contaminantes nos compartimentos ambientais pode se dar por descumprimento das normativas sanitárias ou por acidentes, como pelo vazamento de tubulações de esgoto, por estações de tratamento de águas residuais, pela infiltração de aterros sanitários e lixões, por tanques de armazenamento de combustíveis subterrâneos, por drenos de rodovias, pela inexistência de rede coletora de esgotos, por efluentes

industriais não tratados, por derramamentos acidentais, pelo uso indiscriminado de defensivos agrícolas, por atividades de mineração, entre outros.

Christensen (2011) separa os contaminantes nas seguintes classes:

- **Matéria Orgânica Dissolvida (MOD):** compreende macromoléculas como lignina, ácido húmico e ácidos graxos.
- **Compostos orgânicos xenobióticos (COX):** constituem-se de hidrocarbonetos aromáticos, compostos halogenados, compostos fenólicos, alcoóis, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos e outras substâncias tóxicas.
- **Macrocomponentes inorgânicos:** são exemplos dessa classe os íons sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), ferro (Fe^{3+} e Fe^{2+}), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e amônio (NH_4^+).
- **Metais pesados:** grupo de elementos de alto risco à saúde humana presente em baixas concentrações nos lixiviados. São exemplos o Cobre (Cu), Ferro (Fe), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Zinco (Zn), Cobalto (Co), Níquel (Ni), Alumínio (Al), Cianeto (CN), Boro (B) e Selênio (Se).

Em relação à classificação mais usual dos principais grupos de contaminantes, são destaques os hidrocarbonetos aromáticos; os hidrocarbonetos oxigenados; os hidrocarbonetos usados em pesticidas; os metais pesados e cátions; as cetonas e os contaminantes emergentes. Existe, ainda, a contaminação biológica por grupos microbianos, como os coliformes fecais, e radiológicos, que são substâncias que emitem radiação. Há, também, a classificação mais simplificada nos grupos dos “orgânicos”, que incluem os derivados do petróleo, os solventes, os fenóis, o alcatrão de carvão, entre outros e o grupo dos “inorgânicos”, que engloba os metais e alguns ânions, como o cianeto, os cloretos, os sulfatos e os nitratos (Rowe, 2001).

Os hidrocarbonetos podem ser encontrados em matérias-primas industriais e em componentes derivados do petróleo, incluindo os compostos conhecidos como BTEX – benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos. Existem, também, os hidrocarbonetos clorados alifáticos, que incluem os chamados “solventes clorados” e são muito usados em substâncias solventes, refrigerantes, plásticos, removedores e tintas. São alguns exemplos deles: o cloreto de metileno ou diclorometano, o clorofórmio ou triclorometano, o tetracloreto de carbono ou tetraclorometano, bromofórmio, entre outros.

A contaminação das águas subterrâneas por hidrocarbonetos BTEX pode ocorrer, por exemplo, pelo derramamento de combustíveis e derivados do petróleo provenientes de postos de gasolina,

indústrias e tanques de armazenamento subterrâneo. Esses compostos são fortes depressores do sistema nervoso central, apresentando toxicidade crônica, mesmo em pequenas concentrações (Silva *et al.*, 2002). Além disso, quando ingeridos por longos períodos, apresentam efeito carcinogênico nos seres humanos.

Dependendo do alvo dos pesticidas, eles podem ser classificados como bactericidas, inseticidas, herbicidas, fungicidas, acaricidas, nematocidas, entre outras classes. Os exemplos mais conhecidos de pesticidas são o diclorodifeniltricloroetano (DDT); o glifosato ou *Roundup*; a atrazina; o ácido diclorofenoxiacético (2,4 D); o mancozebe; o aldrin; o dieldrin; o heptacloro; o toxafeno e o baygon. Os estudos epidemiológicos comprovam que os pesticidas podem causar efeitos agudos (intoxicação imediata pela exposição maciça por um curto período), subagudos (intoxicação mais lenta por exposição moderada ou pequena a produtos mediana ou altamente tóxicos) ou crônicas (intoxicação com surgimento tardio, de longo prazo, pela exposição de pequena ou moderada a produtos medianamente ou pouco tóxicos, ou múltiplos produtos). A intoxicação subaguda caracteriza-se por sintomas de cefaleia, mal-estar, sonolência, fraqueza, entre outros. Já a intoxicação crônica pode provocar danos irreversíveis como paralisia e câncer (SINITOX, 1998).

Já os contaminantes conhecidos como emergentes são encontrados nos fármacos (antibióticos, anti-inflamatórios, drogas psicotrópicas, entre outros); em produtos de higiene pessoal; esteróis e hormônios; antissépticos; adoçantes artificiais; aditivos de gasolina e explosivos. Os metais, por sua vez, são um grupo de elementos situados entre o cobre e o chumbo na tabela periódica, estão presentes em grande parte das fontes de contaminação e são amplamente encontrados em produtos industriais, como ligas metálicas, baterias, pesticidas, eletrônicos e equipamentos de construção.

Os principais metais indicadores de contaminação são: mercúrio, cádmio, cromo, níquel, zinco, chumbo, cobre, ferro e manganês (Conciani, 2016). A concentração desses elementos no solo está ligada à sua mobilidade e capacidade de sorção, que dependem de fatores como o pH, o potencial redox, a textura, a estrutura, o teor de argila, as concentrações de matéria orgânica e de óxidos, as relações entre as concentrações de diferentes poluentes, a capacidade de troca catiônica e a presença de fósforo (Roseiro, 2002). Pela via de exposição da ingestão, seus efeitos na saúde humana incluem a intoxicação, a carcinogênese, doenças neurológicas, gastrointestinais, renais, cardiológicas, entre outras expostas na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Exemplos de metais pesados, suas fontes na natureza e efeitos à saúde humana associados às principais vias de exposição (Adaptada de Plumlee & Ziegler, 2005).

Elemento químico	Exemplos de possíveis materiais fonte do elemento	Efeitos do excesso na saúde associados com as principais fontes de exposição
Cobre (Cu)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Depósitos de minério ricos em Cu ▪ Solos e águas afetadas pelas emissões provenientes da fusão ▪ Resíduos de mineração e subprodutos ▪ Algumas rochas (por exemplo os basaltos) naturalmente ricas em Cu 	<p><i>Ingestão:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Doença de Wilson ▪ Inflamação intestinal e hepática ▪ Hemólise ▪ Hiperglicemia
Cromo (Cr)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Geralmente presente em rochas ultramáficas e depósitos de minério associados ▪ O Cr antropogênico pode ocorrer em solos, sedimentos e águas afetadas por resíduos e subprodutos industriais (por exemplo, curtimento de couro, galvanoplastia, uso de cimento) ▪ Boa parte do cromo que ocorre naturalmente é cromite relativamente insolúvel ▪ O cromo solúvel pode ocorrer naturalmente em ambientes evaporativos 	<p><i>Inalação, ingestão, absorção cutânea:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Irritação e geração de lesões na pele, trato respiratório e mucosa gástrica e intestinal; ▪ Dermatite de contato ▪ Edema pulmonar; ▪ Insuficiência renal aguda; ▪ Risco a longo prazo de câncer de pulmão; ▪ Pneumoconiose
Cádmio (Cd)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Enriquecido em muitos minérios de zinco e xistos ▪ Pode ser enriquecido em solos, sedimentos, e águas afetadas por emissões de fundições, usinas elétricas; agrícolas aplicações de lodo de esgoto ▪ Resíduos de mineração ▪ Resíduos industriais ▪ Resíduos sólidos (baterias, curtimento de couro, galvanoplastia, uso de cimento) 	<p><i>Inalação, ingestão:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ A exposição aguda leva à problemas do trato gastrointestinal, gastroenterite; lesões hepáticas e renais; cardiomiopatia; acidose metabólica; irritação do trato nasofaríngeo; pneumonite. ▪ A exposição crônica pode levar a doença pulmonar obstrutiva; bronquite; enfisema; câncer de pulmão; danos aos rins; osteoporose; amolecimento dos ossos; doença itai-itai.
Chumbo (Pb)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Solos e águas afetados por gás com chumbo ▪ Emissões de usinas ▪ Resíduos e subprodutos da mineração ▪ Poeiras, solos e detritos contendo tinta com chumbo ▪ Alimentos cultivados em solos ricos em chumbo ▪ Solos e poeiras derivadas de rochas naturalmente ricas em chumbo ▪ Águas que com chumbo lixiviado dos tubos de abastecimento 	<p><i>Inalação, ingestão:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ A intoxicação aguda leva à encefalopatia aguda; insuficiência renal e doença gastrointestinal. ▪ A intoxicação crônica leva a problemas do sistema nervoso central; função neurocomportamental prejudicada; diminuição do desenvolvimento motor em crianças; doença renal; hipertensão arterial e anemia.
Ferro (Fe)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elemento comum de formação de rochas ▪ Presente em minérios, solos, resíduos de minas, emissões de usinas ▪ A pirita (um sulfeto de ferro) ocorre em muitas rochas e minérios diferentes 	<p><i>Ingestão:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ A maior parte da toxicidade resulta de ingestão acidental de ferro contendo medicamentos. Pode causar hemacromatose; siderose; cardiopatia e câncer.

A mobilidade dos contaminantes no subsolo depende de fatores químicos, biológicos e físicos dos elementos e de propriedades hidrogeológicas do ambiente. Um desses fatores é o particionamento do contaminante nos sistemas água, solo, ar, matéria orgânica e minerais. Cada contaminante se particiona de uma maneira no subsolo. Para os metais, por exemplo, é importante considerar parâmetros do ambiente, como o pH e o potencial redox, uma vez que eles alteram o comportamento do contaminante no grão ou em seu deslocamento na água. Alguns compostos orgânicos podem se dividir em até seis fases, como, por exemplo, agrupados na zona insaturada do solo, adsorvidos na matéria orgânica natural do solo, na fase gasosa, dissolvidos na fase aquosa livre ou na zona saturada. É importante considerar outros processos que podem ocorrer na subsuperfície, tais como a volatilização, a dissolução, alterações químicas e biotransformações para prever a mobilidade dos contaminantes (Rowe, 2001).

2.3.2 Concentrações típicas em lixiviados e rejeitos de minério

Esses contaminantes descritos estão presentes em maior ou menor quantidade no lixiviado de resíduos sólidos e nos efluentes de rejeitos de minérios. O percolado ou lixiviado, popularmente conhecido como “chorume”, é um líquido escuro de composição físico-química e microbiológica variadas, resultado da degradação dos resíduos sólidos sob efeito de águas de precipitação e da própria decomposição. Sua origem pode ser a umidade natural do resíduo, a água de constituição da matéria orgânica, as enzimas que as bactérias expõem no processo de decomposição da matéria orgânica e a água proveniente da precipitação pluviométrica sobre o aterro (Silva, 2014). A caracterização do lixiviado e de sua geração é fundamental no dimensionamento e na definição dos sistemas de tratamento de percolados, na escolha de uma geomembrana quimicamente compatível e no controle da contaminação de águas subterrâneas. Sua taxa de geração em aterros sanitários depende, principalmente, da infiltração no local, das taxas de evaporação e de reações químicas e de fatores operacionais, como a camada de cobertura e a área do aterro sanitário. Já a composição do lixiviado varia de acordo com o tipo de resíduo aterrado; o tempo e a sequência de deposição; a profundidade; a existência de pré-tratamento dos resíduos; a composição gravimétrica dos resíduos sólidos (fração de cada tipologia de resíduo); a densidade dos resíduos; o clima da região; a época do ano e as características hidrogeológicas do local (Baran, 2019).

Alguns autores compilaram valores típicos das concentrações de substâncias químicas de inúmeros lixiviados de aterros sanitários para balizar o monitoramento de qualidade e auxiliar nos estudos. Além disso, é importante ressaltar que a composição do lixiviado também varia

com o clima da região, que interfere na pluviosidade e na temperatura do ambiente, as quais determinam a velocidade das reações de biodegradação e alteram as substâncias químicas presentes no lixiviado. Logo, é importante a avaliação da composição do lixiviado de países que pertencem à diferentes regimes climáticos. A Tabela 2.2 apresenta os valores típicos de concentração de contaminantes catalogados por Christensen *et al.* (2001) de estudos de países europeus, asiáticos e americanos e essa mesma faixa de valores monitoradas em um mês de cada ano: 2017, 2018, 2020 e 2021 no Aterro Sanitário de Brasília – DF, Brasil, compilada de SLU (2021).

Tabela 2.2. Valores típicos de parâmetros presentes nos lixiviados de aterro sanitário (Adaptada de Christensen *et al.* (2001) e SLU (2017 – 2021).

Parâmetro	Unidade	Intervalo de variação Christensen <i>et al.</i> (2001)	Intervalo de variação SLU (2017 – 2021)
pH	-	4,5 – 9	5,3 – 8,3
Condutividade específica	µS/cm	2 500 – 35 000	–
Sólidos totais	mg/l	2 000 – 60 000	7 664 – 43 866
Sólidos suspensos totais	mg/l	–	276 – 2 382
Carbono orgânico total	mg/l	30 – 29 000	–
Demanda bioquímica de oxigênio	mg O ₂ /l	20 – 57 000	987 – 24 800
Demanda química de oxigênio	mg O ₂ /l	140 – 152 000	3 950 – 75 165
Fósforo total	mg/l	0,1 – 23	3,9 – 57,5
Cloreto (Cl ⁻)	mg/l	150 – 4 500	3 100 – 3 710
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg/l	8 – 7 750	< 100 – 383
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	mg/l	610 – 7 320	10 400 – 12 600
Sódio (Na)	mg/l	70 – 7 700	1 260 – 2 120
Potássio (K)	mg/l	50 – 3 700	1 530 – 2 570
Cálcio (Ca)	mg/l	10 – 7 200	37,2 – 1 320
Ferro (Fe)	mg/l	3 – 5 500	5,5 – 161
Manganês (Mn)	mg/l	0,03 – 1 400	0,22 – 7,02
Magnésio (Mg)	mg/l	30 – 15 000	60,9 – 362
Sílica (SiO ₂)	mg/l	4 – 70	–
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/l	50 – 2 200	25,20 – 2 730
Arsênio (As)	mg/l	0,01 – 1	0,038 – 0,097
Cádmio (Cd)	mg/l	0,0001 – 0,4	< 0,001
Cromo (Cr)	mg/l	0,02 – 1,5	< 0,003 – 0,284
Cobalto (Co)	mg/l	0,005 – 1,5	–
Cobre (Cu)	mg/l	0,005 – 10	0,006 – 0,0280
Chumbo (Pb)	mg/l	0,001 – 5	< 0,005 – 0,078
Mercúrio (Hg)	mg/l	0,00005 – 10	0,0001 – 0,0009
Níquel (Ni)	mg/l	0,015 – 13	0,118 – 0,258
Zinco (Zn)	mg/l	0,03 – 1 000	0,235 – 0,881

Já os rejeitos de minério são resíduos descartados diretamente da planta de beneficiamento de minério, do qual já foi retirada a parte economicamente aproveitável. Eles são compostos de uma fração líquida e uma fração sólida e podem ser ativos (contaminados) ou inertes (não contaminados), dependendo do tipo de minério e do processo utilizado em seu beneficiamento. A fração sólida é constituída por partículas com composição granulométrica, mineralógica e

físico-química variadas e diretamente condicionadas às características da jazida, ao tipo de minério e ao processo de exploração e beneficiamento. A fração líquida também apresenta características químicas de toxicidade e concentração do minério que variam conforme o processo industrial.

A determinação da composição da parcela líquida e sólida dos rejeitos é importante para tomada de decisão sobre aspectos operacionais, como a impermeabilização de fundo, o método de disposição mais adequado, os parâmetros a serem monitorados, a necessidade de recirculação da água ou pré-tratamento do efluente líquido. Diferentemente dos lixiviados de aterro sanitário, que apresentam maiores concentrações de compostos orgânicos, os tipos de contaminantes mais críticos nos rejeitos de minérios são os metais pesados. Para a mineração de ferro, por exemplo, os contaminantes normalmente analisados incluem: cálcio, magnésio, alumínio, potássio, sódio, manganês, fósforo, ferro, zinco, cobre e chumbo (Silva *et al.*, 2006). Alguns desses compostos também podem estar presentes na mineração do ouro, como o manganês, o cobre, o chumbo, o alumínio, o zinco e o ferro. Outros elementos também são analisados na mineração de ouro, como o níquel, o arsênio, o cádmio e o cromo (Silva *et al.*, 2004; Sampaio, 2013).

Portanto, as concentrações desses metais variam de acordo com o empreendimento minerário e também podem se alterar ao longo do tempo em decorrência de oscilações na produção, nas demandas dos consumidores e em alterações na qualidade do produto. Em virtude disso, cada rejeito apresenta composição química e propriedades particulares de cada processo, sendo responsabilidade do empreendedor o monitoramento constante das concentrações dos contaminantes para auxílio da operação da mina e para evitar danos ambientais.

2.3.3 Valores de referência normativos

Com intuito de estabelecer padrões de qualidade para o solo e as águas subterrâneas, são previstos por leis os valores de referência ou valores orientadores de qualidade. Esses parâmetros de qualidade são determinados por agências ambientais ou empresas de saneamento estaduais e norteiam as concentrações máximas permitidas de substâncias químicas para prevenção de danos ambientais e controle da poluição. São estabelecidos limites numéricos para cada uso dado ao solo ou à água de modo a não agredir o meio ambiente e a saúde humana.

Em esfera estadual, desde 2001, a CETESB possui uma lista de valores orientadores para solos e águas subterrâneas para o estado de São Paulo (CETESB, 2014), que é usada como um instrumento para o gerenciamento de áreas contaminadas no estado. Dessa forma, assim como

o licenciamento, o cadastro de áreas contaminadas e as auditorias ambientais, os critérios de qualidade para solo e águas subterrâneas se mostram como um instrumento da lei estadual sobre as diretrizes para proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas.

Os valores de referência foram definidos com base na avaliação de risco à saúde humana de estudos das agências de proteção ambiental dos Estados Unidos e da Organização Mundial da Saúde (OMS). A tabela de valores é atualizada desde 2001, tendo sua última versão, até o momento, em 2014. Na lista são apresentados os valores de referência de qualidade, valores de prevenção e valores de intervenção para o solo, dados em mg/kg, em usos agrícolas, residenciais e industriais. Para águas subterrâneas são fornecidos os valores de intervenção, em µg/L. Dentre os contaminantes catalogados, existem mais de 80 substâncias divididas nas categorias: i. inorgânicos; ii. hidrocarbonetos aromáticos voláteis; iii. hidrocarbonetos policíclicos aromáticos; iv. benzenos clorados; v. etanos clorados; vi. etenos clorados; vii. metanos clorados; viii. fenóis clorados; ix. fenóis não clorados; x. ésteres ftálicos; xi. pesticidas organoclorados e xii. outros.

Em esfera nacional, a definição dos valores orientadores de qualidade do solo é dada pela Resolução CONAMA nº 420 de 2009 (CONAMA, 2009). É possível avaliar se o contaminante atingiu os limites previstos em lei e estabelecer medidas preventivas e mitigadoras para a contaminação no solo a nível nacional. Em seu artigo 6º, são definidos os seguintes valores orientadores de qualidade do solo:

XXII - Valor de Referência de Qualidade - VRQ: é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos;

XXIII - Valor de Prevenção - VP: é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de manter o ecossistema, produzir alimentos, proteger recursos hídricos, minerais e patrimônios sociais e servir como meio básico de ocupação territorial;

XXIV - Valor de Intervenção - VI: é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

A legislação apresenta uma lista de aproximadamente 80 substâncias e seus respectivos VRQ, VP e VI para o peso seco do solo e para a concentração nas águas subterrâneas. É importante

ressaltar que a normativa fornece valores de intervenção para águas subterrâneas com base nos riscos à saúde humana, não sendo detalhadas as vias de exposição dos contaminantes com os seres humanos.

Para estudos mais aprofundados das águas subterrâneas, a Resolução CONAMA nº 396 de 2008 (CONAMA, 2008) é mais utilizada, uma vez que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas.

A Resolução CONAMA nº 396 define as seguintes terminologias, em seu artigo 2º:

XIX - Valor de Referência de Qualidade- VRQ: concentração ou valor de um dado parâmetro que define a qualidade natural da água subterrânea;

XX - Valor Máximo Permitido- VMP: limite máximo permitido de um dado parâmetro, específico para cada uso da água subterrânea.

A vantagem dessa legislação para aplicação em águas subterrâneas é a distinção dos valores máximos permitidos de acordo com o uso preponderante da água, que pode ser: i. consumo humano; ii. dessedentação de animais; iii. irrigação e iv. recreação. Cada uso da água permite uma determinada restrição nas taxas de contaminantes permitidas, sendo o consumo humano aquele mais limitante por oferecer maior risco à saúde humana, uma vez que a via de exposição é a ingestão. A lista de substâncias químicas apresenta aproximadamente 90 elementos das classes de contaminantes: inorgânicos; orgânicos; agrotóxicos e microrganismos. A normativa também fornece as diretrizes para enquadramento das águas subterrâneas, que estabelece uma meta de qualidade da água (classe) a ser alcançada em um aquífero de acordo com os usos preponderantes pretendidos ao longo do tempo.

2.4 Mecanismos de transporte de contaminantes em *liners* de fundo

No contexto da contaminação em sistemas de impermeabilização de fundo, os mecanismos de transporte de massa no subsolo são responsáveis pela migração de íons, moléculas ou partículas sólidas pelos compartimentos sólido, líquido e gasoso do solo. Os processos que envolvem o fluxo de contaminantes estão relacionados às propriedades físicas, químicas e biológicas das substâncias, assim como às propriedades hidrogeológicas e físicas do meio onde eles percolam. Pode-se dizer, então, que o transporte de contaminantes nesses sistemas depende da substância contaminante, do meio poroso e das condições ambientais.

A compreensão completa desse fenômeno compreende estudos multidisciplinares de variáveis e propriedades, tais como a permeabilidade do solo; a porosidade; o coeficiente de difusão molecular; a tortuosidade e a microestrutura do solo; as cargas hidráulicas presentes no local; a

temperatura; o pH; a presença de argilominerais; o teor de umidade; o ecossistema microbiano do local; a composição química do contaminante; sua mobilidade; suas propriedades de decaimento radioativo; de transformações químicas; de biodegradação; de volatilização; de sorção, entre outras.

A migração dos contaminantes no meio poroso é menos acentuada na zona não saturada, uma vez que sua permeabilidade é inferior à da zona saturada, as interações microbiológicas são mais intensas nas camadas superficiais, há maior retenção pelas raízes das plantas e maiores interações físico-químicas entre o solo e o contaminante (Diniz, 2019). Mesmo que a substância não atinja o nível freático, os efeitos da contaminação nas camadas mais superficiais do solo implicam em prejuízos à agricultura e à saúde humana devido à possível absorção dos contaminantes pelas raízes das plantas, especialmente quando as substâncias são classificadas como bioacumuladoras, como os metais pesados, que são transmitidas para os níveis tróficos da cadeia alimentar.

Por alguns anos acreditou-se que o transporte de contaminantes se baseava puramente na advecção, decorrente de uma velocidade média de infiltração (Slichter, 1899). Já na década de 50, foi reconhecido que a dinâmica dos solutos não consegue ser completamente descrita apenas por esse fenômeno. A partir daí, foram desenvolvidos estudos mais aprofundados da estatística e do mecanismo da dispersão hidrodinâmica, que aprimoraram o conhecimento acerca da contaminação e da qualidade da água subterrânea natural. A teoria da advecção-dispersão, que fundamentou os estudos atuais de transporte de massa em meios porosos, começou a ser discutida por autores como Bear (1961); Bear (1972); Ogata & Banks (1961) e Freeze & Cherry (1979).

Sob uma perspectiva matemática, o transporte de contaminantes ao longo do solo é regido por leis de base física aplicadas a um volume de controle elementar representativo de solo. Além das propriedades do solo e do próprio contaminante, seu movimento é caracterizado por componentes oriundas de processos físicos, químicos e biológicos, como pode ser visto na Figura 2.5, que separa os mecanismos responsáveis pela migração de contaminantes no solo. Atualmente, admite-se que os três mecanismos preponderantes no fluxo em meios porosos são: a advecção, a dispersão mecânica e a difusão iônica, que englobam as componentes físico-químicas da transferência de massa. Já as componentes bio-físico-químicas dizem respeito às reações de interação solo-contaminante, que desaceleram ou aceleram a velocidade de propagação e as concentrações das substâncias.

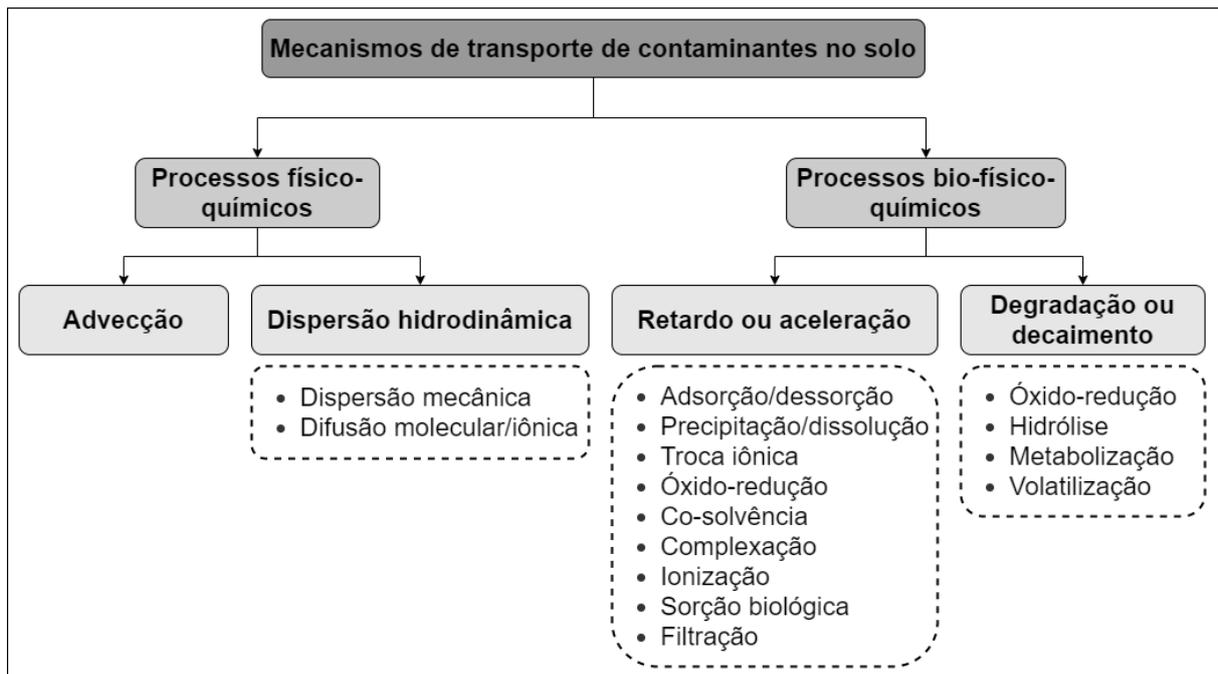


Figura 2.5. Fluxograma dos principais mecanismos de migração de contaminantes no solo. (Adaptado de Thomé & Knop, 2006).

O princípio básico que norteia o equacionamento do transporte de contaminantes é o balanço de massa entre a quantidade de substância que entra (*input*) e que sai (*output*) do volume de controle delimitado pelo solo. Em outras palavras, pela lei da conservação das massas, a variação da massa de contaminante ao longo do tempo no volume de controle deve ser igual à diferença entre o fluxo que entra e o fluxo que sai dele, somando possíveis variações de soluto devido a reações químicas no interior do elemento. A parcela que representa o ganho ou a perda de soluto por reações químicas que ocorrem entre o contaminante e o solo, ou o decaimento radioativo das substâncias, constitui os “Processos bio-físico-químicos” da Figura 2.5.

Os modelos de transporte estudados por Freeze & Cherry (1979) incluem situações em que o fluxo ocorre em três dimensões, pode ser transiente e o solo é considerado um elemento anisotrópico, heterogêneo e pode estar em condições não saturadas. Para reduzir a complexidade, geralmente são feitas simplificações, tanto por motivos físicos quanto numéricos (Smith *et al.*, 1993). Em geral, considera-se as hipóteses em que o solo é isotrópico, homogêneo e saturado e o fluxo de massa unidimensional e uniforme.

A Figura 2.6 representa o fluxo de matéria pela seção transversal em um Volume Elementar Representativo (VER) para a direção do eixo z , para o caso estacionário e para um fluido incompressível. Na figura, J é o fluxo de a massa [$M.L^{-2}T^{-1}$] e $x, y, e z$ representam os eixos triortogonais.

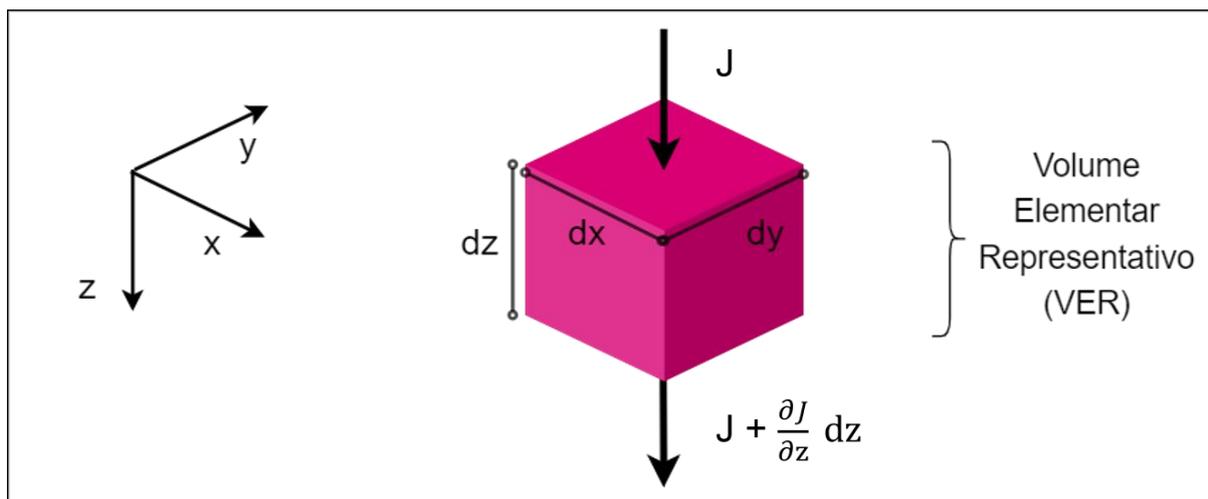


Figura 2.6. Representação do balanço do fluxo de massa em um volume elementar representativo cúbico sob fluxo unidimensional.

Além disso, o fluxo de contaminante depende de características próprias do solo e do contaminante. O solo é um material constituído por um conjunto de partículas sólidas, deixando entre si vazios que poderão estar parcial ou totalmente preenchidos pela água. É, portanto, um sistema formado por três fases: sólida, líquida (água) e gasosa (ar). Assim, a concentração do contaminante se divide entre esses três elementos constituintes, a depender das condições de saturação do solo (saturado ou não saturado) e da capacidade do contaminante de sorver nos sólidos, dissolver-se na água ou estar em fase gasosa. A miscibilidade exerce influência no comportamento do contaminante, pois ele pode ser transportado em solução aquosa ou sob sua forma líquida.

Levando em consideração a hipótese de que o solo se encontra em condições saturadas – em que os vazios estão preenchidos integralmente com água – a concentração total de uma substância pode ser calculada por:

$$c_t = \rho_d c_s + n c_w \quad (2.1)$$

onde c_t é a concentração total do contaminante [$M.L^{-3}$]; ρ_d é a massa específica seca do solo [$M.L^{-3}$], c_s é a concentração do contaminante nos sólidos [$M.M^{-1}$], n é a porosidade do solo e c_w é a concentração do contaminante na água [$M.L^{-3}$].

Pelo princípio da conservação de massa, a variação da massa contaminante ao longo do tempo em um VER deve ser igual ao fluxo que entra menos o fluxo que sai do VER somada à parcela de reações (decaimento ou degradação), ou seja:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} = -\frac{\partial J}{\partial z} - Q_{fs} \quad (2.2)$$

onde J é o fluxo de massa [$M.L^{-2}T^{-1}$]; t é o tempo [T]; c_t é a concentração total de contaminante [$M.L^{-3}$]; z é a profundidade [L] e o termo Q_{fs} [$ML^{-3}T^{-1}$] representa uma fonte $Q_{fs} < 0$ ou um sumidouro $Q_{fs} > 0$. Esse termo diz respeito à parcela de reações biológicas e químicas, que pode englobar a biodegradação e o decaimento radioativo, caso o contaminante seja biodegradável e radioativo.

O fluxo total de massa é dado pelo somatório do fluxo advectivo e dispersivo e é expresso por:

$$J = J_A + J_h \quad (2.3)$$

onde J_A é o fluxo advectivo [$M.L^{-2}T^{-1}$] e J_H é o fluxo dispersivo [$M.L^{-2}T^{-1}$].

Portanto, é possível reescrever a Equação 2.2 simplificadamente e em conjunto com a Equação 2.3 pela expressão:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} = -\frac{\partial J_A}{\partial z} - \frac{\partial J_H}{\partial z} - Q_{fs} \quad (2.4)$$

As parcelas que compõem o fluxo de contaminantes nos meios sólidos serão detalhadas a seguir. Como os sistemas de impermeabilização de fundo pressupõem materiais de baixa permeabilidade, como as argilas compactadas e as geomembranas, será dada ênfase aos mecanismos predominantes nesses sistemas. Além disso, é importante comentar que, devido a essa baixa permeabilidade, o movimento dos contaminantes nos *liners* é lento. Logo, o período para a contaminação ser acentuada nos arredores e nas águas subterrâneas pode variar de poucos a centenas de anos (Rowe & Booker, 1985).

2.4.1 Advecção

A advecção é o processo de transportar substâncias em solução ou suspensão com o movimento do solvente, geralmente a água. A água flui devido a forças de gravidade e é retardada por fricção interna (viscosidade) e atrito no contato entre a água em movimento e os grãos por onde flui (Perk, 2007). Esse mecanismo ocorre em escala macroscópica e não altera a concentração final do contaminante, que apenas se movimenta por percolação entre os poros do solo, regido pela Lei de Darcy.

Para solutos não reativos, sua velocidade de fluxo (v_p) é calculada pela velocidade de percolação da água [$L.T^{-1}$], definida pela relação entre a lei de Darcy e a porosidade do meio, que é dada por:

$$v_p = \frac{ki}{n} \quad (2.5)$$

onde k é a constante de proporcionalidade [$L.T^{-1}$], que representa o coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica, ou seja, a facilidade com que o solo permite a percolação da água, n é a porosidade do solo [$L^3.L^{-3}$] e i é o gradiente hidráulico [$L.L^{-1}$], que corresponde a relação entre a carga hidráulica que se dissipa na percolação e o comprimento de onde ela se dissipa. Para o caso particular de um *liner* de fundo sobreposto por uma camada de líquido, o gradiente hidráulico equivale à razão entre a soma das alturas pela espessura do *liner*.

O fluxo de massa do soluto pelo transporte advectivo J_A é calculado pela expressão:

$$J_A = c_w n v_p \quad (2.6)$$

Ao realizar um recorte para os *liners* de fundo, os mecanismos principais de transporte de contaminantes são a advecção, a dispersão e as reações químicas, entretanto, em *liners* argilosos, o transporte advectivo é pequeno comparado ao dispersivo (Rowe & Booker, 1985). Isso se deve pela baixa permeabilidade das argilas compactadas (menor ou igual a 10^{-9} m/s) e por elas apresentarem poucos espaços vazios disponíveis para que o soluto desenvolva velocidades advectivas significativas.

Já nas geomembranas, por meio de ensaios de permeabilidade por imersão em líquidos e vapor d'água, foi constatado que somente há fluxo por advecção quando há líquido nos dois lados e há uma diferença de pressão que gera uma carga hidráulica (Giroud & Bonaparte, 1989b). Nesse caso, é possível determinar o valor de k para cada carga aplicada, que é tipicamente menor ou igual a 10^{-14} m/s. Como esse coeficiente de permeabilidade é substancialmente inferior às recomendações para *liner* de fundo, admite-se que o fluxo por advecção é muito baixo nas GM.

Apesar disso, esse mecanismo pode ocorrer de maneira expressiva nas geomembranas com perfurações, uma vez que os orifícios permitem o vazamento de fluidos que percolam e atravessam a superfície do meio. Nesse caso, a velocidade de fluxo e a vazão através do orifício são determinadas com base em parâmetros experimentais obtidos em função do diâmetro do orifício, da carga hidráulica e da forma do orifício. Diversos autores desenvolveram modelos para a previsão do vazamento de fluidos em geomembranas com defeitos, conforme detalhado no item 2.2.3.

2.4.2 Processos de sorção

No contexto das reações químicas que podem ocorrer no fluxo de soluto, Rubin (1983) as classifica em rápidas e reversíveis e em insuficientemente rápidas e/ou irreversíveis. As primeiras atuam rapidamente na mudança de concentração do soluto para que seja estabelecido

o equilíbrio com o meio externo, que ocorre mais frequentemente nas águas subterrâneas. Quando as reações não são rápidas o suficiente para desenvolver esse equilíbrio, elas se enquadram na segunda classe. O autor também define as classes de reações químicas homogêneas, que ocorrem somente em uma fase – dissolvida –, e heterogêneas, que envolvem a fase dissolvida e sólida. Por fim, as reações podem ser de superfície, como a troca iônica, ou reações químicas clássicas, como a precipitação e a dissolução.

Os processos de sorção incluem fenômenos como sorção, sorção química, dessorção, absorção e troca iônica. Alguns desses mecanismos ocorrem simultaneamente, logo, será dada ênfase à sorção e à dessorção, como tem sido a prática comum na modelagem matemática. No geral, entende-se por sorção o processo físico-químico no qual determinada substância (sorvato) se acumula nas partículas sólidas do solo, na interface solo-água (sorvente). Essas interações resultam na atenuação ou retardo no transporte de contaminante, ou seja, desaceleram a velocidade da pluma de contaminação. O fenômeno físico ocorre pelas forças eletrostáticas de atração e repulsão, por interações dipolo-dipolo, forças de Van der Waals e ligações de hidrogênio. Este é um processo reversível e a liberação das partículas previamente adsorvidas é conhecida como dessorção. Por outro lado, a sorção química tem origem na troca iônica entre a superfície sorvente e as moléculas sorvidas, caracterizando um processo irreversível.

Esses fenômenos são influenciados por fatores como as características químicas do solo e do contaminante; a estrutura dos macro e microporos do solo; características hidrológicas; temperatura, pH, concentração inicial de contaminante em solução e na matriz sólida e granulometria do solo. A sorção é determinada experimentalmente pela medida da quantidade de soluto que pode ser adsorvido por um determinado tipo de sedimento, solo ou rocha. A capacidade de um sólido para remover um soluto é uma função da concentração do soluto. Os resultados do ensaio são plotados em um gráfico que relaciona a concentração do soluto e a quantidade sorvida, conhecido como isoterma, sendo as mais utilizadas: isoterma linear, isoterma não linear de Freundlich e isoterma não linear de Langmuir (Fetter *et al.*, 2017). Outros modelos cinéticos de sorção e dessorção têm sido estudados, como por Alcântara *et al.* (2019). As pesquisas também são conduzidas no campo experimental, como por Vega (2016) e Boscov *et al.* (2007).

Para concentrações baixas, é comum adotar o caso em que o modelo de sorção representa uma isoterma linear, isto é, o potencial de sorção aumenta com o aumento da concentração do soluto (Rowe *et al.*, 1995a). Nesse caso, a abordagem geralmente adotada é considerar a sorção do soluto a ser controlada em equilíbrio, isto é, a concentração do soluto no fluido poroso é

proporcional à concentração do soluto sorvido no solo em todos os momentos. A constante de proporcionalidade é conhecida como o coeficiente de distribuição ou de partição e é denotada como K_d . Modelos numéricos incorporando a suposição de sorção controlada por equilíbrio foram implementados com sucesso para muitos problemas de interesse prático e estes se mostraram úteis em um papel preditivo para laboratório e campo (Smith *et al.*, 1993).

O ensaio laboratorial de quantificação da sorção mais empregado é o ensaio de equilíbrio em lote, também conhecido como ensaio de batelada ou *Batch Equilibrium Test*. Vale ressaltar que, para atender as limitações do modelo linear, os coeficientes de distribuição são determinados apenas para intervalos de concentrações pré-definidos onde a consideração da linearidade é razoável (Paz, 2015). Portanto, considerando uma isoterma de sorção linear, o coeficiente de distribuição K_d [L^3M^{-1}] é calculado pela seguinte expressão, que determina a partição do contaminante entre as fases sólida e aquosa do solo:

$$K_d = \frac{c_s}{c_w} \quad (2.7)$$

Quando as substâncias apresentam a propriedade de sofrerem sorção química, elas são classificadas como reativas. Quando não são capazes de adsorverem-se ao meio, elas são ditas como inertes. A reatividade causa retardo na propagação da pluma de contaminação, fazendo com que a velocidade da pluma (v_{pluma}) seja menor que a velocidade de percolação do solvente calculada pela Lei de Darcy (v_p). O fator de retardo (R) causado pela sorção química pode ser definido como:

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{n} \quad (2.8)$$

Por definição, nos contaminantes inertes não há sorção química. Logo, $K_d = 0$; $R = 1$ e $v_{pluma} = v_p$. Já para os contaminantes reativos: $K_d \neq 0$, então $R > 1$ e $v_{pluma} < v_p$. Esse termo pode ser acoplado aos modelos de advecção ou difusão para incorporar a atenuação da pluma de contaminação causada pelos processos de sorção.

2.4.3 Dispersão mecânica

A dispersão mecânica é a mistura randômica causada pelo movimento advectivo do fluido. É explicada pela variação da velocidade em direção e em magnitude se considerar qualquer seção transversal de um vazio. Esse espalhamento em relação à direção do fluxo ocorre devido à rugosidade, tortuosidade, ramificação e interpenetração de vazios, que causa variação nas linhas de fluxo microscópicas, como é representado na Figura 2.7. A dispersão ocorre tanto na direção

longitudinal quanto perpendicular ao fluxo médio, sendo denominadas de dispersão longitudinal e transversal.

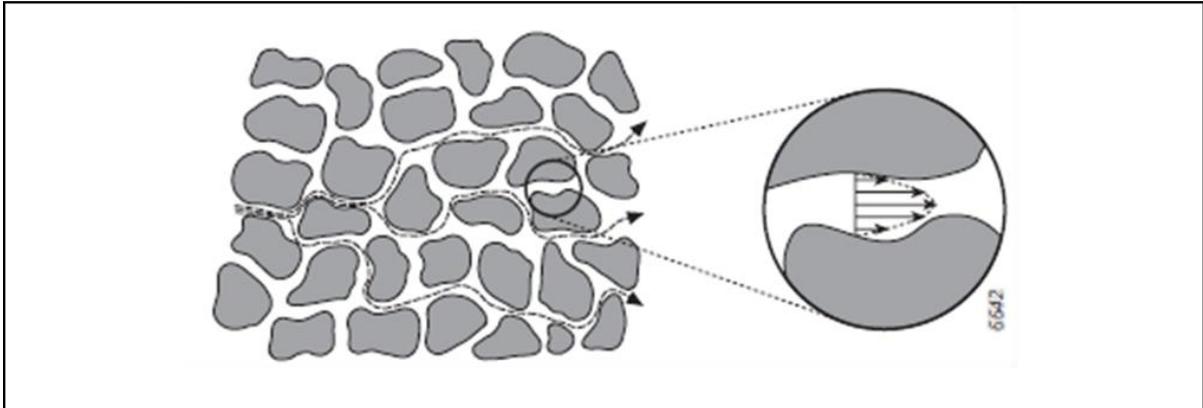


Figura 2.7. Causas da dispersão mecânica no meio poroso: variação do fluxo entre as partículas (Perk, 2007).

O fluxo de massa gerado pela dispersão mecânica J_M [$M.L^{-2}T^{-1}$] em meios porosos pode ser descrito pela primeira Lei de Fick, e é dado por:

$$J_M = -n D_M \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (2.9)$$

onde n é a porosidade do solo [$L^3.L^{-3}$] e D_M é o coeficiente de dispersão mecânica [$L^2.T^{-1}$], que, por sua vez, é expresso em função da velocidade média de percolação (v_p) do fluido e do coeficiente de dispersividade longitudinal representado por α_L [L] (Shackelford, 1993), dado por:

$$D_M = \alpha_L v_p \quad (2.10)$$

2.4.4 Difusão iônica/molecular

A difusão iônica/molecular é responsável pelo transporte de matéria dentro dos sólidos por um mecanismo de migração de átomos na rede cristalina, sendo estudada há mais de 6 décadas e de suma importância para áreas como metalurgia, engenharia de materiais, aviação, microeletrônica e física molecular (Mittani, 2002). A primeira descrição do fenômeno da difusão, normalmente, é atribuída a John Dalton em 1808. Em seguida, a partir de 1828, Thomas Graham observou em seus experimentos com gases que a taxa de difusão – ou de mistura espontânea – dependia da diferença de concentração e era inversamente proporcional à raiz quadrada da densidade do gás. Ele também notou que a taxa de difusão em líquidos era menor que nos gases, que fundamentou os estudos matemáticos desse mecanismo (Gupta, 2005). Adolf Fick, em 1855, estudou o movimento da água confinada por membranas. Sua formulação

matemática é a base do estudo da difusão até os dias atuais. Posteriormente, foi descoberto que a difusão ocorria nos metais, como o ouro e o chumbo, por W. C. Roberts-Austen, em 1896. Na atualidade, é consenso que a difusão está presente nos três estados da matéria (sólido, líquido e gasoso) e seus estudos envolvem desde áreas da indústria e da microeletrônica até a geotecnia e a geotecnia ambiental.

O mecanismo da difusão iônica pode ser abordado macroscopicamente, pelas leis de Fick, ou microscopicamente, por meio do estudo atômico da difusão. As equações da difusão são relações consagradas, válidas para os três estados da matéria. Na sua forma mais simples – pelas leis de Fick – elas são descrições puramente fenomenológicas, que relacionam a taxa de fluxo da matéria com o gradiente de sua concentração (Mittani, 2002). Dito isso, a força motriz da difusão iônica é o gradiente de concentração e o fluxo ocorre da maior para a menor concentração (potencial químico). Ele ocorre mesmo na ausência de qualquer movimento hidráulico da solução. Logo, em materiais de condutividade hidráulica muito baixa, esse é o mecanismo dominante (Rowe, 2001).

O fluxo difusivo J_D [$M.L^{-2}T^{-1}$] pode ser encontrado por meio da expressão:

$$J_D = -D^* n \frac{\partial c_w}{\partial x} \quad (2.11)$$

onde n é a porosidade do solo [$L^3.L^{-3}$] e D^* é o coeficiente de difusão efetivo [L^2T^{-1}], que leva em consideração a tortuosidade do meio poroso e varia com propriedades químicas e termodinâmicas da substância, da temperatura e do tamanho das moléculas.

A Equação 2.11 é aplicável para solos em condições saturadas e para solutos não reativos. Problemas em que a difusão é o principal mecanismo de transporte de contaminantes no solo são descritos a partir da solução dessa equação considerando as condições iniciais e de contorno existentes (Paz, 2015). A lei também se aplica para geomembranas, considerando que o coeficiente de difusão para geomembranas é designado por D_{GM} .

O coeficiente de difusão efetivo em meios porosos saturados compreende valores no intervalo $10^{-11} \text{ m}^2/\text{s} < D^* < 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$, podendo atingir valores menores que $10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ para bentonitas compactadas (Shackelford, 2014). Para as argilas compactadas, o baixo coeficiente de permeabilidade faz com que a advecção seja menos expressiva, o que torna a difusão iônica ou molecular em conjunto com a sorção os mecanismos mais acentuados. Em contrapartida, as taxas de difusão nesses meios são baixas, então a migração de íons contaminantes pelos *liners* de fundo, usualmente, leva grandes períodos para ocorrer em escalas significativas (Rowe &

Booker, 1985). Além disso, as camadas de impermeabilização apresentam mais de 0,5 m de espessura, o que garante a contenção dos íons ao longo da profundidade do meio poroso. Caso o contaminante seja reativo, o solo também oferece a vantagem de reter os íons pelo mecanismo da sorção, desempenhando uma função similar à de um filtro com ação em profundidade e atenuando a pluma de contaminação.

O ensaio mais empregado para cálculo do D^* em amostras de solo compactado para regime transiente é o método do reservatório único, proposto por Rowe *et al.* (1987) e Barone *et al.* (1989). O método parte do pressuposto que a difusão é o mecanismo predominante em *liners* compactados e saturados, por possuírem baixas velocidades de percolação e, portanto, de fluxo advectivo. Em suma, o ensaio consiste na compactação do corpo de prova em um cilindro denominado célula de difusão; saturação da amostra por capilaridade (quando necessário) e aplicação de uma solução contaminante acima da amostra. Em seguida, é realizado o fatiamento do solo em camadas e a extração do líquido intersticial para análise da concentração nas amostras. Tanto a concentração do contaminante na solução do topo da amostra –ao longo do tempo– quanto em cada camada fatiada, ao longo da profundidade, são determinadas para o cálculo do D^* . Para análise dos resultados, existem algumas soluções propostas em literatura.

As soluções mais conhecidas são a de Ogata & Banks (1961); do programa POLLUTE (Rowe & Booker, 1983), de Crank (1975) e, mais recentemente, de Paz (2015) e Fonseca *et al.* (2019). A solução de Paz (2015), dita Solução da Camada Contaminada Equivalente foi aplicada por Baran & Cavalcante (2021) para resultados de ensaios de difusão pura e apresentaram bons ajustes ao modelo. Os autores fizeram o ajuste do modelo físico-matemático para os íons cloretos (Cl^-), cromo (Cr^{6+}), cádmio (Cd^{2+}), níquel (Ni^{2+}) e cobre (Cu^{2+}).

A calibração da solução permite a estimativa do coeficiente de difusão iônica efetivo do solo D_p^* e uma visualização dos ensaios em três dimensões: concentração, tempo e espessura da camada de argila compactada (Figura 2.8). Também foram plotadas as concentrações ao longo da espessura da argila a partir das concentrações iniciais presentes no fluido contaminante (C_0).

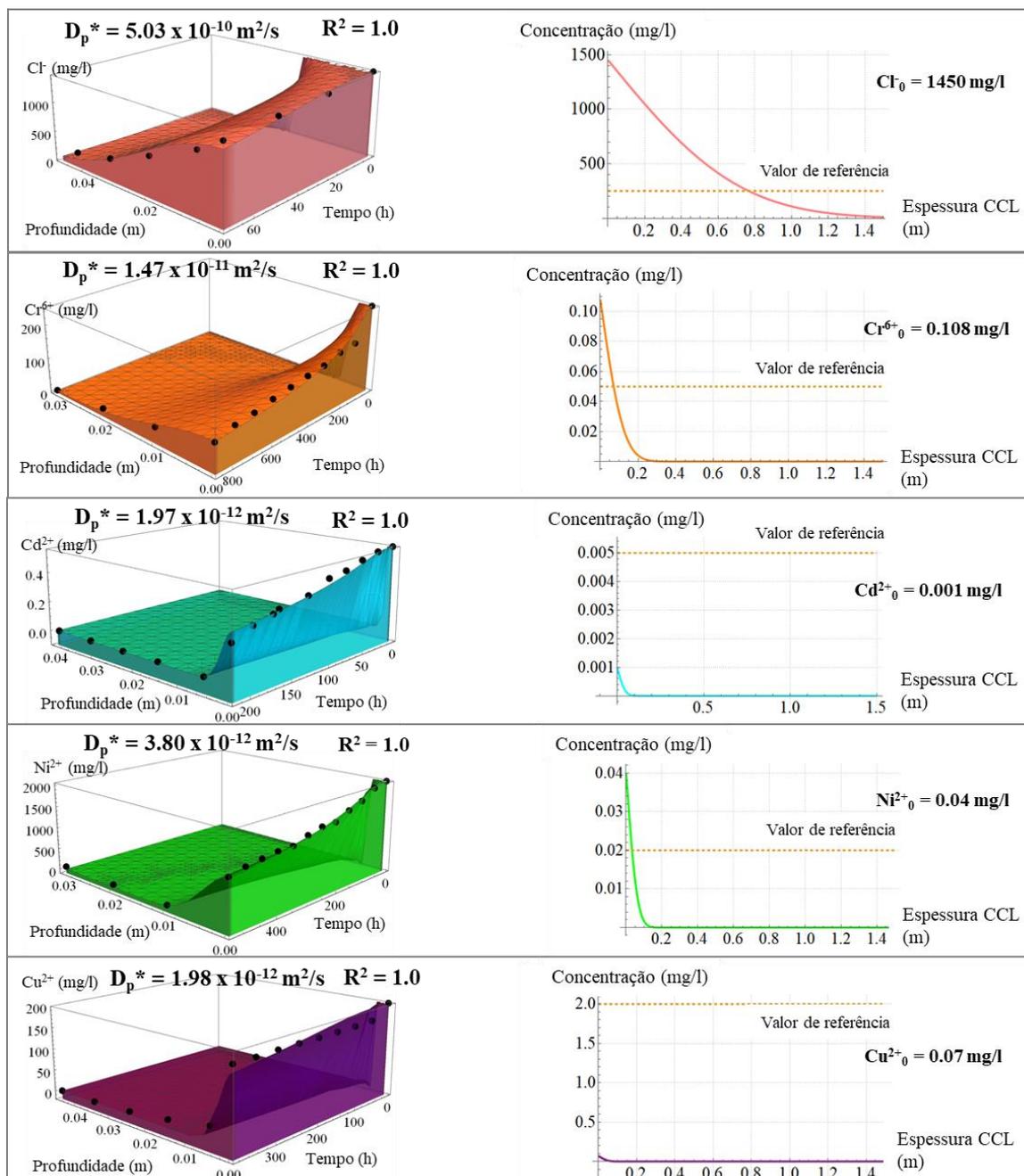


Figura 2.8. Ajustes dos resultados de ensaios de difusão pura pelo modelo de Paz (2015) (Adaptada de Baran & Cavalcante, 2021).

Além disso, a lei de Fick também é válida para as geomembranas, que apresentam coeficientes de difusão iônica (D_{GM}) típicos entre $10^{-12} m^2/s$ e $10^{-10} m^2/s$ (Palmeira, 2018). Diferentemente da camada de argila compactada, que atua em profundidade, as geomembranas possuem ação de superfície. Em outras palavras, a manta usada como barreira para retenção dos contaminantes apresenta espessura de até 2 mm e, como sua permeabilidade é baixíssima, tornou-se necessário avaliar outros mecanismos de transporte de contaminantes que podem atuar nesses materiais e alterar sua eficiência.

Em 1995, Rowe *et al.* (1995a) executaram ensaios de difusão em geomembranas de PEAD com intuito de avaliar a migração de compostos orgânicos voláteis, como o diclorometano, e inorgânicos, como o cloreto, por um período entre 285 e 840 dias. Foi constatado que os compostos orgânicos voláteis atravessavam consideravelmente a geomembrana em poucos dias, enquanto os cloretos não apresentaram difusão significativa no tempo avaliado. Park & Nibras (1993) também comprovaram, experimentalmente, haver transferência de íons orgânicos (como o etilbenzeno, clorobenzeno, tolueno, octano e xileno) através de geomembranas intactas de PEAD. Desde então, diversos autores estudaram essa temática tanto matematicamente quanto experimentalmente e concluíram haver fluxo difusivo significativo de alguns compostos através de geomembranas.

Em relação à determinação dos coeficientes de difusão das geomembranas D_{GM} , não há padronização normativa para os ensaios a serem executados. Alguns autores, como Rowe *et al.* (1995a) e Touze-Foltz *et al.* (2011) foram capazes de obter o D_{GM} realizando ensaios com células cilíndricas divididas pela geomembrana e aplicando um contaminante e água destilada em cada lado da geomembrana. Pela concentração que variou nesses líquidos, foi possível estimar o coeficiente de difusão do material. Outros autores simularam o ensaio de difusão pura, tipicamente realizado para solos compactados, com o *liner* composto por argila e geomembrana para verificar a passagem por difusão iônica ou molecular pela manta, como Lacerda *et al.* (2011). O coeficiente de difusão para a geomembrana foi ajustado pela variação da concentração ao longo da profundidade da camada de *liner* e pelo seu decréscimo no fluido contaminante aplicado nesse sistema.

A Tabela 2.3 sintetiza os valores dos coeficientes obtidos de ensaios catalogados de literatura, com suas respectivas referências bibliográficas. Os ensaios de determinação dos coeficientes de difusão foram realizados em temperaturas entre 25 e 70° C.

A geomembrana testada pelos autores foi de polietileno de alta densidade. Os experimentos laboratoriais empregados foram executados pelos métodos de difusão em geomembranas, que são tradicionalmente feitos pelo método da coluna, da meia-célula ou do reservatório duplo.

Tabela 2.3. Valores de coeficiente de difusão iônica/molecular catalogados de literatura (Adaptada de Baran, 2019).

Composto químico	Coeficiente de difusão D_{GM} (m^2/s)	Autores
Orgânicos		
Benzeno	$1,98 \times 10^{-12}$	Saleem, Asfour & Kee (1989)
	$0,42 - 3,61 \times 10^{-11}$	Britton <i>et al.</i> (1989)
	$3,7 \times 10^{-14}$	Prasad, Brown & Thomas (1994)
	$0,64 - 3,22 \times 10^{-11}$	Aminabhavi & Naik (1998)
	$1,9 \times 10^{-13}$	Sangam & Rowe (2005)
Diclorometano	$3,0 \times 10^{-13}$	Touze-Foltz <i>et al.</i> (2011)
	$5,06 \times 10^{-12}$	Saleem, Asfour & Kee (1989)
	$1,5 - 2,2 \times 10^{-12}$	Rowe, Hrapovic & Kosaric (1995)
Tolueno	$8,2 \times 10^{-12}$	Aminabhavi & Naik (1998)
	$1,2 \times 10^{-12}$	Touze-Foltz <i>et al.</i> (2011)
	$0,72 - 4,17 \times 10^{-11}$	Britton <i>et al.</i> (1989)
	$1,81 \times 10^{-12}$	Saleem, Asfour & Kee (1989)
	$4,43 \times 10^{-12}$	Park & Nibras (1993)
Xileno	$5,1 \times 10^{-13}$	Prasad, Brown & Thomas (1994)
	$0,68 - 3,62 \times 10^{-11}$	Aminabhavi & Naik (1998)
	$2,0 \times 10^{-13}$	Sangam & Rowe (2005)
	$0,94 - 1,57 \times 10^{-12}$	Saleem, Asfour, Kee (1989)
	$3,68 \times 10^{-12}$	Park & Nibras (1993)
Etilbenzeno	1×10^{-13}	Prasad, Brown & Thomas (1994)
	$0,64 - 3,60 \times 10^{-11}$	Aminabhavi & Naik (1998)
	$1,1 - 1,5 \times 10^{-13}$	Sangam & Rowe (2005)
Acetona	$2,78 \times 10^{-12}$	Park & Nibras (1993)
	$1,5 \times 10^{-13}$	Sangam & Rowe (2005)
Clorobenzeno	$5,1 \times 10^{-13}$	Park & Nibras (1993)
	$1,7 \times 10^{-12}$	Aminabhavi & Naik (1998)
Tricloroetileno	$2,42 \times 10^{-12}$	Park & Nibras (1993)
	$0,54 - 3,07 \times 10^{-11}$	Aminabhavi & Naik (1998)
	$1,19 \times 10^{-11}$	Park & Nibras (1993)
1,1,2 Tricloroetano	$5,2 \times 10^{-13}$	Prasad, Brown & Thomas (1994)
	$7,0 \times 10^{-13}$	Touze-Foltz <i>et al.</i> (2011)
n-Hexano	$1,38 - 8,33 \times 10^{-12}$	Britton <i>et al.</i> (1989)
	$1,26 \times 10^{-12}$	Saleem, Asfour & Kee (1989)
4-Clorofenol	$3,61 \times 10^{-12}$	Park & Nibras (1993)
	$5,9 \times 10^{-13}$	Touze-Foltz <i>et al.</i> (2012)
	$1,5 \times 10^{-13}$	Mendes <i>et al.</i> (2014)
2,4-Diclorofenol	$1,6 \times 10^{-14}$	Saheli, Rowe & Rutter (2016)
	$2,4 \times 10^{-13}$	Touze-Foltz <i>et al.</i> (2012)
	$8,0 \times 10^{-14}$	Mendes <i>et al.</i> (2014)

(continuação)

2,4-Diclorofenol	$6,4 \times 10^{-14}$	Saheli, Rowe & Rutter (2016)
2,4,6-Triclorofenol	$1,5 \times 10^{-13}$	Touze-Foltz <i>et al.</i> (2012)
	$4,0 \times 10^{-14}$	Mendes <i>et al.</i> (2014)
	$1,6 \times 10^{-14}$	Saheli, Rowe & Rutter (2016)
2,3,5,6-Tetraclorofenol	$2,3 \times 10^{-13}$	Touze-Foltz <i>et al.</i> (2012)
	$4,0 \times 10^{-14}$	Mendes <i>et al.</i> (2014)
Bisfenol - A	$4,3 \times 10^{-13}$	Touze-Foltz <i>et al.</i> (2012)
Inorgânicos e Metais Pesados		
Cloro	$4,0 \times 10^{-15}$	Rowe, Hrapovic & Kosaric (1995)
	$1,52 \times 10^{-12}$	Valadão <i>et al.</i> (2014)
Sódio	$1,52 \times 10^{-12}$	Valadão <i>et al.</i> (2014)
Cádmio	$2,03 \times 10^{-14}$	Lacerda <i>et al.</i> (2011)
Cromo	$2,54 \times 10^{-13}$	Lacerda <i>et al.</i> (2011)
Cobre	$1,01 \times 10^{-13}$	Lacerda <i>et al.</i> (2011)

A migração de contaminantes por uma geomembrana intacta consiste em um processo de difusão iônica que ocorre por etapas sobre as barreiras potenciais, seguindo o caminho de menor resistência. Para soluções aquosas, o processo envolve três etapas principais (Park *et al.*, 1987): i) partição do contaminante e entre a superfície interna da geomembrana e do meio contendo o contaminante (sorção); ii) difusão do contaminante através da geomembrana e, iii) partição entre a superfície externa da geomembrana e o meio externo (dessorção).

Em escala atômica, as interações de um átomo com a superfície de um polímero foram descritas por Faupel *et al.* (2005) e demonstradas na Figura 2.9. Sob essa perspectiva, após o átomo entrar em contato com a superfície sólida (a), ele pode executar uma “caminhada aleatória” ou *random walk* pela superfície (b) ou passar por difusão através do polímero (e). Alguns átomos, como os metálicos, podem também formar agregados na superfície (c) e/ou no interior do volume (f). Por fim, pode ocorrer a reemissão dos átomos de volta para o meio externo (d).

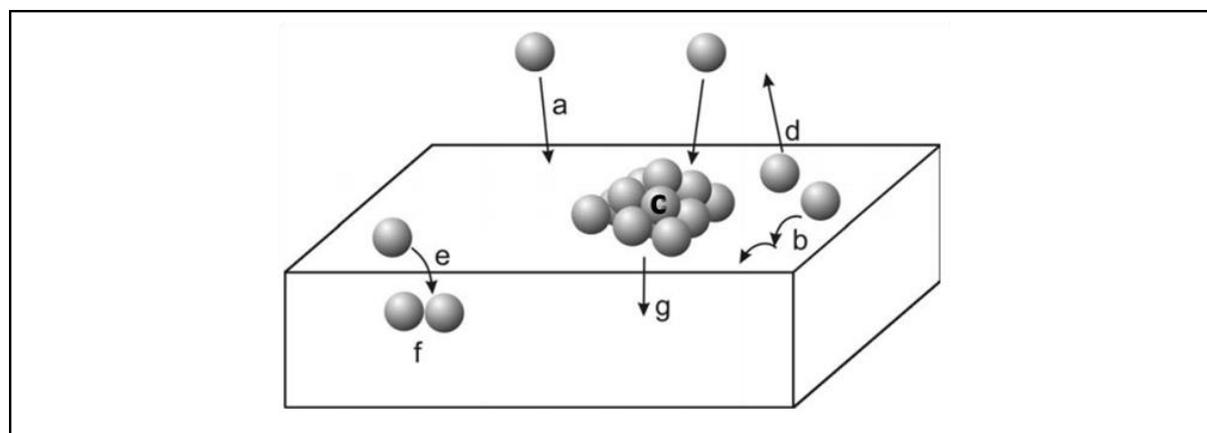


Figura 2.9. Processos que ocorrem durante a etapa de deposição inicial de íons metálicos com uma superfície de um polímero (Faupel *et al.*, 2005).

2.4.5 Biodegradação e decaimento radioativo

Enquanto a biotransformação pode ser entendida como qualquer alteração na estrutura molecular ou atômica de um composto, a biodegradação é a quebra de substâncias orgânicas em compostos menores ou inorgânicos por microrganismos (McCullough *et al.*, 1999). No contexto da biorremediação, esses processos de transformação e degradação são resultado das reações metabólicas dos microrganismos, que usam os contaminantes como fonte de nutrientes e energia. Para que isso ocorra, são necessárias condições ambientais específicas (temperatura, pH, taxas de nutrientes – carbono e nitrogênio) e grupos de microrganismos capazes de degradar aqueles contaminantes, que podem ser fungos, bactérias e algas. As plantas também são amplamente empregadas na remoção de metais pesados e radionuclídeos do solo pela capacidade de absorção de alguns compostos e pela microbiota que está associada em suas raízes.

Os compostos orgânicos são biodegradáveis por microrganismos presentes no solo e nas águas subterrâneas. Já os metais e radionuclídeos não são capazes de sofrer biodegradação. Em contrapartida, os microrganismos conseguem interagir com esses contaminantes e transformá-los em outros compostos químicos pela mudança em seu estado de oxidação. Isso pode ocorrer, por exemplo, pelo aumento da solubilidade das espécies químicas alteradas, que ocasionam o aumento da mobilidade do contaminante e permitem sua expulsão do ambiente com mais rapidez (McCullough *et al.*, 1999).

Em relação à quantificação das taxas de biodegradação, o modelo cinético de primeira ordem é largamente empregado para descrever a cinética de dissipação de alguns compostos, como os herbicidas (Vaz *et al.*, 2012). Esse modelo também pode ser aplicado para outros compostos para a etapa em que a concentração do substrato a ser decomposto é baixa e a taxa de reação de degradação pelos microrganismos se torna limitada (Martins, 2004). Portanto, para simular a redução da massa de um composto químico simples em um sistema de solo, o modelo cinético de primeira ordem fornece bons ajustes e é dado por:

$$C(t) = C_0 e^{-\gamma t} \quad (2.12)$$

onde $C(t)$ é a concentração do composto no tempo t [ML^{-3}]; C_0 é a concentração inicial do composto [ML^{-3}] e γ é a constante de velocidade de primeira ordem da degradação [T^{-1}].

Outro fenômeno que causa redução no tamanho dos elementos no ambiente e que também pode ser descrito por modelos cinéticos de primeira ordem é o decaimento radioativo. A radioatividade é definida como uma característica que alguns átomos possuem, em sua estrutura

nuclear, de emitir energia na forma de partículas e/ou onda, alterando, assim, a sua estrutura química até tornar-se um isótopo ou outro elemento mais estável (Silva, 2007). Já o decaimento radioativo – ou as emissões radioativas – é o fenômeno responsável pela radioatividade, em que são emitidas radiações de núcleos instáveis de alguns elementos químicos. Essas reações são irreversíveis e, no contexto da contaminação, causam uma diminuição da concentração do contaminante na pluma ao longo do tempo. São exemplos de elementos radioativos o urânio, o cobalto, o rádio e o estrôncio, normalmente utilizados como combustíveis de reatores de usinas nucleares e em radioterapia para o tratamento contra o câncer.

A atividade radioativa de um material pode ser descrita como:

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad (2.13)$$

onde $N(t)$ é o número de núcleos radioativos em certo instante de tempo t , N_0 o número de núcleos radioativos da amostra no início da observação e λ a constante da reação, que indica o número de desintegrações em cada unidade de tempo [T^{-1}].

Portanto, as Equações 2.12 e 2.13, para a biodegradação e o decaimento radioativo, são equivalentes. A partir dessas equações, é possível obter o parâmetro “ $t_{1/2}$ ”, chamado de tempo de meia-vida e que representa o tempo para o qual a concentração do elemento atinge metade do valor inicial ($C = \frac{C_0}{2}$). O tempo de meia-vida, então, pode ser calculado por:

$$t_{1/2} = \frac{\ln(2)}{p} \quad (2.14)$$

onde o termo “ p ” pode representar a constante λ de desintegração radioativa [T^{-1}] ou a constante de velocidade da reação de degradação γ [T^{-1}], que no geral, são invariáveis.

Dessa forma, com a taxa de primeira ordem constante nos processos de degradação ou desintegração, a concentração dos contaminantes decresce exponencialmente com o tempo e atinge metade da concentração inicial no tempo chamado de meia-vida.

2.4.6 Equação advecção-dispersão-reação

Devido à dificuldade de distinção macroscópica entre os fenômenos de dispersão mecânica e de difusão, essas duas parcelas podem ser consideradas em conjunto, que é denominada “dispersão hidrodinâmica”. Ela, portanto, representa o espalhamento do soluto que não é contemplado pela advecção. Para altas velocidades de percolação ou altas cargas hidráulicas, o fenômeno de dispersão mecânica é dominante e, para baixas velocidades de percolação ou cargas hidráulicas, o fenômeno da difusão prevalece.

O coeficiente de dispersão hidrodinâmica D_H [L^2T^{-1}] é dado pela soma da dispersão mecânica e da difusão iônica ou molecular:

$$D_H = D^* + D_M \quad (2.15)$$

É possível avaliar a contribuição da dispersão mecânica e da difusão no transporte de solutos. O número de Peclet (Pe) é um número adimensional que relaciona a efetividade do transporte de massa por advecção e a eficiência do transporte por difusão ou dispersão (Fetter *et al.*, 2017). Ele é dado por:

$$Pe = \frac{v_p \Delta Z}{D_H} \quad (2.16)$$

onde v_p é a velocidade de percolação [LT^{-1}], D_H é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal [L^2T^{-1}] e ΔZ denota a distância, em uma escala macroscópica, entre dois pontos de uma linha de fluxo [L].

A análise do gráfico que relaciona o número de Peclet com a razão $\frac{D_M}{D^*}$ (Figura 2.10), obtido experimentalmente, permite analisar as faixas de valores e os mecanismos predominantes em cada faixa. Quando a velocidade de fluxo é nula, a dispersão hidrodinâmica se iguala à difusão. Para baixas velocidades, a relação $\frac{D_M}{D^*}$ é menor que 1 e a difusão iônica é predominante, como pode ser visto na parte esquerda do gráfico. Entre o número de Peclet 0,02 e 6,0 é possível notar uma zona de transição, em que a difusão e a dispersão agem igualmente. Além disso, para altas velocidades de percolação, nota-se que a advecção e a dispersão se tornam dominantes.

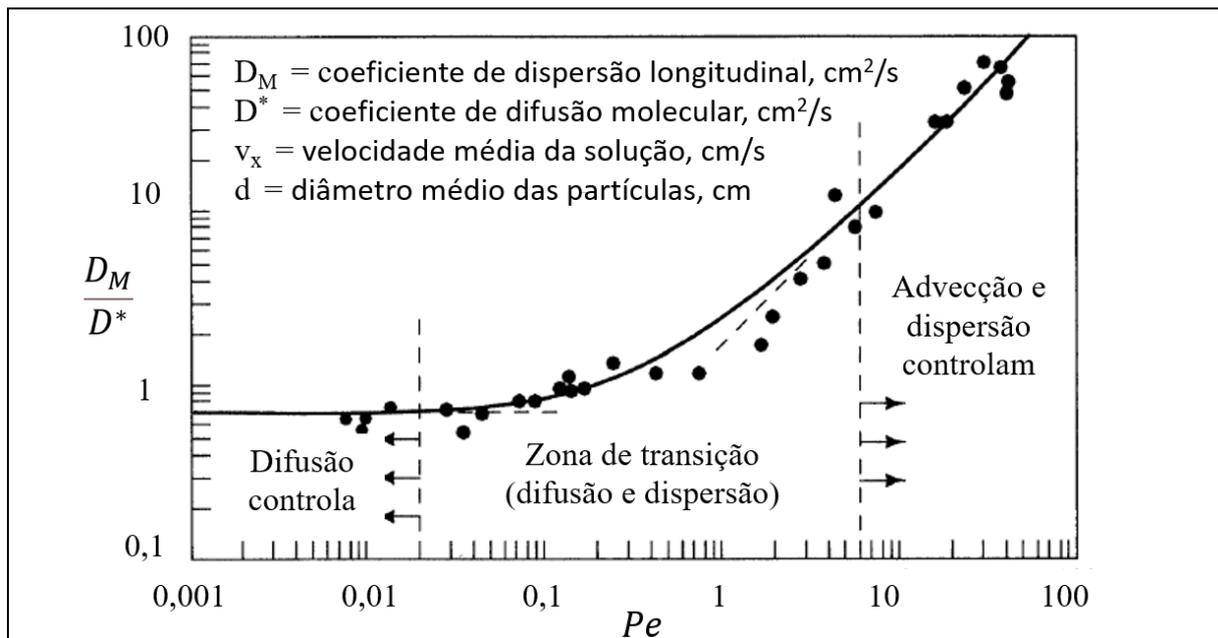


Figura 2.10. Relação entre $\frac{D_M}{D^*}$ e Pe de Perkins & Johnson (1963) (Adaptado de Fetter *et al.*, 2017).

Portanto, conforme esperado, para baixas cargas hidráulicas, o transporte de contaminantes em sistemas de impermeabilização formados por geomembranas intactas e/ou solos argilosos compactados é predominantemente regido pela difusão iônica. A advecção, por sua vez, pode ocorrer em maiores escalas nas trincas das argilas, nas perfurações das geomembranas e para grandes valores de gradientes hidráulicos. Caso o contaminante seja reativo, a sorção química também pode estar presente no solo pela sorção e dessorção nos grãos. As reações químicas de biodegradação e de radioatividade também podem ocorrer conforme as propriedades das substâncias contaminantes.

É possível acoplar todos os fenômenos que podem ocorrer no transporte de contaminantes em meios porosos por meio da chamada “equação advecção-dispersão-reação”, em sua forma simplificada para solos saturados, obtida substituindo-se as Equações 2.6, 2.9, 2.11 e 2.13 na Equação 2.4:

$$\frac{\partial c_w}{\partial t} = \frac{D_H}{R} \frac{\partial^2 c_w}{\partial z^2} - \frac{v_p}{R} \frac{\partial c_w}{\partial x} - \lambda c_w \pm Q_{fs} \quad (2.17)$$

onde λ representa a constante de decaimento para a cinética de primeira ordem [T⁻¹]. O decaimento do material pode acontecer tanto pelo decaimento radioativo do isótopo que constitui a amostra, dado por λ , quanto por biodegradação do composto, dito γ . O termo de reação “ $Q_{fs,i}$ ” representa uma fonte ($Q_{fs} > 0$) ou um sumidouro ($Q_{fs} < 0$) [ML⁻³T⁻¹].

2.5 Modelos de transporte em *liners* compostos

Diversos autores dedicaram seus estudos à modelagem do transporte de contaminantes por *liners* formados por argila compactada e geomembrana. É importante ressaltar que o termo “*liner* composto”, do inglês “*composite liner*”, é usado pelos autores para designar as camadas de impermeabilização formadas por geomembrana e argila compactada (CCL), também podendo ser chamados de “*liner* duplo” por alguns pesquisadores. Desde que os modelos de transporte de contaminantes se consolidaram nos *liners* simples, o estudo dos *liners* compostos se iniciou em pesquisas com diferentes enfoques, como a determinação do fluxo por furos em geomembranas (Giroud & Bonaparte, 1989b; Rowe, 1998), a difusão molecular por diferentes camadas (Saleem *et al.*, 1989; Rowe *et al.*, 1995a), entre outras pesquisas citadas anteriormente. Essas pesquisas tinham por objetivo modelar matematicamente os fenômenos nas geomembranas e/ou nos solos e validar por ensaios de laboratório.

Entre 1999 e 2002, Foose, Rowe e outros autores estudaram esse fluxo de massa em *liners* compostos por meio de soluções analíticas e numéricas que permitissem a simulação dos

mecanismos conjuntamente nas camadas. Dito isso, foram estudadas de maneira acoplada, as taxas de vazamento por defeitos nas geomembranas e a taxa de difusão de compostos orgânicos voláteis em três dimensões e em modelos transientes (Foose *et al.*, 1999, 2001a, 2001b, 2002; Rowe & Booker, 2001; Foose, 2002).

Dentre os modelos já desenvolvidos, existem soluções numéricas obtidas por diferenças finitas; por elementos finitos; soluções analíticas para geomembranas com defeitos; soluções para camadas duplas e triplas; soluções que consideram o efeito da degradação e soluções para contaminantes voláteis. Na Tabela 2.4 é possível visualizar os principais trabalhos de modelagem matemática de *liners* compostos catalogados, o tipo de modelo utilizado e os mecanismos de transporte de contaminantes abarcados nas soluções.

Tabela 2.4. Estado da arte de modelos para fluxo de contaminantes em *liners* compostos.

Autores	Modelo matemático	Mecanismos englobados
Foose <i>et al.</i> (1999)	Numérico e analítico	▪ Difusão iônica/molecular
Foose <i>et al.</i> (2001a)	Analítico	▪ Difusão iônica/molecular
Foose <i>et al.</i> (2001b)	Analítico	▪ Difusão iônica/molecular ▪ Advecção (defeitos na geomembrana)
Rowe & Booker (2001)	Semianalítico	▪ Advecção (defeitos na geomembrana)
Foose <i>et al.</i> (2002)	Numérico (diferenças finitas)	▪ Difusão iônica/molecular ▪ Advecção (defeitos na geomembrana)
Foose (2002)	Analítico	▪ Difusão iônica/molecular
Saidi <i>et al.</i> (2006)	Numérico (elementos finitos)	▪ Advecção (defeitos na geomembrana)
Chen <i>et al.</i> (2009)	Analítico	▪ Difusão iônica/molecular
Xie. <i>et al.</i> (2010)	Analítico	▪ Difusão iônica/molecular ▪ Advecção (defeitos na geomembrana)
Park <i>et al.</i> (2012)	Semianalítico e numérico (diferenças finitas)	▪ Difusão iônica/molecular
Xie <i>et al.</i> (2013)	Analítico	▪ Difusão iônica/molecular ▪ Decaimento radioativo
Guan <i>et al.</i> (2014)	Analítico	▪ Advecção ▪ Dispersão mecânica ▪ Decaimento radioativo
Yan <i>et al.</i> (2019)	Analítico	▪ Difusão iônica/molecular ▪ Biodegradação
Carr (2020)	Semianalítico	▪ Difusão iônica/molecular ▪ Advecção
Lemos & Cavalcante (2021)	Semianalítico	▪ Difusão iônica/molecular ▪ Advecção ▪ Decaimento radioativo/biodegradação

Os modelos numéricos desempenham um papel importante na simulação de transporte de contaminantes através de *liners* compostos. No entanto, o nível de sofisticação numérica muitas vezes excede a sofisticação dos dados disponíveis, principalmente durante as etapas iniciais de projeto e de escolha do local. Dito isso, o custo computacional de uma análise numérica detalhada pode não ser justificável e os métodos analíticos oferecem uma alternativa econômica e eficiente. Embora as soluções analíticas possam envolver hipóteses simplificadas e a idealização das condições reais, elas podem ser facilmente utilizadas para avaliar o efeito das incertezas envolvidas no projeto e a avaliação dos sistemas de revestimento das obras. Além disso, as soluções analíticas são ferramentas simples para a adequação de dados experimentais e para o projeto preliminar de revestimentos compostos (Chen *et al.*, 2009).

No âmbito do transporte de contaminantes, as soluções analíticas existentes em literatura para sistemas multicamadas exigem simplificações demasiadas. Nesse sentido, Carr (2020) propôs uma solução semianalítica para o transporte em solos por meio da equação advecção-dispersão-reação que considera um meio finito, com número arbitrário de camadas, concentração contínua no tempo, fluxo dispersivo entre camadas adjacentes e diferentes condições de contorno. Lemos & Cavalcante (2021) aprimoraram o modelo de Carr (2020) inserindo na solução matemática a possibilidade de haver uma camada fina (geomembrana); o decaimento radioativo; a biodegradação e as reações químicas que podem ocorrer nos *liners* compostos de multicamadas, conforme detalhado a seguir.

2.5.1 Solução de Lemos e Cavalcante (2021)

A solução semianalítica proposta por Lemos e Cavalcante (2021) permite simular o fluxo de contaminantes por camadas de materiais distintos. A estratégia empregada pelos autores visa estender o modelo desenvolvido por Carr (2020) para possibilitar a inserção de camadas de geomembrana e para realizar a simulação em termos de fluxo, não somente em termos de concentração. A solução possibilita calcular a transferência de massa sob hipóteses de haver processos advectivos e dispersivos, um número arbitrário de camadas, camadas finas – como geomembranas – e todos os possíveis fenômenos que envolvem o transporte de contaminantes, como o decaimento radioativo e a biodegradação dos compostos.

A lógica da modelagem de multicamadas proposta pelos autores se baseia nas tradicionais equações de fluxo de contaminantes, descritas no item 2.4, que são aplicadas para camadas de diferentes materiais que variam de $i = 1, \dots, m$. Como as camadas possuem diferentes propriedades, como o coeficiente de permeabilidade, então alguns parâmetros equivalentes são

calculados para o sistema, como a velocidade de percolação resultante, conforme descrito nas Equações 2.19 e 2.20 e demonstradas na Figura 2.11.

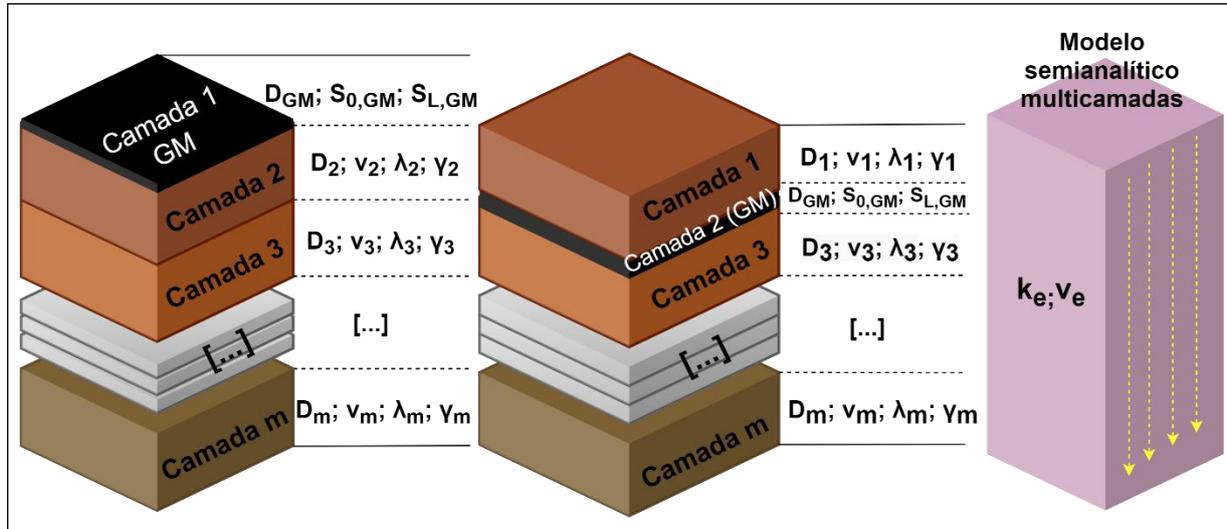


Figura 2.11. Representação do modelo multicamadas (Adaptada de Lemos e Cavalcante, 2021).

Além disso, para preservar as particularidades de cada camada e obter uma solução analítica única para o sistema composto, é necessário estabelecer a continuidade entre as camadas por meio de condições de contorno e iniciais para cada uma delas. A adaptação dos autores para permitir a inserção da geomembrana faz uso de coeficientes de partição, obtidos de laboratório e adotados costumeiramente em literatura, que representam a proporção da concentração de contaminante que fica retida na geomembrana.

A equação que é usada como referência para o cálculo do fluxo de contaminantes nos *liners* de fundo é a equação advecção-dispersão-reação, que foi descrita no item 2.4.6 e é dada por:

$$R_i \frac{\partial c_i}{\partial t} = D_{Hi} \frac{\partial^2 c_i}{\partial z^2} - v_i \frac{\partial c_i}{\partial z} - \lambda_i c_i \pm Q_{fs,i} \quad (2.18)$$

onde, conforme descrito, R representa o retardo causado pela sorção química linear [adimensional]; D_H é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica [LT^{-2}]; v é a velocidade de percolação [$L.T^{-1}$]; λ é a constante de decaimento de primeira ordem, em que o decaimento radioativo é dado por λ e o decaimento por biodegradação é dado por γ [T^{-1}] e $Q_{fs,i}$ representa o termo de reação que pode ser uma fonte ou sumidouro na camada i .

Inicialmente, a fim de aplicar a equação advecção-dispersão-reação para sistemas multicamadas, a velocidade de percolação é calculada com base na espessura de cada uma das camadas por meio da expressão (Guan *et al.*, 2014):

$$v_e = \left(\frac{h_w + \sum_{i=1}^m l_i}{\sum_{i=1}^m l_i} \right) k_e \quad (2.19)$$

onde v_e é a velocidade de percolação equivalente para o sistema [LT^{-1}], h_w a carga hidráulica [L], l_i a espessura de cada camada i [L] e k_e a condutividade hidráulica efetiva do sistema, que pode ser determinada pela média harmônica das camadas do seguinte modo (Giroud *et al.*, 1997):

$$k_e = \frac{\sum_{i=1}^m l_i}{\sum_{i=1}^m \frac{l_i}{k_i}} \quad (2.20)$$

onde k_i é a condutividade hidráulica saturada da camada i do sistema [LT^{-1}] e as camadas são ditas como $i = 1, \dots, m$.

Também é necessário definir as condições e hipóteses gerais para o sistema, sem distinguir materiais. A condição inicial implica em uma concentração constante em cada camada e pode ser expressa por:

$$c_i(z, 0) = c_{in} \quad (2.21)$$

onde c_{in} é a concentração inicial do contaminante na camada i do sistema [ML^{-3}]. Essa concentração representa a substância química que estava previamente no sistema, é aquela concentração “natural”, “antecedente” ou, em inglês, “background”. Ao traçar um paralelo com os *liners* de aterro sanitário, a concentração inicial diferente de zero indica que já existe um teor daquele contaminante no solo antes de dispor o resíduo (em $t = 0$). Usualmente, esse valor é considerado igual a zero pelos autores.

A condição de contorno para o topo do sistema ($z = 0$) pode ser escrita como:

$$c_u(0, t) = c_0 \quad (2.22)$$

onde c_0 é a concentração, considerada constante [ML^{-3}] e c_u é a concentração no topo da primeira camada do sistema [ML^{-3}].

Em termos de fluxo, essa condição para o topo do sistema pode ser expressa por:

$$v_1 c_1(0, t) - D_1 \frac{\partial c_i(0, t)}{\partial z} = v_1 c_0(t) \quad (2.23)$$

Essa condição de contorno corresponde a uma concentração no topo do sistema constante e igual à c_0 , sendo a mais tradicional de ser aplicada em literatura. Entretanto, alguns autores (Rowe *et al.*, 1995b; Chen *et al.*, 2009) fazem uso da condição de contorno de topo aproximada

para uma equação de decaimento exponencial em função da constante de decaimento radioativo λ , por meio da equação:

$$c_u(0, t) = c_0 \exp(-\lambda t) \quad (2.24)$$

onde c_0 é a concentração de pico do contaminante [ML^{-3}] e λ a constante de decaimento radioativo [T^{-1}].

Além disso, por ser um sistema heterogêneo, é necessário estabelecer uma continuidade entre as camadas para garantir a equivalência da concentração e do fluxo entre as interfaces do sistema. Dito isso, a concentração na interface é dada por:

$$c_i(l_i, t) = c_{i+1}(l_i, t) \quad (2.25)$$

Já a equação de fluxo dispersivo para a interface de camadas adjacentes é ser escrita por:

$$\theta_i D_i \frac{\partial c_i(l_i, t)}{\partial z} = \theta_{i+1} D_{i+1} \frac{\partial c_{i+1}(l_i, t)}{\partial z} \quad (2.26)$$

onde θ_i é o teor volumétrico de água [L^3L^{-3}] na i ésima camada.

Caso seja considerada a velocidade de percolação v_e para cálculo do fluxo de interface, esta é obtida por:

$$\theta_i v_i = \theta_{i+1} v_{i+1} = v_e \quad (2.27)$$

A condição de contorno para a parte inferior do sistema ($z = L$) na última camada m é dita como:

$$\frac{\partial c_m(L, t)}{\partial z} = 0 \quad (2.28)$$

Feito isso, para considerar a camada composta por geomembrana no topo ou no meio do sistema, as condições de contorno e iniciais devem ser aplicadas para cada camada separadamente: para a primeira camada, para as camadas intermediárias e para a camada de fundo.

Para a primeira camada formada por geomembrana, o fluxo difusivo pode ser escrito pela segunda lei de Fick, conforme descrito em no item 2.4.4, e dado por:

$$\frac{\partial c_{GM}}{\partial t} = D_{GM} \frac{\partial^2 c_{GM}}{\partial z^2} \quad (2.29)$$

Na interface entre a geomembrana e o contaminante, a condição de contorno na geomembrana é dada por:

$$c_{GM}(0, t) = c_0(0, t) S_{0,GM} \quad (2.30)$$

onde $S_{0,GM}$ [-] é o coeficiente de partição, o qual fornece a proporção do contaminante que é retida na geomembrana. Essa relação é obtida pela razão entre a massa do íon no volume da geomembrana e a concentração de equilíbrio no fluido (Rowe, 2001). O coeficiente de partição é dito como constante para a molécula/íon, o fluido, a geomembrana e a temperatura de interesse (Sangam & Rowe, 2001). Ele, portanto, é dado por:

$$S_{0,GM} = \frac{c_{GM}}{c_f} \quad (2.31)$$

onde c_{GM} representa a concentração do permeante por unidade de volume da geomembrana [M.L⁻³] e c_f a concentração no fluido contaminante [M.L⁻³].

Já a condição de contorno na interface entre a geomembrana e o solo subjacente é dada, em termos de concentração, por (Foose, 2002):

$$\frac{c_{GM}(l_{GM}, t)}{S_{L,GM}} = c_i(l_{GM}, t) \quad (2.32)$$

A mesma condição em termos de fluxo pode ser escrita como:

$$D_{GM} \frac{\partial c_{GM}(l_{GM}, t)}{\partial z} = \theta_i D_i \frac{\partial c_i(l_{GM}, t)}{\partial z} \quad (2.33)$$

onde $S_{L,GM}$ [-] é o coeficiente de partição, que representa a relação entre o contaminante na geomembrana e a concentração do contaminante nos poros de água do solo na interface entre as duas camadas. Para os casos simples em que as soluções apresentam a água como solvente, os coeficientes de partição são assumidos como iguais $S_{0,GM} = S_{L,GM}$ (Sangam & Rowe, 2001). Os coeficientes 0 e L representam as entradas e saídas do sistema, ou seja, $z = 0$ e $z = L$.

Já as condições para o solo – em contato com a geomembrana – são descritas como:

A condição de contorno na interface é dada por:

$$c_g(z, t) = \frac{c_{GM}(z, t)}{S_{L,GM}} \quad (2.34)$$

Essa condição no topo do sistema ($z = 0$) pode ser escrita como:

$$c_g(0, t) = c_0(0, t) \frac{S_{0,GM}}{S_{L,GM}} \quad (2.35)$$

Ao substituir a Equação 2.34 nas Equações 2.32 e 2.33, a concentração se torna:

$$c_g(l_{GM}, t) = c_i(l_{GM}, t) \quad (2.36)$$

onde $c_g(l_{GM}, t)$ representa a concentração que é transferida de um meio para outro, sendo, portanto, uma ferramenta matemática para retratar a continuidade do contaminante na interface entre as camadas de solo e de geomembrana.

Então o fluxo é calculado por:

$$D_{GM}S_{L,GM} \frac{\partial c_g(l_{GM}, t)}{\partial z} = \theta_i D_i \frac{\partial c_i(l_{GM}, t)}{\partial z} \quad (2.37)$$

A condição de contorno no fundo do sistema (camada m) é dada por:

$$\frac{\partial c_m(L, t)}{\partial z} = 0 \quad (2.38)$$

As condições iniciais e de contorno para dois exemplos hipotéticos podem ser vistas nas Figura 2.12 e 2.13. A Figura 2.12 representa um *liner* composto por solo compactado no topo e geomembrana no fundo. A espessura da camada 1, de argila, é dada por ℓ_1 e a espessura total do sistema é dada por L .

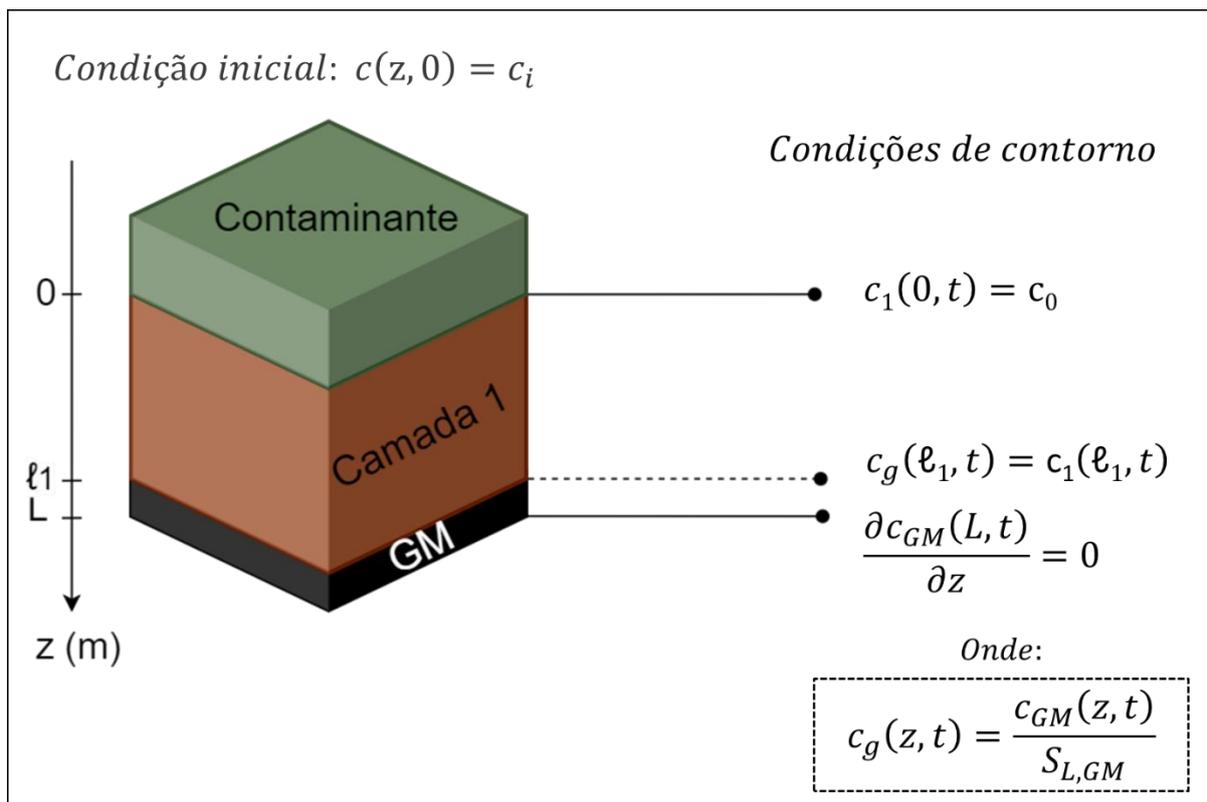


Figura 2.12. Condições iniciais e de contorno para o exemplo de camada dupla com o solo no topo.

A Figura 2.13 ilustra um *liner* de camada dupla formada pela geomembrana na parte superior e solo compactado na parte inferior. As condições iniciais e de contorno para cada limite estão representadas na figura, assim como as igualdades matemáticas empregadas nos cálculos.

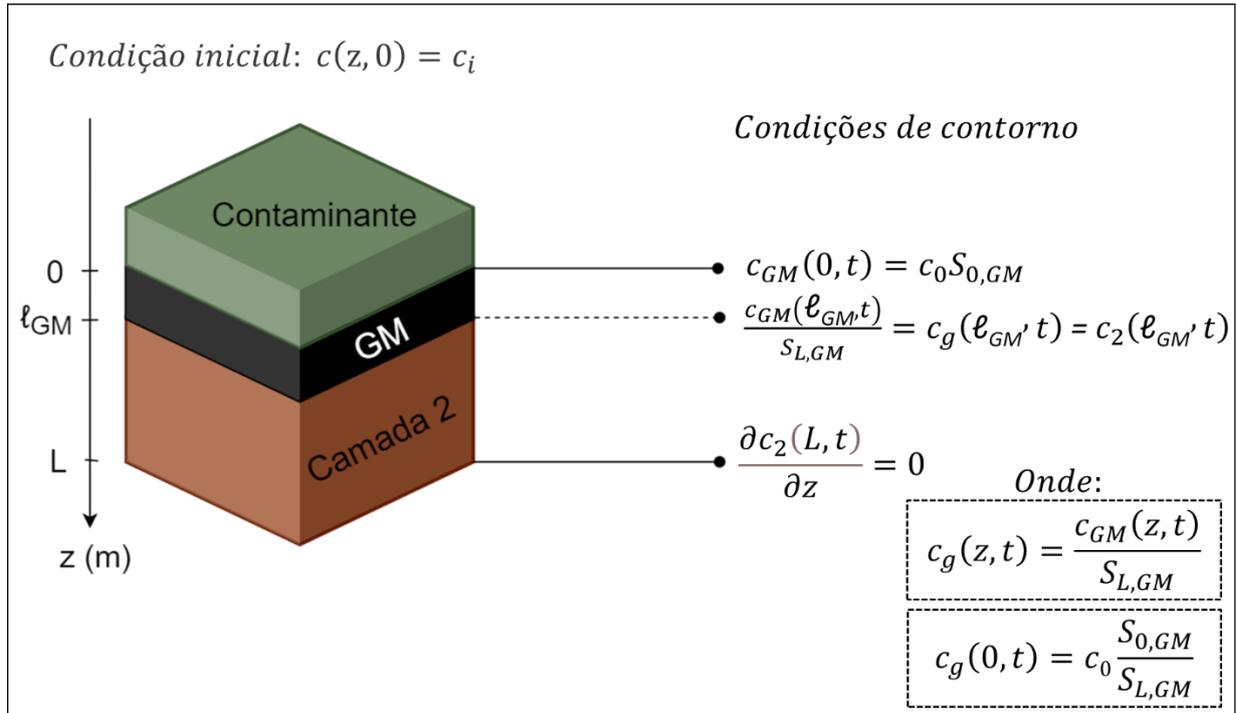


Figura 2.13. Condições iniciais e de contorno para o exemplo de camada dupla com a geomembrana no topo.

A solução do sistema de equações faz uso das transformadas de Laplace, constituindo um problema de valor de contorno. No contexto das equações diferenciais parciais, a estratégia de aplicar a transformada de Laplace nas descrições do sistema reduz sua complexidade e permite alcançar uma solução para o problema. Dito isso, as derivadas parciais que dependem do espaço e do tempo são substituídas por transformadas de primeira ou segunda ordem e o espaço (z, t) é convertido em (z, s) por: $C_i(z, s) = \mathcal{L}\{c_i(z, t)\}$ e $G_i(s) = \mathcal{L}\{g_i(t)\}$ para $i = 1, \dots, m - 1$ do seguinte modo:

$$\text{para } i = 1 \quad D_1 C_1'' - v_1 C_1' - (\lambda_1 + R_1 c_1 s) C_1 = -R_1 c_1 - \frac{\gamma_1}{s} \quad (2.39)$$

$$\text{topo} \quad a_0 C_1(0, s) - b_0 C_1'(0, s) = G_0(s) \quad (2.40)$$

$$\text{base} \quad \theta_1 D_1 C_1'(\ell_1, s) = G_1(s) \quad (2.41)$$

$$\text{para } i = 2, \dots, m - 1 \quad D_i C_i'' - v_i C_i' - (\lambda_i + R_i c_i s) C_i = -R_i c_i - \frac{\gamma_i}{s} \quad (2.42)$$

$$\text{topo} \quad \theta_i D_i C_i'(\ell_{i-1}, s) = G_{i-1}(s) \quad (2.43)$$

$$\text{base} \quad \theta_i D_i C_i'(\ell_i, s) = G_i(s) \quad (2.44)$$

$$\text{para } i = m \quad D_m C_m'' - v_m C_m' - (\lambda_m + R_m c_m s) C_m = -R_m c_m - \frac{\gamma_m}{s} \quad (2.45)$$

$$\textit{topo} \quad \theta_m D_m C'_m(\ell_{m-1}, s) = G_{m-1}(s) \quad (2.46)$$

$$\textit{base} \quad a_L C_m(L, s) + b_L C'_m(L, s) = G_L(s) \quad (2.47)$$

onde os coeficientes a_0, b_0, a_L e b_L representam constantes que ditam as condições de contorno, em que b_0 e b_L são positivos, pelo menos um de a_0 e b_0 precisa ser diferente de zero e pelo menos um de a_L e b_L precisa ser diferente de zero. Conforme mencionado, o parâmetro $G_i(z, s)$ representa a transformada de Laplace da função g_i , que, por sua vez, é uma função do tempo $g_i(t) (i = 1, \dots, m - 1)$ e denota as funções de início ($z = 0$) e final ($z = L$) do sistema. A partir dessas constantes gerais e da função g_i , é possível delimitar as condições de contorno para o caso desejado. Por exemplo, ao atribuir $a_0 = 1, b_0 = 0, g_0 = c_0(t)$, então a condição de contorno expressa na Equação 2.40 se torna $c_1(0, t) = c_0(t)$. A função $C_i(z, s)$ representa a transformada de Laplace da concentração $c_i(z, t)$ com a transformação da variável $s \in \mathbb{C}$. Já a notação ($'$) indica a primeira derivada da função $C_i(z, t)$ em relação a z e ($''$) sua segunda derivada.

Analiticamente, é possível solucionar as funções $G_0(z, s) = \mathcal{L}\{g_0(t)\}$ e $G_L(z, s) = \mathcal{L}\{g_L(t)\}$, enquanto as equações diferenciais de segunda ordem são resolvidas expandindo o domínio de Laplace e resolvendo o problema de valor de contorno definido pelas expressões para a concentração no domínio Laplace:

$$C_1(z, s) = A_1(z, s)G_0(s) + B_1(z, s)G_1(s) + P_1(z, s), i = 1 \quad (2.48)$$

$$C_i(z, s) = A_i(z, s)G_{i-1}(s) + B_i(z, s)G_i(s) + P_i(z, s), i = 2, \dots, m - 1 \quad (2.49)$$

$$C_m(z, s) = A_m(z, s)G_{m-1}(s) + B_m(z, s)G_L(s) + P_m(z, s), i = m \quad (2.50)$$

onde as funções auxiliares P_i, A_i e $B_i (i = 1, \dots, m)$ são obtidas por uma matriz resolvida por sistemas lineares do tipo $Ax = b$, conforme detalhado em Carr (2020), Lemos & Cavalcante (2021) e no Anexo 1. Assim, é possível obter as funções para o domínio (z, s) de Laplace.

Em seguida, é necessário converter o domínio de Laplace de volta para o domínio no tempo e encontrar a função desejada $c_i(z, t) (i = 1, \dots, m)$ por meio da aplicação da função inversa de Laplace. Foi aplicado um método de inversão numérica proposto por Trefethen *et al.* (2006) que permite aproximar a solução para o problema, o que lhe confere a classe de “semianalítica”. Ao fazer a conversão novamente para o espaço original, é possível solucionar a equação de fluxo numa camada arbitrária i com $J [M.L^{-2}T^{-1}]$ pela advecção e pela dispersão conforme:

$$J = \theta_i v_i c_i(z, t) - \theta_i D_i \frac{\partial c_i(z, t)}{\partial z} \quad (2.51)$$

3. MATERIAIS

Nesta seção são apresentados os valores que foram utilizadas como dados de entrada dos modelos de transporte de contaminantes. Foram compilados dados de empreendimentos geotécnicos existentes e de resultados de ensaios laboratoriais presentes na literatura. Para avaliar todos os mecanismos de transporte de contaminantes foram definidos sete casos hipotéticos e dois estudos de caso reais. Em cada um dos nove casos testados foi realizada análise paramétrica dos modelos para verificar a influência de cada variável no resultado da simulação. Para fins de comparação, os dois primeiros casos dizem respeito ao *liner* simples de solo compactado ou geomembrana e os demais casos tratam dos *liners* compostos. Os casos testados foram enumerados de 1 a 7 e os estudos de caso de 8 a 9. Já os cenários simulados em cada caso foram enumerados respeitando os algarismos do seguinte modo: “X.Y”, em que X é o número do caso e Y é o número do cenário.

Os contaminantes escolhidos para análise foram: o benzeno, o diclorometano, o cobre, o cromo, o cádmio, o sódio, o chumbo e os cloretos. Em cada caso hipotético foi testado um conjunto desses contaminantes, conforme a disponibilidade de dados e a aplicação para os mecanismos de transporte simulados. Para o estudo de caso referente ao Aterro Sanitário de Brasília, foram selecionados o cobre, o cromo, o cádmio, os cloretos, o chumbo e o sódio. Já os contaminantes testados para a Barragem de Rejeito de Jacobina foram o cromo, o cobre, o cádmio e o chumbo. A escolha foi feita para abarcar substâncias químicas de diferentes classes (orgânicos, metais pesados e inorgânicos), pela disponibilidade de dados em literatura e pela presença mais acentuada desses compostos nos fluidos dos empreendimentos que fazem uso dos sistemas de impermeabilização de fundo.

Em todas as simulações, a magnitude da contaminação potencial foi avaliada de acordo com os valores de referência de qualidade da CONAMA nº 396 de 2008, que estabelece os valores máximos permitidos para águas subterrâneas destinadas a consumo humano (VMP).

As faixas de valores adotadas nas simulações se basearam nos dados de argilas compactadas (massa específica, porosidade, permeabilidade), de geomembranas de PEAD (coeficiente de difusão, coeficiente de partição), de contaminantes (concentrações, constantes de decaimento, de biodegradação) e nos valores operacionais dos sistemas de impermeabilização, como as cargas hidráulicas frequentes em aterros sanitários e barragens, a espessura do *liner* e o tempo de vida útil das obras.

Além disso, faz-se necessário definir os símbolos que serão empregados para cada grandeza neste trabalho e as unidades adotadas, os quais estão expostos na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Lista de grandezas, símbolos e unidades usadas na dissertação.

Grandeza	Símbolo	Unidade
Espessura do CCL	ℓ_{CCL}	m
Massa específica seca do CCL	ρ_d	g/cm ³
Porosidade do CCL	n	%
Condutividade hidráulica do CCL	k_{CCL}	m/s
Gradiente hidráulico	i	m/m
Carga hidráulica	h	m
Tempo de simulação ou de vida útil da obra	t	anos
Coefficiente de difusão iônica efetivo no CCL	D^*	m ² /s
Coefficiente de dispersão longitudinal no CCL	α_L	m
Coefficiente de distribuição no CCL	K_d	ml/g
Concentração inicial	C_0	mg/l
Valor máximo permitido	VMP	mg/l
Espessura da GM	ℓ_{GM}	mm
Coefficiente de difusão iônica da GM	D_{GM}	m ² /s
Coefficiente de partição da GM	S_g	–
Constante de decaimento radioativo	λ	ano ⁻¹
Tempo de meia-vida para decaimento radioativo	$t_{1/2}^\lambda$	anos
Constante de biodegradação	γ	dia ⁻¹
Tempo de meia-vida para biodegradação	$t_{1/2}^\gamma$	dias
Raio do furo na GM	r_{furo}	mm
Número de furos na GM	m	furos/ha
Condições de contato entre a GM e o CCL	c_q	–
Número de Péclet	Pe	–

Dito isso, os dados de entrada, os valores que serão variados em cada um dos cenários e suas respectivas referências serão descritos a seguir.

3.1 Caso 1: *liner* simples de argila compactada – Difusão iônica/molecular

O caso 1 visa analisar a eficácia do *liner* simples formado apenas por argila compactada com relação à difusão iônica/molecular pura. Para isso, são necessários dados sobre a espessura da camada, o coeficiente de difusão de cada contaminante, a concentração inicial, o tempo de

simulação e o valor de referência de qualidade para avaliar se a contaminação oferece risco à saúde e ao ambiente. Os valores de coeficiente de difusão efetivo no solo foram obtidos de referências que executaram ensaios de difusão pura em argilas compactadas com as respectivas soluções contaminantes.

Os dados de entrada para cada cenário simulado e cada contaminante podem ser vistos na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Dados de entrada para o caso 1, cenários de 1.1 a 1.15.

Grandeza (unidade)	Benzeno			Diclorometano			Cobre			Cromo			Cloretos		
	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	1.10	1.11	1.12	1.13	1.14	1.15
ℓ_{CCL} (m)	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5
D^* (m^2/s) ^a	$2,5 \times 10^{-10}$	$3,0 \times 10^{-10}$	$3,6 \times 10^{-10}$	$2,5 \times 10^{-10}$	$5,0 \times 10^{-10}$	$8,5 \times 10^{-10}$	$6,8 \times 10^{-15}$	$5,0 \times 10^{-13}$	$1,2 \times 10^{-12}$	$1,5 \times 10^{-12}$	$2,2 \times 10^{-12}$	$1,5 \times 10^{-11}$	$5,0 \times 10^{-10}$	$5,0 \times 10^{-10}$	$5,0 \times 10^{-10}$
t (anos)	20	30	50	20	30	50	20	30	50	20	30	50	20	30	50
C_0 (mg/l)	0,01	0,1	0,5	0,05	0,1	0,5	2,5	3,0	4,0	0,1	0,5	1,0	500	1000	3000
VMP (mg/l)	0,005	0,005	0,005	0,02	0,02	0,02	2	2	2	0,05	0,05	0,05	250	250	250

^a Benzeno e diclorometano: Rowe (2001), Cobre: Gurjão (2005), Cromo: Silveira (2014); Paz (2015), Cloretos: Ritter (1998); Baran (2019).

3.2 Caso 2: *liner* simples de argila compactada – Advecção, sorção e dispersão mecânica

O segundo caso testado envolve os mecanismos macroscópicos e reativos do contaminante no solo, que são a advecção, a sorção química e a dispersão mecânica. Essa simulação permite avaliar a velocidade de propagação da pluma devido à ação da gravidade, sob efeito da carga hidráulica, considerando a dispersão mecânica ao longo da camada e com atenuação pelo mecanismo de sorção. Envolve, portanto, contaminantes não radioativos, reativos e com a difusão desprezada. Os cenários testados visam identificar a influência do tipo de solo, a compactação, aspectos operacionais do *liner*, além do tipo de contaminante estudado.

É importante ressaltar que os valores de carga hidráulica testados se referem aos cenários práticos em que o sistema de drenagem de fundo dos empreendimentos permite que seja desenvolvida uma carga significativa acima da camada de impermeabilização.

Os dados de entrada (Tabela 3.3) incluem: a espessura da camada de argila compactada; a massa específica seca; a porosidade da argila compactada; o coeficiente de condutividade hidráulica (permeabilidade); a carga hidráulica testada; o tempo de simulação; o coeficiente de dispersão

longitudinal do contaminante no solo; a concentração inicial do contaminante; o coeficiente de distribuição do contaminante no solo e a reatividade (para cálculo do R).

Tabela 3.3. Dados de entrada para o caso 2, cenários de 2.1 a 2.15.

Grandeza (unidade)	Benzeno			Diclorometano			Cobre			Cromo			Cloretos		
	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5	2.6	2.7	2.8	2.9	2.10	2.11	2.12	2.13	2.14	2.15
ℓ_{CCL} (m)	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5
ρ_d (g/cm ³)	1,5	1,8	2,0	1,5	1,8	2,0	1,5	1,8	2,0	1,5	1,8	2,0	1,5	1,8	2,0
n (%)	35	40	45	35	40	45	35	40	45	35	40	45	35	40	45
k_{CCL} (m/s)	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}
h (m)	0,5	1	5	0,5	1	5	0,5	1	5	0,5	1	5	0,5	1	5
α_L (m) ^a	0,005	5,00	30,0	0,005	5,00	30,0	0,005	5,00	30,0	0,005	5,00	30,0	0,005	5,00	30,0
K_d (ml/g) ^b	2,2	8,39	23,8	1,5	1,5	1,5	0,9	4,6	10,0	9,6	9,6	9,6	0	0	0
t (anos)	20	30	50	20	30	50	20	30	50	20	30	50	20	30	50
C_0 (mg/l)	0,01	0,1	0,5	0,05	0,1	0,5	2,5	3,0	4,0	0,1	0,5	1,0	500	1000	3000
VMP (mg/l)	0,005	0,005	0,005	0,02	0,02	0,02	2	2	2	0,05	0,05	0,05	250	250	250

^a 0,005: Boateng & Cawfield (1999), 5 e 30,0: Gelhar *et al.* (1992).

^b Benzeno: Redding *et al.* (2002), Diclorometano: Xie. *et al.* (2010), Cobre: Gurjão (2005), Cromo: Paz (2015), Cloretos: Ritter (1998); Santos *et al.* (2006).

3.3 Caso 3: *liner* simples de geomembrana intacta – Difusão iônica/molecular

O terceiro caso testado faz referência ao mecanismo de difusão na geomembrana sem perfurações. Como a permeabilidade do material é baixíssima, o fenômeno advectivo pode ser desprezado e a difusão iônica se torna prevacente. A geomembrana simulada é de polietileno de alta densidade, de onde foram obtidos os dados de fabricantes. Os dados de entrada para essa modelagem incluem a espessura da geomembrana, o coeficiente de difusão dos contaminantes, a concentração inicial dos contaminantes e o valor máximo permitido por lei.

Em relação aos valores de coeficiente de difusão para as geomembranas, não há padronização de ensaio a ser executado por norma. Alguns autores (Rowe *et al.*, 1995a; Touze-Foltz *et al.*, 2011) elaboraram ensaios de difusão com células cilíndricas com a geomembrana selada no meio e preenchidas com soluções contaminantes em uma extremidade e água destilada em outra. Pela passagem de contaminantes da célula fonte para a célula receptora, é possível estimar o coeficiente de difusão para a geomembrana de PEAD testada. Já autores como

Lacerda *et al.*, (2011) executaram ensaios análogos ao de difusão pura tradicional com solo compactado adicionando a geomembrana acima da camada de argila e avaliando a passagem de contaminante para as camadas inferiores e o decréscimo na concentração da solução no reservatório ao longo do tempo.

Dito isso, os dados de entrada selecionados para essa simulação, estão expostos na Tabela 3.4.

Tabela 3.4. Dados de entrada para o caso 3, cenários de 3.1 a 3.15.

Grandeza (unidade)	Benzeno			Diclorometano			Cobre			Cromo			Cloretos		
	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5	3.6	3.7	3.8	3.9	3.10	3.11	3.12	3.13	3.14	3.15
ℓ_{GM} (mm)	1,5	2,0	2,0	1,5	2,0	2,0	1,5	2,0	2,0	1,5	2,0	2,0	1,5	2,0	2,0
D_{GM} (m ² /s) ^a	$3,7 \times 10^{-14}$	$3,7 \times 10^{-14}$	$3,2 \times 10^{-11}$	$1,2 \times 10^{-12}$	$1,2 \times 10^{-12}$	$8,2 \times 10^{-12}$	$1,0 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-12}$	$2,5 \times 10^{-13}$	$2,5 \times 10^{-13}$	$2,5 \times 10^{-12}$	$1,5 \times 10^{-12}$	$1,5 \times 10^{-12}$	$1,5 \times 10^{-11}$
t (anos)	20	30	50	20	30	50	20	30	50	20	30	50	20	30	50
C_0 (mg/l)	0,01	0,1	0,5	0,05	0,1	0,5	2,5	3,0	4,0	0,1	0,5	1,0	500	1000	3000
VMP (mg/l)	0,005	0,005	0,005	0,02	0,02	0,02	2,0	2,0	2,0	0,05	0,05	0,05	250	250	250

^a Benzeno: Prasad *et al.* (1994); Aminabhavi & Naik (1998), Diclorometano: Aminabhavi & Naik (1998); Touze-Foltz *et al.* (2011), Cobre: Lacerda *et al.* (2011), Cromo: Lacerda *et al.* (2011), Cloretos: Rowe *et al.* (1995a); Valadão *et al.* (2014).

3.4 Caso 4: *liner* composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica

A partir do caso 4, foram simulados *liners* compostos (argila compactada sobreposta por uma geomembrana) para avaliação do fluxo de contaminantes pelos dois materiais sequencialmente. Foram testados os mecanismos de advecção, de sorção química e de dispersão hidrodinâmica acoplados, ou seja, considerou-se que o contaminante é reativo e não radioativo.

Nesse sentido, são necessários dados de entrada tanto da argila quanto da geomembrana, além do coeficiente de partição da geomembrana, que é necessário nas condições de interface do modelo multicamadas. Os dados de entrada de cada cenário (4.1 a 4.15) estão expostos na Tabela 3.5.

Tabela 3.5. Dados de entrada para o caso 4, cenários de 4.1 a 4.15.

Grandeza (unidade)	Benzeno			Diclorometano			Cobre			Cromo			Cloretos		
	Cenário 4.1	Cenário 4.2	Cenário 4.3	Cenário 4.4	Cenário 4.5	Cenário 4.6	Cenário 4.7	Cenário 4.8	Cenário 4.9	Cenário 4.10	Cenário 4.11	Cenário 4.12	Cenário 4.13	Cenário 4.14	Cenário 4.15
ℓ_{CCL} (m)	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5	0,6	1,0	1,5
ρ_d (g/cm ³)	1,5	1,8	2,0	1,5	1,8	2,0	1,5	1,8	2,0	1,5	1,8	2,0	1,5	1,8	2,0
n (%)	35	40	45	35	40	45	35	40	45	35	40	45	35	40	45
k_{CCL} (m/s)	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}	1×10^{-9}	5×10^{-10}	1×10^{-10}
h (m)	0,5	1	5	0,5	1	5	0,5	1	5	0,5	1	5	0,5	1	5
t (anos)	20	30	50	20	30	50	20	30	50	20	30	50	20	30	50
D^* (m ² /s) ^a	$2,5 \times 10^{-10}$	$3,0 \times 10^{-10}$	$3,6 \times 10^{-10}$	$2,5 \times 10^{-10}$	$5,0 \times 10^{-10}$	$8,5 \times 10^{-10}$	$6,8 \times 10^{-15}$	$5,0 \times 10^{-13}$	$1,2 \times 10^{-12}$	$1,5 \times 10^{-11}$	$1,5 \times 10^{-12}$	$2,2 \times 10^{-12}$	$5,0 \times 10^{-10}$	$5,0 \times 10^{-10}$	$5,0 \times 10^{-10}$
α_L (m) ^b	0,005	5,00	30,0	0,005	5,00	30,0	0,005	5,00	30,0	0,005	5,00	30,0	0,005	5,00	30,0
K_d (ml/g) ^c	2,2	8,39	23,8	1,5	1,5	1,5	0,9	4,6	10,0	9,6	9,6	9,6	0	0	0
ℓ_{GM} (mm)	1,5	1,5	2,0	1,5	1,5	2,0	1,5	1,5	2,0	1,5	1,5	2,0	1,5	1,5	2,0
D_{GM} (m ² /s) ^d	$3,7 \times 10^{-14}$	$3,0 \times 10^{-13}$	$3,2 \times 10^{-11}$	$1,2 \times 10^{-12}$	$8,2 \times 10^{-12}$	$9,0 \times 10^{-12}$	$1,0 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-12}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$2,5 \times 10^{-13}$	$2,5 \times 10^{-12}$	$1,0 \times 10^{-12}$	$1,5 \times 10^{-12}$	$1,5 \times 10^{-11}$	$1,0 \times 10^{-11}$
S_g (-) ^e	36,4	55,0	65	1,8	2,15	6,1	5	10	100	5	10	100	0,0008	1	10
C_0 (mg/l)	0,01	0,1	0,5	0,05	0,1	0,5	2,5	3,0	4,0	0,1	0,5	1,0	500	1000	3000
VMP (mg/l)	0,005	0,005	0,005	0,02	0,02	0,02	2	2	2	0,05	0,05	0,05	250	250	250

^a Benzeno e diclorometano: Rowe (2001), Cobre: Gurjão (2005), Cromo: Silveira (2014); Paz (2015), Cloretos: Ritter (1998); Baran (2019).

^b Gelhar *et al.* (1992); Boateng & Cawfield (1999).

^c Benzeno: Redding *et al.* (2002), Diclorometano: Xie. *et al.* (2010), Cobre: Gurjão (2005), Cromo: Paz (2015), Cloretos: Ritter (1998); Santos *et al.* (2006).

^d Benzeno: Prasad *et al.* (1994); Aminabhavi & Naik (1998), Diclorometano: Aminabhavi & Naik (1998); Touze-Foltz *et al.* (2011), Cobre: Lacerda *et al.* (2011), Cromo: Lacerda *et al.* (2011), Cloretos: Rowe *et al.* (1995a); Valadão *et al.* (2014).

^e Benzeno: Rowe (2001); Chen *et al.* (2009); McWatters *et al.* (2016), Diclorometano: Rowe (2001); Sangam & Rowe (2001); Xie *et al.* (2013); Lin & Yeh (2020), Cloretos: Rowe (1998), Cobre e Cromo: valores hipotéticos.

3.5 Caso 5: *liner* composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e decaimento radioativo

Essa simulação tem intuito de avaliar a influência do decaimento radioativo da substância química no transporte do contaminante ao longo do *liner* composto. Para que isso ocorra, é necessário que o elemento seja considerado radioativo e sofra decaimento a uma taxa medida pelo tempo de meia-vida, normalmente dado em anos. Assim, a constante de decaimento pode ser calculada e essa serve como dado de entrada para o modelo multicamadas.

Dito isso, devido à ausência de dados sobre a difusão e a sorção química de contaminantes radioativos no solo e na geomembrana, esse mecanismo foi testado com os contaminantes já empregados nas demais simulações, adicionando a constante de decaimento λ no modelo. Os tempos de meia-vida para o decaimento das substâncias se basearam em testes matemáticos feitos por outros autores de literatura– Chen *et al.* (2009) e Xie *et al.* (2013).

Os dados testados foram os mesmos apresentados na Tabela 3.5 para o caso 4 com a inserção dos seguintes valores de constantes de decaimento presentes na Tabela 3.6.

Tabela 3.6. Dados de entrada para o caso 5, cenários de 5.1 a 5.15.

Grandeza (unidade)	Benzeno			Diclorometano			Cobre			Cromo			Cloretos		
	5.1	5.2	5.3	5.4	5.5	5.6	5.7	5.8	5.9	5.10	5.11	5.12	5.13	5.14	5.15
$t_{1/2}^{\lambda}$ (anos)	10	10	100	10	10	30	10	10	100	10	10	100	10	10	30
λ (ano ⁻¹)	0,069	0,069	0,0069	0,069	0,069	0,023	0,069	0,069	0,0069	0,069	0,069	0,0069	0,069	0,069	0,023

Valores de $t_{1/2}^{\lambda}$ hipotéticos baseados em Chen *et al.* (2009) e Xie *et al.* (2013).

3.6 Caso 6: *liner* composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e biodegradação

O caso 6 visa a verificação da influência do mecanismo de biodegradação na atenuação do transporte de contaminantes ao longo do *liner* de fundo. Conforme discutido, alguns dos elementos químicos escolhidos para análise são passíveis de degradação por microrganismos presentes no ambiente e possuem um tempo de meia-vida, responsável pelo decaimento para metade da concentração inicial do contaminante.

O estudo da biodegradação em solos, normalmente, está atrelado às pesquisas de biorremediação ambiental, que englobam tanto a geotecnia quanto a biologia e ainda carecem de dados sobre taxas de degradação de alguns compostos. Sendo assim, devido à maior disponibilidade de dados sobre tempo de meia-vida para degradação dos compostos orgânicos,

foram testados cenários para o benzeno e o diclorometano. No geral, essas duas substâncias apresentam boas taxas de biodegradação, sendo rapidamente degradadas pelos microrganismos presentes no solo ou nas águas subterrâneas.

Os dados de entrada testados nesse caso foram os mesmos do caso 4 (Tabela 3.5) com a adição do tempo de meia-vida e da constante de biodegradação, que podem ser vistos na Tabela 3.7.

Tabela 3.7. Dados de entrada para o caso 6, cenários de 6.1 a 6.6.

Grandeza (unidade)	Benzeno			Diclorometano		
	Cenário 6.1 Solo	Cenário 6.2 Valor hipotético	Cenário 6.3 Água subterrânea	Cenário 6.4 Solo	Cenário 6.5 Valor hipotético	Cenário 6.6 Água subterrânea
$t_{1/2}^y$ (dia) ^a	16	300	720	28	40	56
γ (dia) ⁻¹	0,043	$2,31 \times 10^{-3}$	$9,63 \times 10^{-4}$	0,025	0,17	0,012

^a Howard *et al.* (1991).

3.7 Caso 7: liner composto de argila compactada e geomembrana com furos e rugas – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica

O sétimo caso que foi simulado diz respeito à ocorrência de perfurações na geomembrana que superpõe a camada de argila compactada. Esses defeitos são comuns de ocorrer nos empreendimentos que fazem uso da GM, os quais devem possuir sistemas de detecção de furos e rasgos na manta. A geomembrana perfurada permite o vazamento do lixiviado diretamente pelos orifícios (que constitui um fenômeno advectivo, que depende da carga hidráulica) em associação com o mecanismo de difusão iônica (que continua ocorrendo, mas se torna secundário em relação ao vazamento advectivo).

Além disso, o cálculo da vazão pelo orifício depende do contato entre o CCL e a GM (c_q), que pode ser bom ($c_q = 0,21$) ou ruim ($c_q = 1,16$) e influencia nas equações de base empírica. Outros dados de entrada necessários para essa modelagem são o número de furos (m) e seu raio (r_{furo}). Foram simulados valores que variam desde furos considerados pequenos até grandes furos e com diferentes distribuições na superfície da manta, investigando os casos mais amenos e mais severos de perfurações.

Os dados de entrada utilizados no caso 7 em cada cenário foram iguais aos dados expostos no caso 4 (Tabela 3.5) com a inserção dos furos na geomembrana, cujos parâmetros podem ser vistos na Tabela 3.8.

Tabela 3.8. Dados de entrada para o caso 7, cenários de 7.1 a 7.15.

Grandeza (unidade)	Benzeno			Diclorometano			Cobre			Cromo			Cloretos		
	7.1	7.2	6.3	7.4	6.5	6.6	7.7	7.8	6.9	7.10	7.11	7.12	7.13	7.14	7.15
r_{furo} (mm) ^a	0,5	0,5	10	0,5	0,5	10	0,5	10	10	0,5	10	10	0,5	10	10
m (furos/ha) ^a	1	10	20	1	10	20	1	10	20	1	10	20	1	10	20
c_q (-) ^a	0,21	1,16	1,16	0,21	1,16	1,16	0,21	1,16	1,16	0,21	1,16	1,16	0,21	1,16	1,16

^a Rowe (2012).

3.8 Estudo de caso 8: Aterro sanitário de Brasília

O Aterro Sanitário de Brasília recebe resíduos sólidos urbanos do DF desde 2018, está localizado na Região Administrativa de Samambaia e é responsabilidade do Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal. O empreendimento possui vida útil de projeto igual a 13 anos. Seu sistema de impermeabilização é composto 1,5 metro de solo laterítico compactado com permeabilidade inferior que 10^{-7} m/s, geomembrana de PEAD com 2 mm de espessura e face texturizada coberta por camada de proteção em solo laterítico compactado (Figura 3.1). No local, é feito monitoramento periódico do lixiviado proveniente dos resíduos, das águas subterrâneas e das águas superficiais próximas ao aterro.

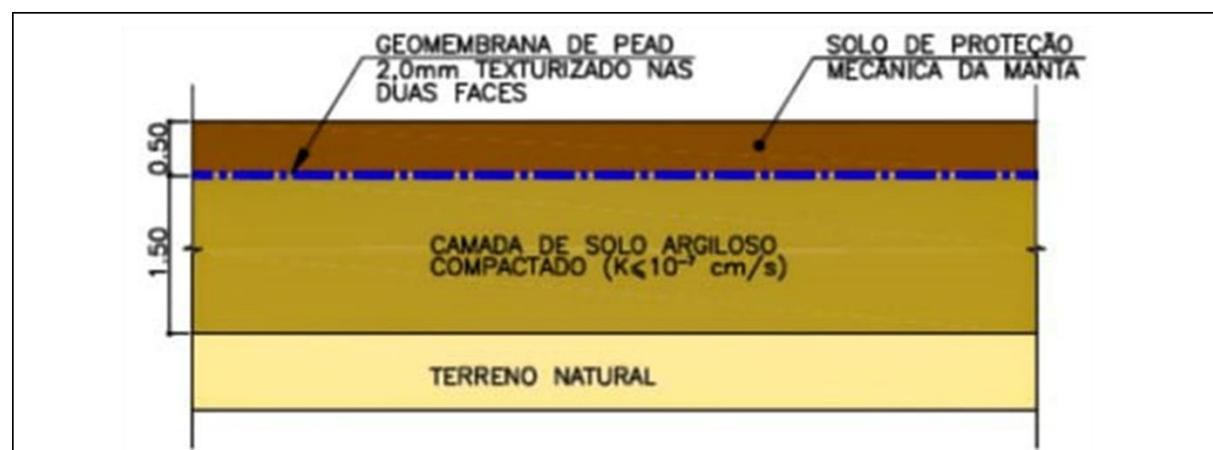


Figura 3.1. Detalhe da camada de impermeabilização do Aterro Sanitário de Brasília (Cepollina, 2012).

Em relação ao lixiviado, os dados da caracterização foram obtidos do monitoramento trimestral executado pelo SLU e detalhados no Relatório de Análise da Qualidade das Águas (SLU, 2021). No laboratório Mériuex NutriSciences são feitas análises químicas de substâncias contaminantes presentes no lixiviado do aterro sanitário e foram escolhidos seis íons para simulação: cromo, cobre, cádmio, chumbo, sódio e cloretos. Na Tabela 3.9 estão apresentados os dados geotécnicos e estruturais do *liner* de fundo do local e as concentrações dos

contaminantes, que foram empregados como dados de entrada para os modelos multicamadas de transporte de contaminantes do Aterro sanitário de Brasília.

Tabela 3.9. Dados de entrada para o estudo de caso 8 (Aterro sanitário de Brasília), cenários 8.1 a 8.6.

Grandeza (unidade)	Cromo Cenário 8.1	Cobre Cenário 8.2	Cádmio Cenário 8.3	Chumbo Cenário 8.4	Sódio Cenário 8.5	Cloretos Cenário 8.6
ℓ_{GM} (mm)	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
ℓ_{CCL} (m)	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
ρ_d (g/cm ³)	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8
k_{CCL} (m/s)	10 ⁻⁹					
n (%)	44	44	44	44	44	44
h (m) ^a	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
D^* (m ² /s) ^b	$1,5 \times 10^{-11}$	$1,2 \times 10^{-12}$	$1,3 \times 10^{-12}$	$4,0 \times 10^{-11}$	$2,0 \times 10^{-10}$	$5,0 \times 10^{-10}$
D_{GM} (m ² /s) ^c	$2,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-13}$	$2,0 \times 10^{-14}$	$6,0 \times 10^{-14}$	$1,5 \times 10^{-12}$	$1,5 \times 10^{-12}$
K_d (mL/g) ^d	9,6	10	10	50	0	0
α_L (m)	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
S_g (m ² /s) ^e	10	10	10	10	10	1
C_0 (mg/l)	0,189	0,03	0,001	0,017	2120	3710
VMP (mg/l)	0,05	2	0,005	0,01	200	250

^a Carga hidráulica máxima recomendada na drenagem dos aterros sanitários: ABNT (1997)

^b Cromo: Silveira (2014); Paz (2015), Cobre: Gurjão (2005), Cádmio: Boscov (1997); Paz (2015), Chumbo: Borba & Camargo (2009), Sódio e Cloreto: Ritter (1998).

^c Cromo: Lacerda *et al.* (2011), Cobre: Lacerda *et al.* (2011), Cádmio: Lacerda *et al.* (2011), Chumbo: Hasan & Abuel-naga (2019), Sódio: Valadão *et al.* (2014), Cloretos: Rowe *et al.* (1995a); Valadão *et al.* (2014).

^d Cromo: Lacerda *et al.* (2011), Cobre: Gurjão (2005); Lange *et al.* (2009), Cádmio: Boscov (1997); Paz (2015), Chumbo: Borba & Camargo (2009), Sódio e Cloreto: Ritter (1998).

^e Cloreto: Rowe (1998), demais valores hipotéticos.

Dados restantes: Cepollina (2012) e SLU (2021).

3.9 Estudo de caso 9: Barragem de rejeitos de Jacobina

A Barragem de Rejeitos de Jacobina se encontra a 330 km da cidade de Salvador, é de propriedade da Jacobina Mineração e Comércio Ltda e foi iniciada em 2010 com a finalidade de armazenar os rejeitos de minério de ouro que serão gerados durante os próximos 20 anos de operação da mina. Para o confinamento dos resíduos gerados, foi usada a geomembrana de PEAD na impermeabilização da fundação, do reservatório e do talude de montante da barragem. Também foi construído um sistema de drenagem de fundo constituído por blocos de rocha e camadas de transição para captação de nascentes, surgências d'água existentes na área e

eventuais vazamentos da geomembrana de PEAD (Sampaio, 2013). A seção transversal do dreno de fundo com a impermeabilização pode ser vista na Figura 3.2.

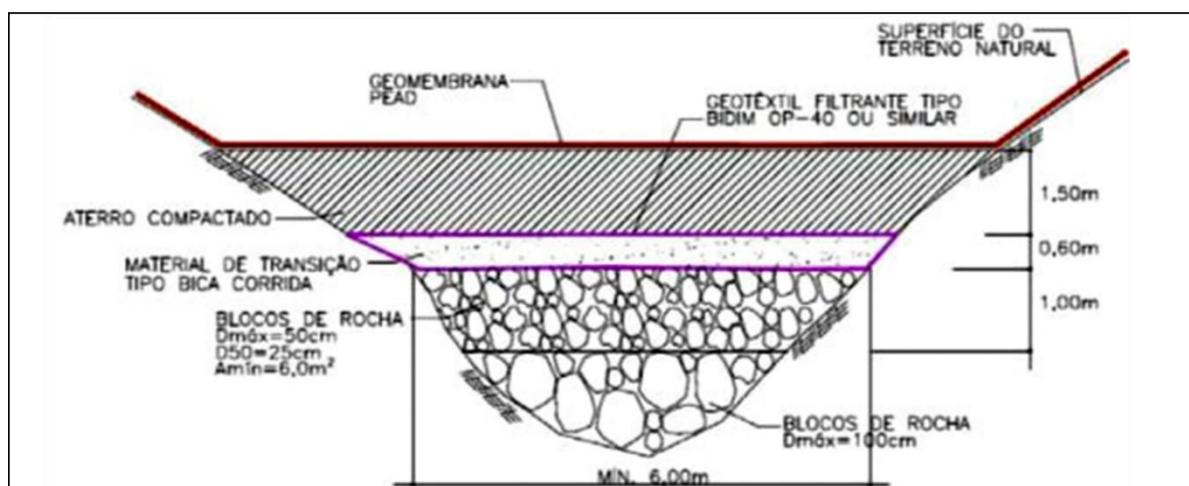


Figura 3.2. Seção transversal do dreno de fundo com a impermeabilização do talvegue principal da Barragem de Jacobina (Sampaio, 2013).

A composição do fluido da Barragem de Jacobina foi determinada em 2013 pela *Geochemical Technology* Serviços Analíticos e Ambientais e pela Universidade Federal de Minas Gerais. Os parâmetros sobre o *liner* de fundo e o fluido com rejeitos estão apresentados na Tabela 3.10.

Tabela 3.10. Dados de entrada para o estudo de caso 9 (Barragem de rejeitos de Jacobina), cenários 9.1 a 9.4.

Grandeza (unidade)	Cromo Cenário 9.1	Cobre Cenário 9.2	Cádmio Cenário 9.3	Chumbo Cenário 9.4
ℓ_{GM} (mm)	1,5	1,5	1,5	1,5
ℓ_{CCL} (m)	1,5	1,5	1,5	1,5
ρ_d (g/cm ³)	2,0	2,0	2,0	2,0
k_{CCL} (m/s)	4×10^{-7}	4×10^{-7}	4×10^{-7}	4×10^{-7}
n (%)	44	44	44	44
h (m)	5	5	5	5
D^* (m ² /s) ^a	$1,5 \times 10^{-11}$	$1,2 \times 10^{-12}$	$1,3 \times 10^{-12}$	$4,0 \times 10^{-11}$
D_{GM} (m ² /s) ^b	$2,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-13}$	$2,0 \times 10^{-14}$	$6,0 \times 10^{-15}$
K_d (mL/g) ^c	9,6	10	10	50
α_L (m)	0,005	0,005	0,005	0,005
S_g (m ² /s) ^d	10	10	10	10
C_0 (mg/l)	2,34	0,79	0,02	1,0
VMP (mg/l)	0,05	2	0,005	0,01

^a Cromo: Silveira (2014); Paz (2015), Cobre: Gurjão (2005), Cádmio: Boscov (1997) e Paz (2015), Chumbo: Borba & Camargo (2009).

^{b,c} Cromo: Lacerda *et al.* (2011), Cobre: Gurjão (2005); Lange *et al.* (2009), Cádmio: Boscov (1997); Paz, (2015), Chumbo: Borba & Camargo (2009).

^d Valores hipotéticos.

Demais dados: Sampaio (2013) e DAM (2008).

4. MÉTODOS

4.1 Casos e cenários de simulação

Todas as etapas de organização da base de dados, modelagem e análise de dados foram executadas no *software* Wolfram Mathematica ® versão 12. Com intuito de modelar o transporte de contaminantes em diferentes composições de *liners* de fundo e por diferentes mecanismos físicos, biológicos e químicos, foram definidos sete casos para serem simulados:

- Caso 1: *liner* simples de argila compactada – Difusão iônica/molecular;
- Caso 2: *liner* simples de argila compactada – Advecção, sorção e dispersão mecânica;
- Caso 3: *liner* simples de geomembrana intacta – Difusão iônica/molecular;
- Caso 4: *liner* composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica;
- Caso 5: *liner* composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e decaimento radioativo;
- Caso 6: *liner* composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e biodegradação;
- Caso 7: *liner* composto de argila compactada e geomembrana com furos e rugas – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica.

Esses casos foram definidos para isolar os mecanismos de transporte e os diferentes tipos de sistema de impermeabilização e permitir a verificação da eficiência dos elementos isolados e a influência de cada mecanismo na propagação da pluma de contaminação pelo subsolo. Além disso, em cada caso foram traçados três cenários hipotéticos para realização da análise paramétrica dos modelos e determinar a sensibilidade dos resultados às variações de cada parâmetro.

Os casos de 1 a 3 tratam dos *liners* de camada única, que têm intuito de avaliar a eficiência de cada camada do *liner* separadamente e se baseiam nas soluções tradicionais de transporte de contaminantes. Nas argilas compactadas foram testados os mecanismos da difusão iônica pura – que tende a ser predominante nas argilas compactadas sob baixas cargas hidráulicas – e os mecanismos de advecção, sorção e dispersão mecânica. Já as geomembranas sem defeitos isoladas foram testadas para a difusão iônica, uma vez que os coeficientes de permeabilidade desses materiais são baixíssimos e não são desenvolvidas velocidades advectivas significativas. Os demais casos dizem respeito aos *liners* de fundo compostos por geomembranas e argilas compactadas e a simulação visa determinar o transporte da pluma através dos dois materiais consecutivamente, preservando as particularidades de cada um. A ocorrência de furos nas

geomembranas foi contemplada no caso 7, que simula o fluxo de substâncias que leva em conta defeitos na manta.

Por fim, o modelo empregado para *liners* compostos foi aplicado para dois estudos de caso:

- Estudo de caso 8: Aterro sanitário de Brasília e
- Estudo de caso 9: Barragem de rejeitos de Jacobina.

Os estudos de caso visam avaliar a aplicação dos modelos matemáticos para casos reais de obras geotécnicas, determinar as funcionalidades do modelo no dimensionamento de estruturas, na previsão de cenários de contaminação e na gestão de riscos e otimização desses empreendimentos.

Na Figura 4.1 é possível visualizar as especificidades e os parâmetros dos casos 1, 2 e 3, que tratam de *liners* simples.

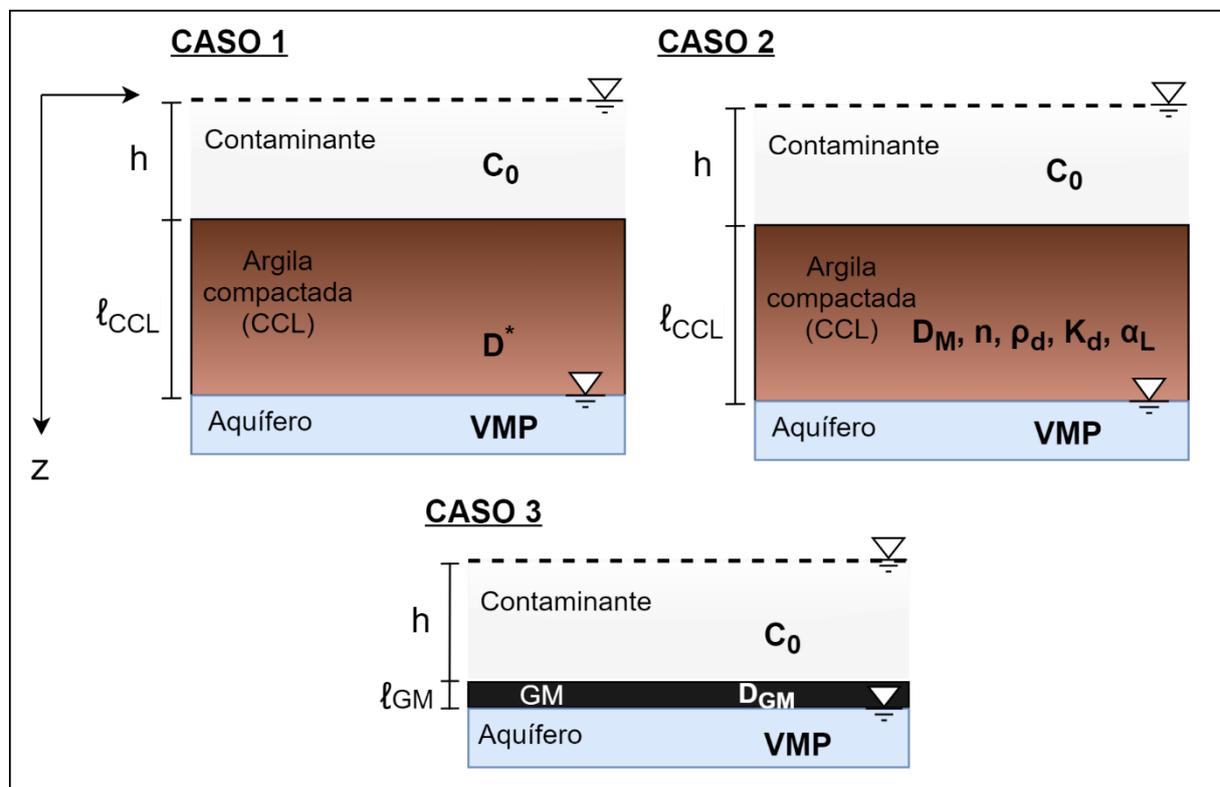


Figura 4.1. Representação dos casos 1 a 3 analisados.

Já os casos de 4 a 7, que tratam de *liners* de camada dupla (CCL e GM), estão ilustrados na Figura 4.2, que demonstra os mecanismos testados em cada simulação, os parâmetros empregados e a ilustração dos orifícios circulares na manta.

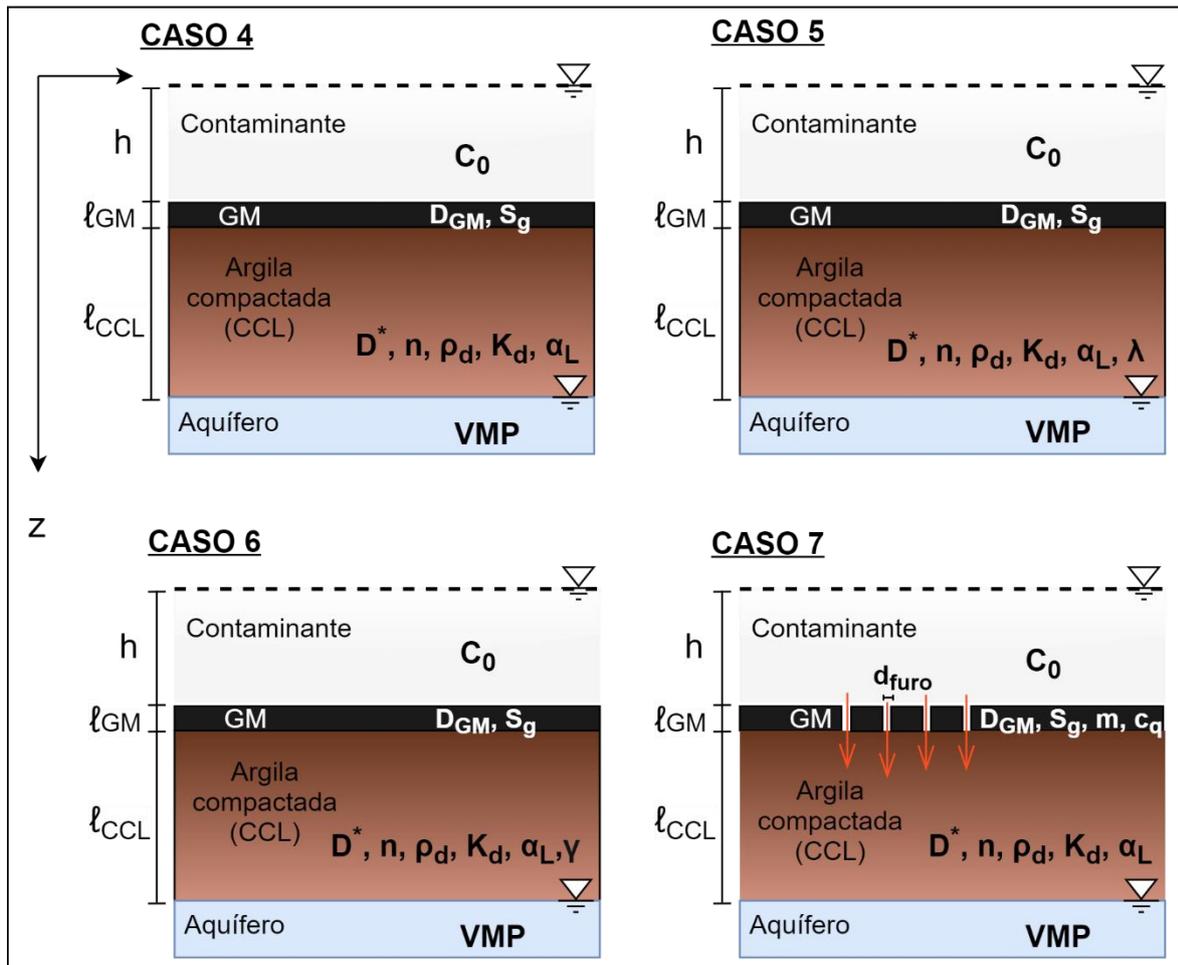


Figura 4.2. Representação dos casos de 4 a 7 analisados.

4.2 Soluções analíticas para os *liners* simples

4.2.1 Advecção, sorção e dispersão mecânica

A partir dos modelos clássicos de transporte de contaminantes, os mecanismos de advecção, sorção e dispersão mecânica foram simulados acoplados e para o caso de contaminantes reativos, não radioativos e não biodegradáveis. A dispersão mecânica foi considerada no modelo, uma vez que na presença de velocidades advectivas esse mecanismo também ocorre no meio poroso e contribui para a propagação longitudinal da pluma.

Dito isso, as condições de contorno e inicial empregadas na simulação desses mecanismos no *liner* simples de argila compactada foram (Ogata & Banks, 1961):

Condição inicial:

$$c_w(z, t = 0) = 0$$

Condições de contorno:

$$c_w(z = 0, t) = c_0$$

$$c_w(z = \infty, t) = 0$$

Solução analítica:

$$c_w(z, t) = \frac{c_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left(\frac{z - \frac{v_p t}{R}}{2 \sqrt{\frac{D_M}{R} t}} \right) + \exp \left[\frac{v_p z}{D_M} \right] \operatorname{erfc} \left(\frac{z + \frac{v_p t}{R}}{2 \sqrt{\frac{D_M}{R} t}} \right) \right\} \quad (4.1)$$

onde:

$c_w(z, t)$ = concentração do soluto na profundidade z e no tempo t (mg/l);

z = profundidade (m);

t = tempo (segundos);

c_0 = concentração inicial na superfície (mg/l);

$\operatorname{erfc}(x)$ = função erro complementar;

D_M = coeficiente de dispersão mecânica (m²/s), dado pela Equação 2.10 já apresentada:

$$D_M = \alpha_L v_p$$

α_L = coeficiente de dispersividade longitudinal (m);

v_p = velocidade média de percolação (m/s), dada pela Equação 2.5 já fornecida:

$$v_p = \frac{ki}{n}$$

k = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica (m/s);

n = porosidade do solo (%);

i = gradiente hidráulico (m/m), dado por:

$$i = \frac{L + h}{L} \quad (4.2)$$

L = espessura da camada impermeabilizante (m);

h = carga hidráulica acima do *liner* (m);

R = fator de retardo (–), dado pela Equação 2.8:

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{n}$$

ρ_d = massa específica seca do solo (g/cm³);

K_d = coeficiente de distribuição (cm³/g).

4.2.2 Difusão iônica/molecular

O fenômeno da difusão apresenta soluções analíticas para a lei de Fick válidas tanto para uma camada de solo quanto para a geomembrana. Esse mecanismo isolado é responsável pela

transferência de massa em meios sólidos e pode ocorrer através da manta de polietileno e dos grãos de solo. As condições de contorno, inicial e a solução analítica para esse processo foram:

Condição inicial:

$$c_w(z, t = 0) = 0$$

Condições de contorno:

$$c_w(z = 0, t) = c_0$$

$$c_w(z = \infty, t) = 0$$

Solução analítica:

$$c_w(z, t) = c_0 \operatorname{erfc} \left(\frac{z}{2\sqrt{\frac{D^*}{R}t}} \right) \quad (4.3)$$

onde:

D^* = coeficiente de difusão efetivo no solo (m^2/s), ou para o caso das geomembranas:

D_{GM} = coeficiente de difusão na geomembrana (m^2/s).

4.3 Solução semianalítica para os *liners* compostos

A solução semianalítica empregada para simulação do fluxo de contaminantes em *liners* compostos por argila compactada e geomembrana de PEAD foi desenvolvida por Carr (2020) e aprimorada por Lemos & Cavalcante (2021), conforme será descrito a seguir.

4.3.1 Modelo multicamadas de Lemos & Cavalcante (2021)

O fluxo de contaminantes através de *liners* de camada dupla foi determinado com a utilização do modelo desenvolvido por Lemos & Cavalcante (2021) descrito no item 2.5.1.

As etapas de entrada dos dados, ajuste das condições iniciais e de contorno, aplicação das transformadas de Laplace, determinação do sistema de equações lineares, obtenção das curvas de concentração ao longo do tempo, da espessura e o fluxo de base da pluma de contaminação foram executadas no *software* Wolfram Mathematica.

Essas etapas da rotina em programação podem ser vistas na Figura 4.3.

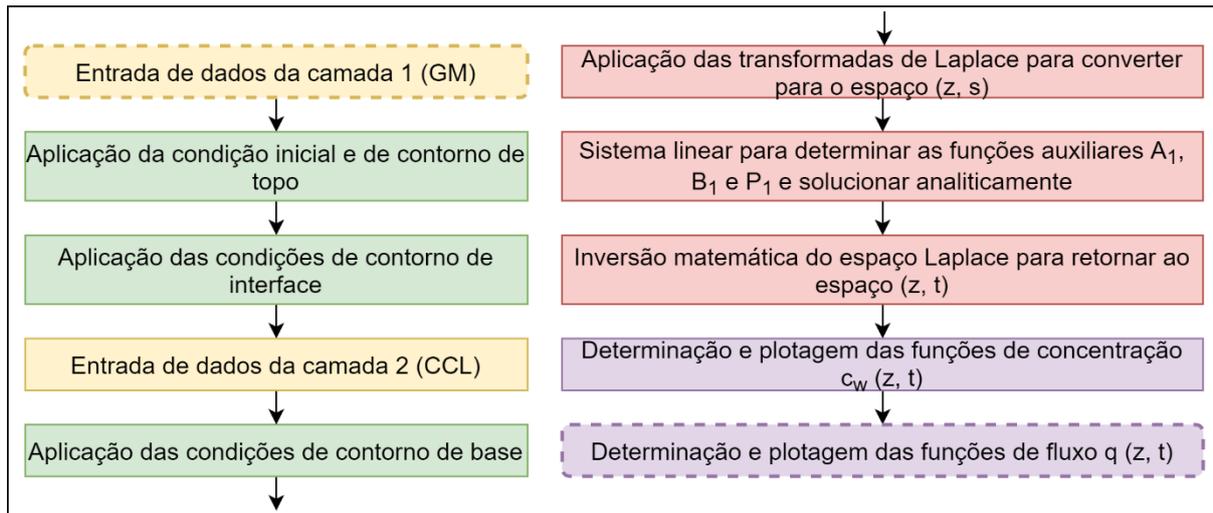


Figura 4.3. Fluxograma da rotina em programação para aplicação da solução semianálítica para sistemas multicamadas.

Em relação aos dados de entrada e aos parâmetros do modelo, a equação a ser solucionada é a chamada “equação advecção-dispersão-decaimento” aplicada em *liners* com mais de uma camada, que foi apresentada na Equação 2.17 e é dada por:

$$R_i \frac{\partial c_i}{\partial t} = D_{Hi} \frac{\partial^2 c_i}{\partial z^2} - v_i \frac{\partial c_i}{\partial z} - \lambda_i c_i$$

onde:

D_H = coeficiente de dispersão hidromecânica (m²/s) e dado pela soma entre o coeficiente de difusão e o coeficiente de dispersão mecânica;

λ = constante de decaimento para cinética de primeira ordem (s⁻¹), que é dada pelo decaimento radioativo ou pela biodegradação γ ; e os demais termos já foram apresentados.

Para compatibilizar o modelo em sua aplicação para uma bicamada, é necessário calcular os parâmetros equivalentes. Dito isso, a Equação 2.19 adaptada para uma camada dupla é dada por:

$$v_e = \left(\frac{h + \ell_{GM} + \ell_{CCL}}{\ell_{GM} + \ell_{CCL}} \right) k_e \quad (4.4)$$

onde:

v_e = velocidade de percolação equivalente para o sistema (m/s)

h = carga hidráulica (m)

ℓ_{CCL} = espessura da camada de argila compactada (m)

ℓ_{GM} = espessura da geomembrana (m)

k_e = condutividade hidráulica saturada do sistema (m/s), descrita na Equação 2.20 e dada por:

$$k_e = \frac{\ell_{CCL} + \ell_{GM}}{\frac{\ell_{CCL}}{k_{CCL}} + \frac{\ell_{GM}}{k_{GM}}} \quad (4.5)$$

onde k_{CCL} = condutividade hidráulica da argila compactada (m/s), k_{GM} = condutividade hidráulica da geomembrana (m/s).

Foi considerada a situação em que a geomembrana está localizada acima da camada de argila compactada. Para essas simulações em camadas duplas (GM e CCL), é considerado $i = 2$ e, no modelo, são exigidos dados de entrada sobre cada material separadamente. As condições de contorno e iniciais empregadas nessa etapa do trabalho foram:

Condição inicial:

$$c(z, 0) = c_i \quad (4.6)$$

onde c_i é a concentração inicial do contaminante na camada 1 do sistema (mg/l), que foi considerada igual a zero pela premissa de que o sistema estava isento de contaminação inicialmente.

Condição de contorno no topo:

$$c_{GM}(0, t) = c_0(0, t)S_{0,GM} \quad (4.7)$$

onde:

$S_{0,GM}$ = coeficiente de partição da geomembrana (-).

Condição de contorno na interface da geomembrana e o solo subjacente:

$$\frac{c_{GM}(l_{GM}, t)}{S_{L,GM}} = c_g(l_{GM}, t) \quad (4.8)$$

onde o “ c_g ” é um termo matemático que representa a concentração que é transferida de um meio para outro, que pode ser obtido por:

$$c_g(z, t) = \frac{c_{GM}(z, t)}{S_{L,GM}} \quad (4.9)$$

$$c_g(0, t) = c_0(0, t) \frac{S_{0,GM}}{S_{L,GM}} \quad (4.10)$$

Por fim, a condição de contorno no fundo do sistema:

$$\frac{\partial c_{CCL}(L, t)}{\partial z} = 0 \quad (4.11)$$

Dessa forma, é possível determinar as curvas de concentração para cada íon de contaminante “ $c(z, t)$ ” e o fluxo pode ser calculado por meio de:

$$J = nv_i c_i(z, t) - nD_i \frac{\partial c_i(z, t)}{\partial z} \quad (4.12)$$

onde “ i ” é igual a 1 para a primeira camada de geomembrana ou 2 para a segunda camada, de argila compactada.

4.3.2 Hipóteses e considerações

Em relação ao modelo matemático desenvolvido pelos autores Carr (2020) e Lemos & Cavalcante (2121) são elaboradas as seguintes hipóteses e considerações:

- O solo considerado nas análises é homogêneo e está em condições saturadas;
- O sistema está inicialmente sem contaminação;
- Os materiais são indeformáveis;
- As camadas têm profundidade finita;
- A geomembrana está diretamente em contato com o fluido contaminante na parte superior;
- A concentração do contaminante no fluido é constante, pois as variações sazonais são muito rápidas em relação à escala de tempo considerada;
- A carga hidráulica corresponde à altura de percolado (carga de pressão) e é constante, uma vez que as variações sazonais são muito rápidas relativamente à escala de tempo considerada nas análises;
- O sistema obedece ao princípio da conservação de massa;
- O fluxo é estacionário, no sentido descendente e unidimensional (na direção vertical z);
- Os íons contaminantes se encontram diluídos na água e a pluma se move em conjunto com a água;
- Os processos de decaimento radioativo e biodegradação são descritos por reações de primeira ordem;
- Foi considerada isoterma de sorção linear e no equilíbrio.

Em relação aos mecanismos e às premissas consideradas neste trabalho, temos que:

- O mecanismo de transporte na geomembrana intacta é apenas a difusão, não sendo considerada a advecção, a sorção química e a dispersão mecânica pela ausência de poros significativos no material (permeabilidade muito baixa);

- Para a argila compactada, ocorrem os fenômenos de advecção, difusão e dispersão mecânica;
- Com exceção dos cloretos e do sódio (que são não reativos), todos os contaminantes considerados são reativos e sofrem os processos de sorção ao longo do meio poroso;
- Foi considerado um solo argiloso compactado típico com base nos valores buscados em literatura;
- Para fins de simplificação, não foi considerada camada de atenuação entre a base da argila compactada e o aquífero.

4.4 Inserção de furos na geomembrana no modelo

A adaptação da solução multicamadas de Lemos & Cavalcante (2021) para a adição de perfurações na manta de geomembrana foi desenvolvida com base na equação empírica desenvolvida por Qian *et al.* (2001) e aplicada por Xie. *et al.* (2010).

Sendo assim, a vazão que atravessa cada orifício é dada por (Xie. *et al.*, 2010):

$$Q = 0,976 c_q \left[1 + 0,1 \left(\frac{h}{\ell_{CCL}} \right)^{0,95} \right] d^{0,2} h^{0,9} k_{CCL}^{0,74} \quad (4.13)$$

onde:

Q = vazão através de um defeito circular (m^3/s);

h = altura do lixiviado (m);

ℓ_{CCL} = espessura do *liner* de argila compactada (m);

k_{CCL} = condutividade hidráulica da argila compactada (m/s)

d = diâmetro do defeito circular (m);

c_q = fator de qualidade de contato (–), que para boas condições de contato, é equivalente a:

$$c_q = 0,21$$

E para condições de contato ruins, é dado por:

$$c_q = 1,16$$

Assim, a velocidade de Darcy para a geomembrana pode ser obtida por meio de:

$$v_p = m \frac{Q}{A n} \quad (4.14)$$

onde:

v_p = velocidade de percolação de Darcy (m/s);

A = área da seção transversal do fluxo, que equivale à área do orifício (m^2);

n = porosidade do solo abaixo da geomembrana (%);

m = quantidade de defeitos na geomembrana por unidade de área.

Em relação às definições qualitativas sobre o contato entre o solo e a GM, o bom contato pode ser entendido como a instalação correta da geomembrana, com o menor número possível de rugas e com o solo compactado subjacente o mais nivelado possível. Já o fator de qualidade de contato ruim representa a geomembrana instalada com enrugamentos e/ou sobreposta em um solo mal compactado e mal aplainado.

A Figura 4.4 ilustra as condições para furos circulares com boas condições de contato entre a geomembrana e o solo.

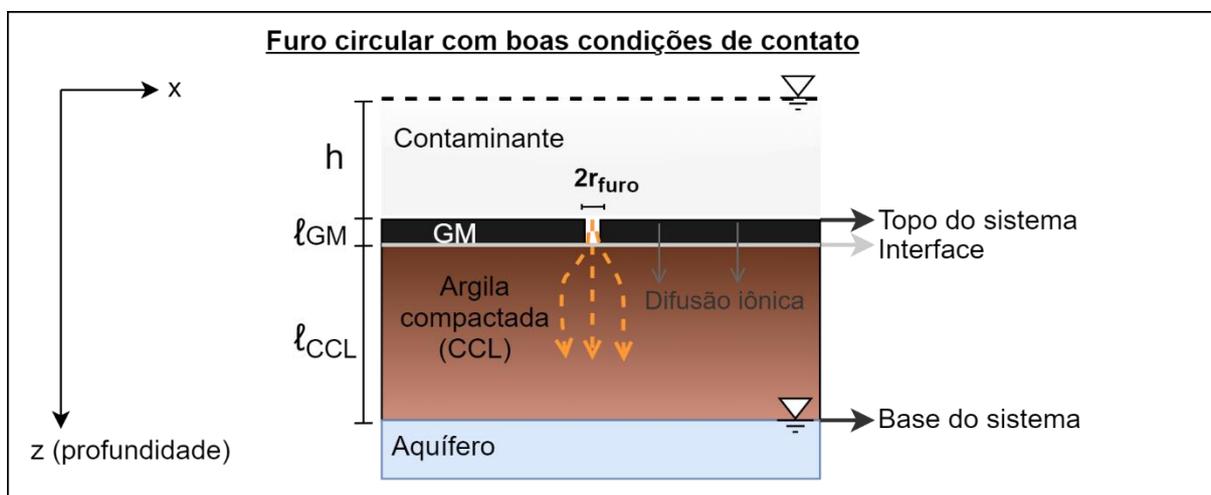


Figura 4.4. Ilustração das condições de contato boas em um furo circular na geomembrana.

A situação para furos circulares na geomembrana com enrugamento (condições de contato ruins) pode ser vista na Figura 4.5.

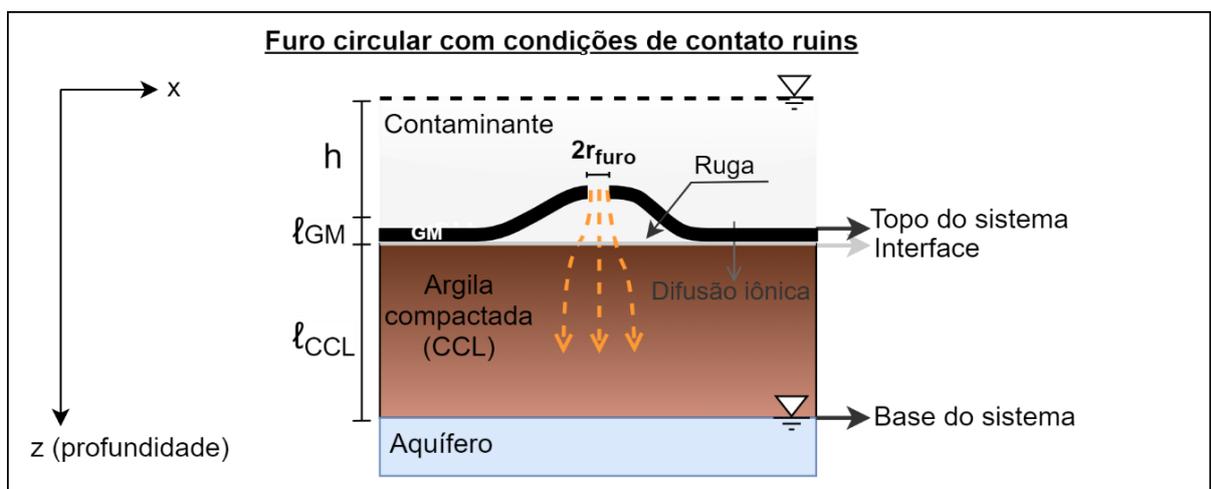


Figura 4.5. Ilustração das condições de contato ruins em um furo circular na geomembrana.

4.4.1 Considerações

A modelagem do fluxo pela geomembrana com furos se baseia nas seguintes considerações:

- Os orifícios presentes na manta possuem formato de circunferência (de raio invariável);
- Todos os orifícios possuem o mesmo raio;
- O fluxo de contaminante pelos furos é inserido no modelo matemático como uma parcela advectiva e permanece constante;
- Mesmo quando há furos na geomembrana, o mecanismo de difusão permanece válido e atuante;
- Não foram considerados rasgos na manta;
- A quantidade, o diâmetro e o contato dos furos permanecem inalterados durante todo o tempo de simulação, assumindo, então, que não houve detecção e reparo da manta durante esse período.

4.5 Análise paramétrica

Com o objetivo de compreender melhor o comportamento dos modelos aplicados, foi realizada uma análise paramétrica em que a influência do valor de cada parâmetro é verificada para avaliar as diferenças nas respostas dos modelos.

Inicialmente, para cada caso particular, foram considerados três diferentes cenários de cálculo para verificar a importância dos parâmetros desde cenários mais conservadores até cenários mais extremos. Assim, os parâmetros " ℓ_{CCL} ", " D^* ", " t ", " C_0 ", " ρ_d ", " n ", " k_{CCL} ", " h ", " α_L ", " K_d ", " ℓ_{GM} ", " D_{GM} ", " S_g ", " $t_{1/2}^\lambda$ ", " $t_{1/2}^\gamma$ ", " r_{furo} ", " m " e " c_q " foram variados nas simulações para avaliar a divergência nas respostas dos modelos.

Além disso, como os valores de " D^* ", " α_L ", " K_d ", " D_{GM} ", " S_g ", " $t_{1/2}^\lambda$ ", " $t_{1/2}^\gamma$ " são determinados experimentalmente por ensaios de transportes de contaminantes, como a difusão pura e os ensaios de coluna, há uma discrepância nos dados de literatura. Diante disso, mais de um valor foi testado para cada parâmetro conforme as referências bibliográficas. Já os valores de " ρ_d ", " n ", " k_{CCL} " configuram propriedades da argila compactada que é utilizada no *liner*. Portanto, a análise desses parâmetros visa reproduzir a diversidade de tipos de argilas e de qualidade de compactação. Os parâmetros " ℓ_{CCL} ", " ℓ_{GM} ", " t ", " C_0 ", " h ", " r_{furo} ", " m " (quantidade de furos na GM) tratam de aspectos estruturais e operacionais dos sistemas de impermeabilização de fundo e do empreendimento onde estão localizados. A concentração dos contaminantes (C_0) varia tanto com as características do fluido do local quanto com a época do

ano, podendo apresentar uma sazonalidade até no mesmo empreendimento. O tempo de simulação (t) dos modelos pode corresponder à vida útil da obra, às previsões futuras ou ao tempo de monitoramento após a descaracterização do empreendimento, que é exigido por lei. Os valores de carga hidráulica (h) simulados correspondem aos cenários de falha nos drenos de fundo que impedem o desenvolvimento de altas cargas acima do *liner* ou de diferentes configurações de empreendimentos com altas sobrecargas, como as barragens de rejeitos.

Em seguida, com base nas respostas dos modelos, os parâmetros “ D^* ” ou “ D_{GM} ”, “ K_d ”, “ h ”, “ k_{CCL} ”, “ S_g ”, “ $t_{1/2}^{\gamma}$ ” e “ m ” foram variados individualmente para analisar sua influência isolada nos resultados dos modelos. Nessa etapa foram usados os dados de entrada referentes aos primeiros cenários de cada caso avaliado.

Por fim, sabe-se que os coeficientes determinados experimentalmente são executados sob condições específicas de temperatura, umidade e para amostras de solo particulares. Os contaminantes ensaiados também são variados com a concentração da solução e até com a dissolução em outras substâncias (por exemplo os cloretos, que podem ser testados como cloreto de sódio). Dito isso, a análise paramétrica visa, também, representar todas as circunstâncias e propriedades possíveis para que sejam determinados os parâmetros mais relevantes e que exercem maior sensibilidade no modelo.

4.6 Fluxograma da metodologia

A partir dos materiais e dos métodos descritos, as etapas da metodologia do trabalho podem ser vistas na Figura 4.6.

A pesquisa se inicia na estruturação do banco de dados, que inclui 50 parâmetros geotécnicos, físicos, químicos e biológicos de uma argila compactada típica, das geomembranas de PEAD e referentes ao contaminante e aos aspectos estruturais.

Em seguida, foram aplicadas as soluções analíticas e semianalíticas descritas para a simulação dos 7 cenários, tanto para o *liner* simples quanto para o composto. O modelo de *liners* compostos foi adaptado para a inclusão dos furos e das rugas na geomembrana. Também foram simulados os dois estudos de caso para aplicação dos modelos em dados reais.

Por fim, a análise paramétrica visa a determinação da sensibilidade de resposta dos modelos de acordo com a variação de cada parâmetro considerado relevante.

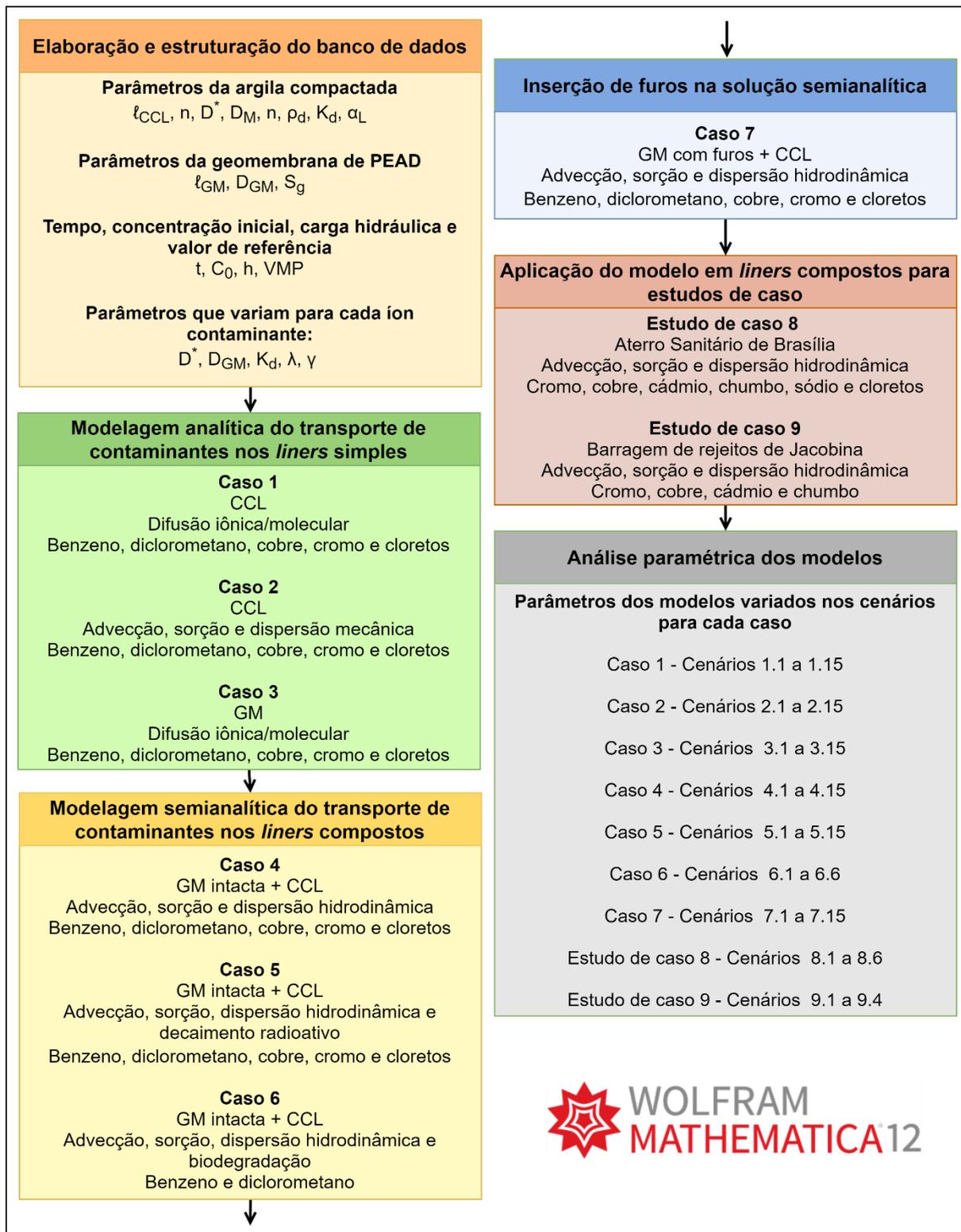


Figura 4.6. Fluxograma da metodologia da dissertação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em uma primeira abordagem, os resultados dessa pesquisa serão apresentados para os casos de 1 a 9 simulados. Isso tem intuito de permitir a comparação entre os cenários e os contaminantes de cada caso individualmente (por exemplo, a comparação entre o cenário 1.1 e 1.2 do caso 1). Também foi realizada uma análise entre os casos simulados (por exemplo, a comparação entre o caso 1 e o caso 2). Além disso, para melhor compreensão da sensibilidade dos modelos utilizados, foi executada análise paramétrica dos coeficientes que indicaram maior relevância nos resultados.

No geral, os resultados gráficos poderão ser apresentados nas seguintes formas:

- Concentração (mg/L) \times Espessura (m);
- Concentração (mg/L) \times Tempo (anos);
- Concentração relativa (c/c_0) \times Tempo (anos), chamada de “curva de chegada”;
- Concentração relativa (c/c_0) \times Tempo (anos) em escala logarítmica;
- Fluxo na base (mg/m²/dia) \times Tempo (anos) em escala logarítmica.

A concentração relacionada à espessura indica o avanço da pluma ao longo da camada de solo ou da geomembrana. No caso dos *liners* compostos, a plotagem será feita tanto para o conjunto dos materiais (argila e geomembrana), quanto para a geomembrana isolada para permitir que seja visualizada a influência da manta, que possui apenas poucos milímetros de espessura.

As plotagens da concentração ao longo do tempo foram executadas para a espessura total do *liner*, ou seja, indicam a concentração que atinge a base do liner (*espessura* = L_{total}) à medida em que o tempo passa. Em outras palavras, essa é a taxa que atravessa completamente as camadas de impermeabilização e que atinge o subsolo ou as águas subterrâneas.

Como foram simuladas diferentes concentrações iniciais (c_0) para cada contaminante, com intuito de eliminar a influência desse valor nos resultados, as curvas de concentração ao longo do tempo foram normalizadas em relação à concentração inicial, portanto foi plotado $\frac{c}{c_0}$. Além disso, a escala do eixo “Tempo (anos)” em logaritmo permite a visualização de um maior horizonte temporal preservando um bom ajuste visual dos dados, por isso optou-se por essa escala em algumas simulações.

Os resultados em termos de “fluxo na base” indicam a quantidade de contaminante que atravessa o *liner* por unidade de área e por um certo tempo. Conforme demonstrado na Equação

4.12, ele tem origem no balanço de massa e engloba o fluxo advectivo e o fluxo difusivo, os dois mecanismos responsáveis pela transferência de massa nos sólidos.

Ademais, é importante ressaltar que as respostas dos modelos dependem diretamente da qualidade dos dados de entrada empregados. Como os parâmetros foram retirados de diferentes bibliografias, que executaram ensaios distintos, em argilas de várias localidades, de várias características e sob diferentes condições, os dados de entrada usados nos casos de 1 a 7 desempenham a função de avaliar a sensibilidade e as alterações nas respostas dos modelos.

5.1 Caso 1: *liner* simples de argila compactada – Difusão iônica/molecular

Os resultados da concentração ao longo da espessura para os três cenários simulados para o benzeno estão expostos na Figura 5.1 (a), (b) e (c), que correspondem aos tempos de simulação de 20, 30 e 50 anos respectivamente.

Os dados de entrada para o caso 1 foram expostos na Tabela 3.2.

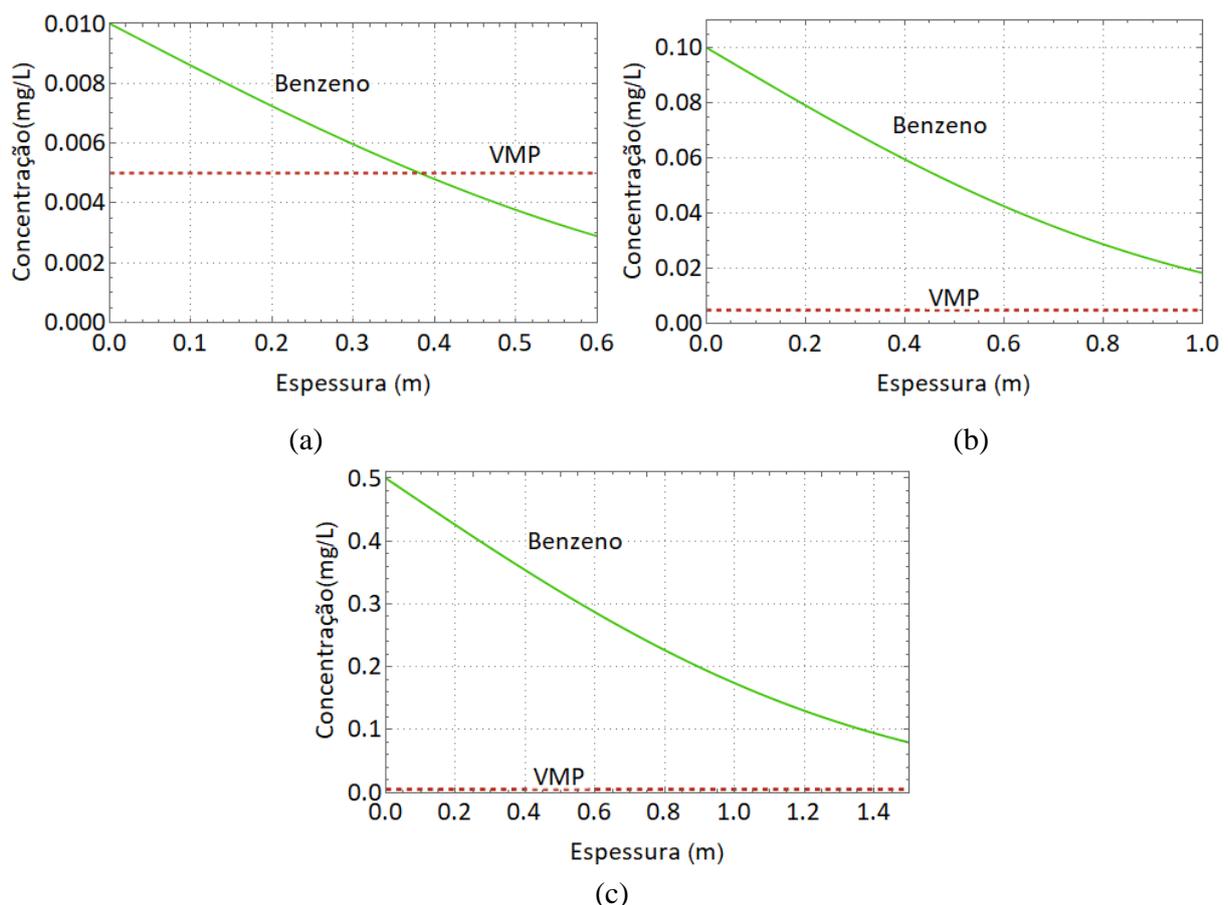


Figura 5.1. Concentração \times espessura para o benzeno por difusão na argila compactada. (a) Cenário 1.1, $D^* = 2,5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$; (b) Cenário 1.2, $D^* = 3 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ e (c) Cenário 1.3, $D^* = 3,6 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$.

Com o diclorometano, o comportamento foi similar, como pode ser visto na Figura 5.2 (a), (b) e (c). Analogamente ao benzeno, para concentrações mais brandas (cenário 1.4), a argila compactada foi capaz de conter a passagem de diclorometano por difusão, que se mostrou eficiente mesmo para 0,6 m de espessura. Já para maiores concentrações, os valores de diclorometano superaram os valores máximos permitidos pela legislação, o que demonstra a importância desse mecanismo no transporte de contaminantes.

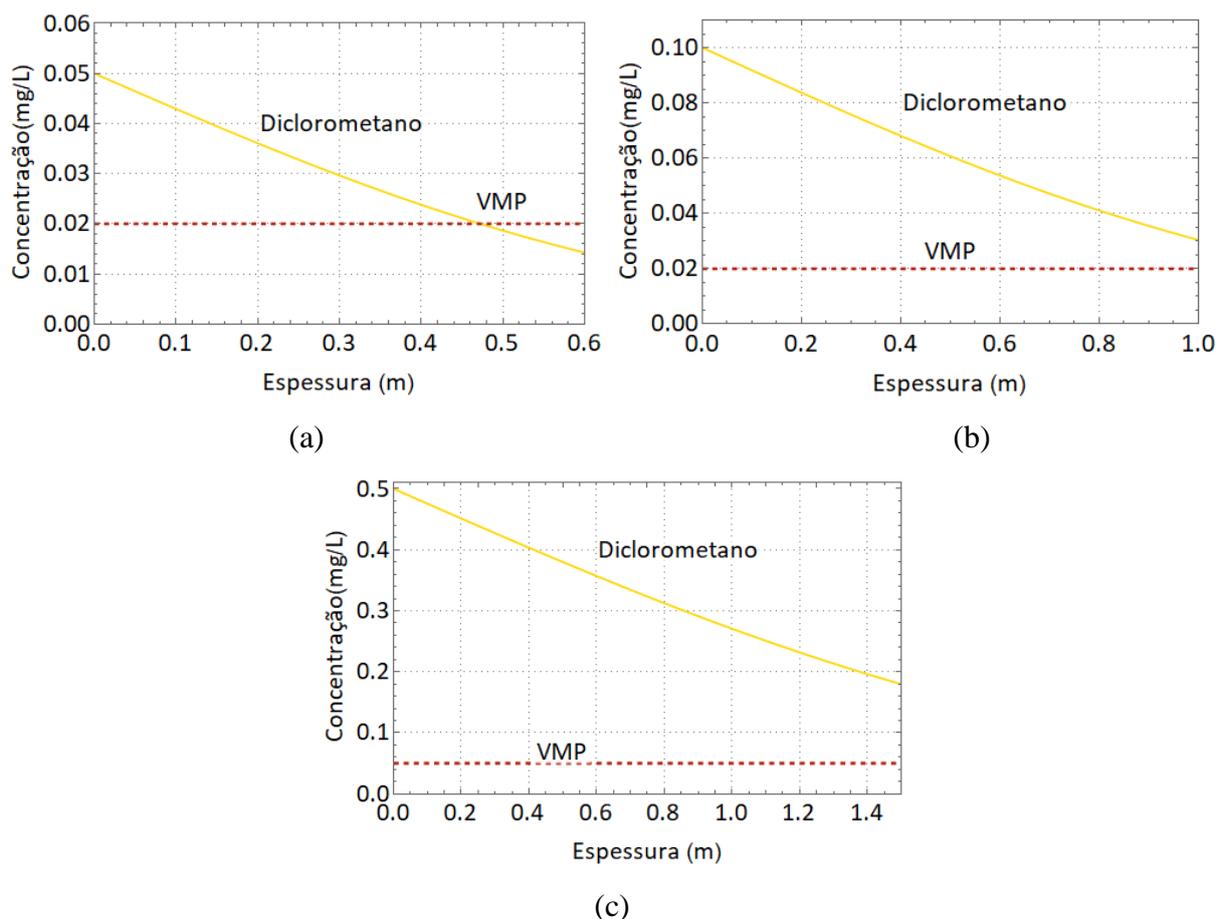


Figura 5.2. Concentração \times espessura para o diclorometano por difusão na argila compactada. (a) Cenário 1.4, $D^* = 2,5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$; (b) Cenário 1.5, $D^* = 5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ e (c) Cenário 1.6, $D^* = 8,5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$.

Para o cobre, os resultados demonstram que o contaminante ficou significativamente retido na argila compactada para todos os cenários simulados, conforme pode ser visto na Figura 5.3 (a), (b) e (c). Nas três simulações é possível notar que a concentração do metal ficou abaixo do VMP, ou seja, não atravessou completamente o *liner* nos tempos simulados (20, 30 e 50 anos). Além disso, os cenários 1.7 e 1.8 demonstram que a queda na concentração do cobre ocorreu nos primeiros 20 cm da argila, o que indica que a pluma só foi capaz de avançar até essa espessura pelo mecanismo de difusão iônica/molecular.

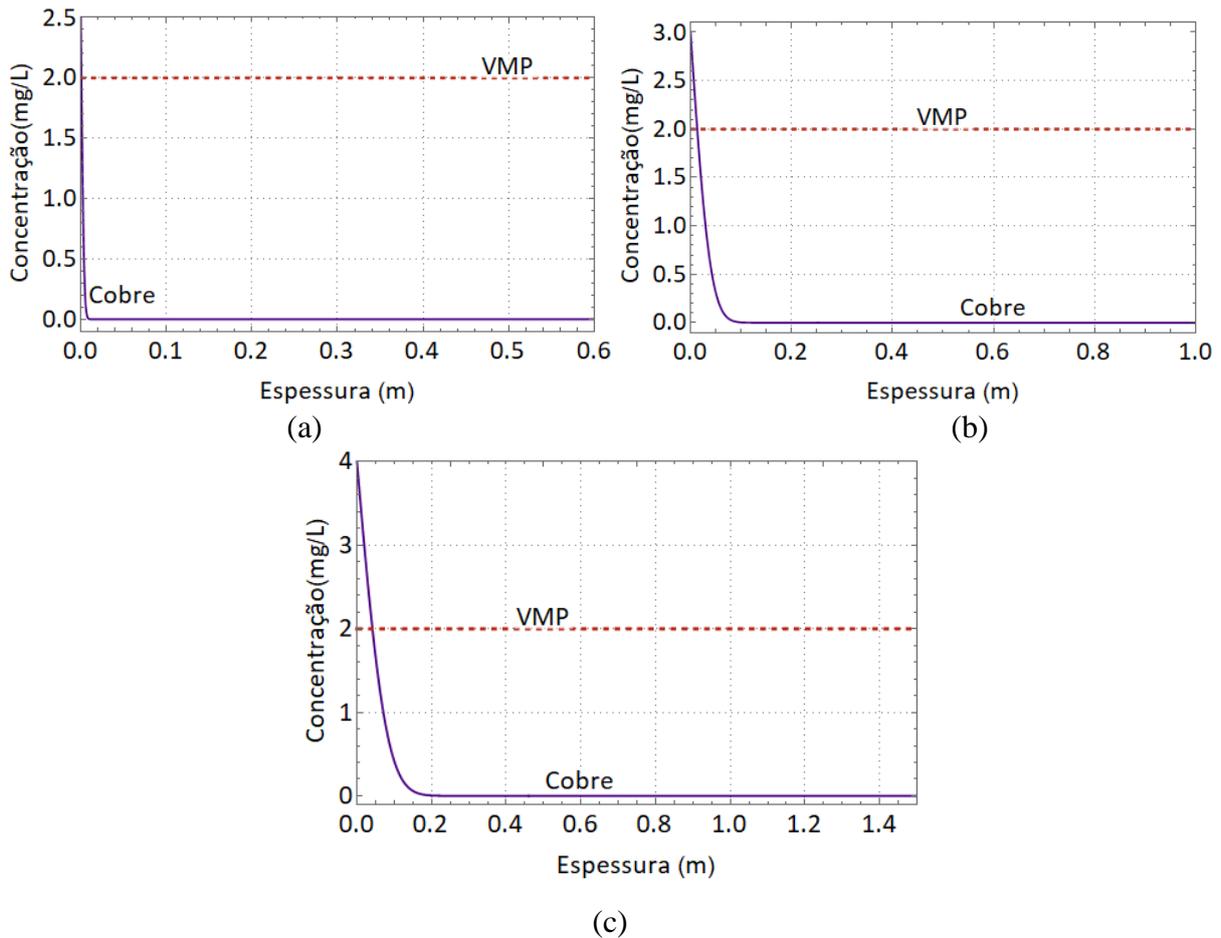
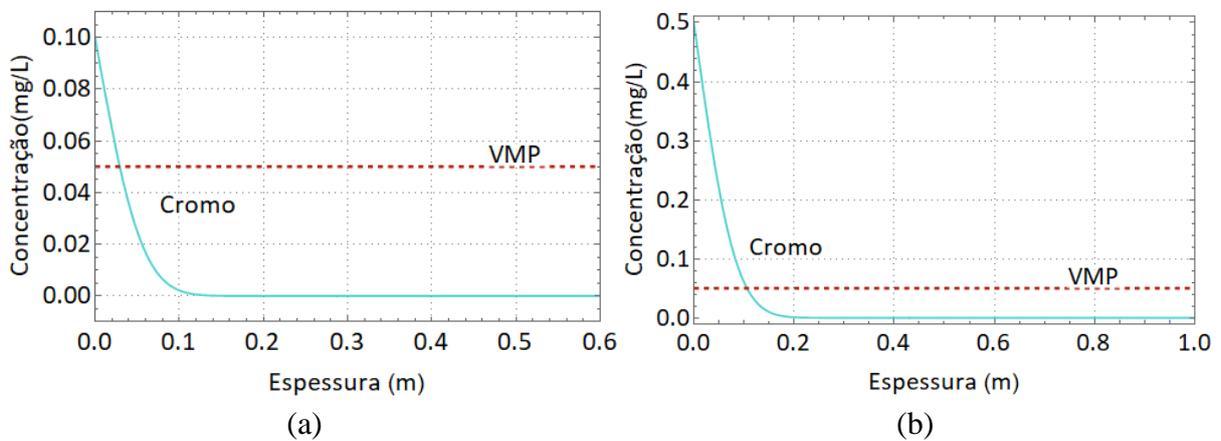
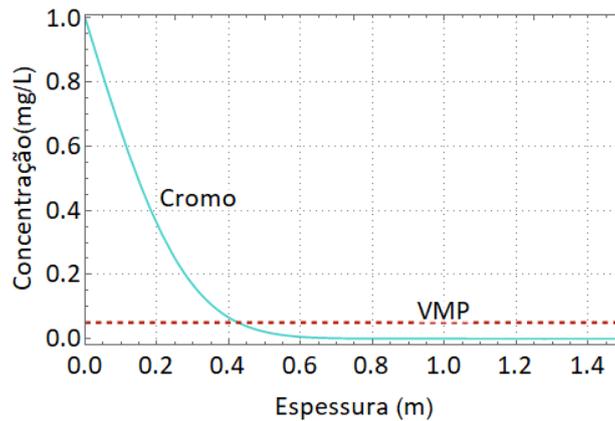


Figura 5.3. Concentração \times espessura para o cobre por difusão na argila compactada. (a) Cenário 1.7, $D^* = 6,8 \times 10^{-15} \text{ m}^2/\text{s}$; (b) Cenário 1.8, $D^* = 5 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$ e (c) Cenário 1.9, $D^* = 1,2 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$.

O mesmo comportamento do cobre também ocorreu para o outro metal analisado – o cromo. Em todos os cenários de simulação as concentrações do metal não atingiram a base da camada de argila, o que indica a eficiência na retenção dos metais pelo mecanismo da difusão no solo compactado, conforme comprovado pela Figura 5.4 (a), (b) e (c).

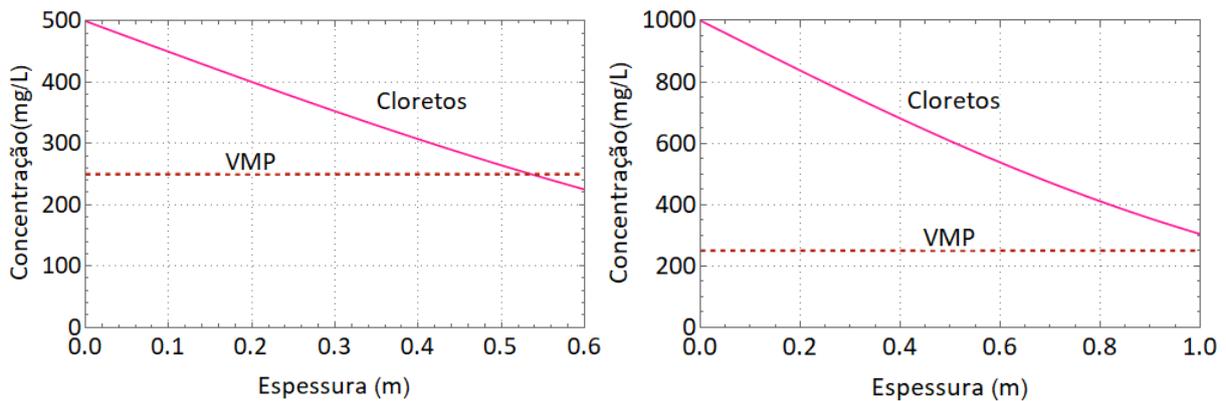




(c)

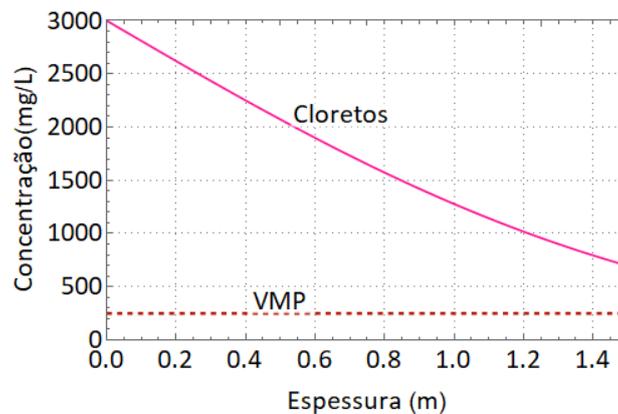
Figura 5.4. Concentração \times espessura para o cromo por difusão na argila compactada. (a) Cenário 1.10, $D^* = 1,5 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$; (b) Cenário 1.11, $D^* = 2,2 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ e (c) Cenário 1.12, $D^* = 1,5 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$.

Em relação dos íons cloretos, o avanço da pluma pelo fenômeno da difusão foi similar ao dos contaminantes orgânicos: benzeno e diclorometano. Para baixas concentrações iniciais, houve uma considerável retenção desse composto. Já para maiores concentrações iniciais, foi possível notar uma passagem mais acentuada do contaminante pela argila— Figura 5.5 (a), (b) e (c).



(a)

(b)



(c)

Figura 5.5. Concentração \times espessura para os cloretos por difusão na argila compactada. (a) Cenário 1.13, $D^* = 5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$; (b) Cenário 1.14, $D^* = 5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ e (c) Cenário 1.15, $D^* = 5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$.

A fim de comparar as concentrações relativas dos contaminantes ao longo do tempo, foram geradas as curvas expostas na Figura 5.6 (a), (b) e (c), que representam os resultados para os cenários dos cinco contaminantes ao longo do tempo, em escala logarítmica.

Os gráficos normalizados permitem a visualização da diferença de passagem de cada contaminante ao longo do tempo considerando a espessura total da camada de argila. Assim, indicam a taxa de transferência (c/c_0) do íon através do *liner*. É possível analisar o tempo para o qual 100% da concentração inicial no fluido consegue atravessar integralmente a camada de argila, que é representada quando a curva atinge o eixo “y” em “1.0”.

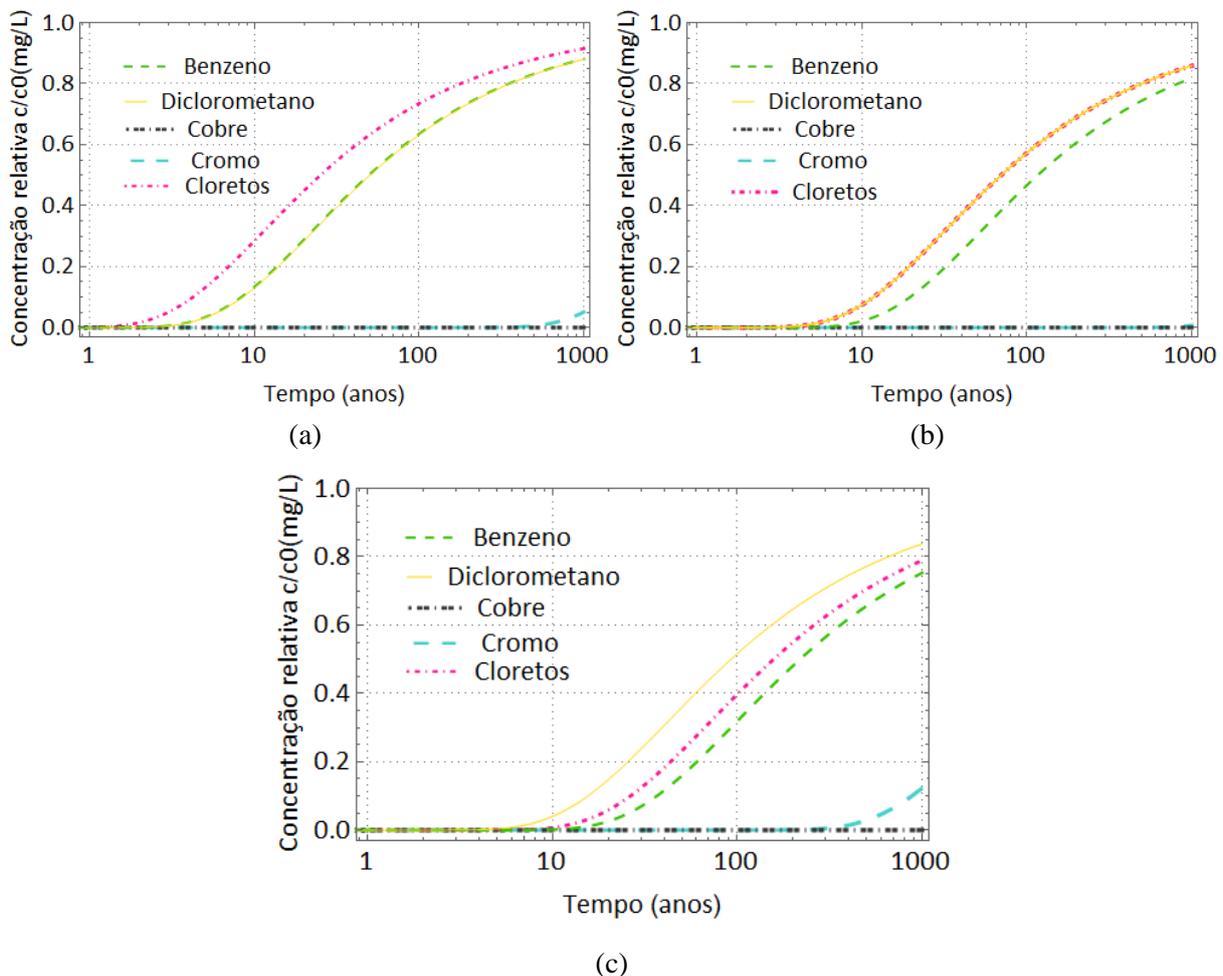


Figura 5.6. Concentração relativa \times tempo para os cinco contaminantes na base da argila compactada por difusão iônica/molecular.

(a) Cenários 1.1, 1.4, 1.7, 1.10 e 1.13 (b) Cenários 1.2, 1.6, 1.8, 1.11 e 1.14 (c) Cenários 1.3, 1.7, 1.9, 1.12 e 1.15.

Nesse sentido, o modelo difusivo puro aplicado ao *liner* de argila compactada indicou que os íons benzeno, diclorometano e os cloretos possuem maiores taxas de difusão através do solo que os metais pesados cobre e cromo, que não foram capazes de penetrar no solo compactado do *liner*. Isso é justificado pelos coeficientes de difusão efetivo dos compostos analisados.

Enquanto o benzeno, o diclorometano e os cloretos apresentaram D^* da ordem de $10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$, os metais apresentaram os mesmos valores de 10^{-11} a $10^{-15} \text{ m}^2/\text{s}$, o que indica as menores taxas de difusão dos metais no solo. Dessa forma, os resultados para o modelo de difusão no solo reforçam a necessidade da correta obtenção dos dados laboratoriais e ajuste matemático dos coeficientes de difusão. É importante ressaltar que a solução matemática para calibração desse coeficiente nos ensaios de difusão pura em argilas compactadas não é universal e cada autor executa por uma metodologia. Foram priorizados coeficientes ajustados pela mesma solução proposta por Paz (2015) e simulados por Fonseca *et al.* (2019) e Baran (2019).

Dito isso, para compreender melhor a influência desse parâmetro no transporte de contaminantes, foi executada análise paramétrica do coeficiente de difusão efetivo no solo D^* para os resultados de concentração no tempo. Foram simulados os dados de entrada referentes ao cenário 1 do benzeno com as variações no D^* demonstradas na Figura 5.7.

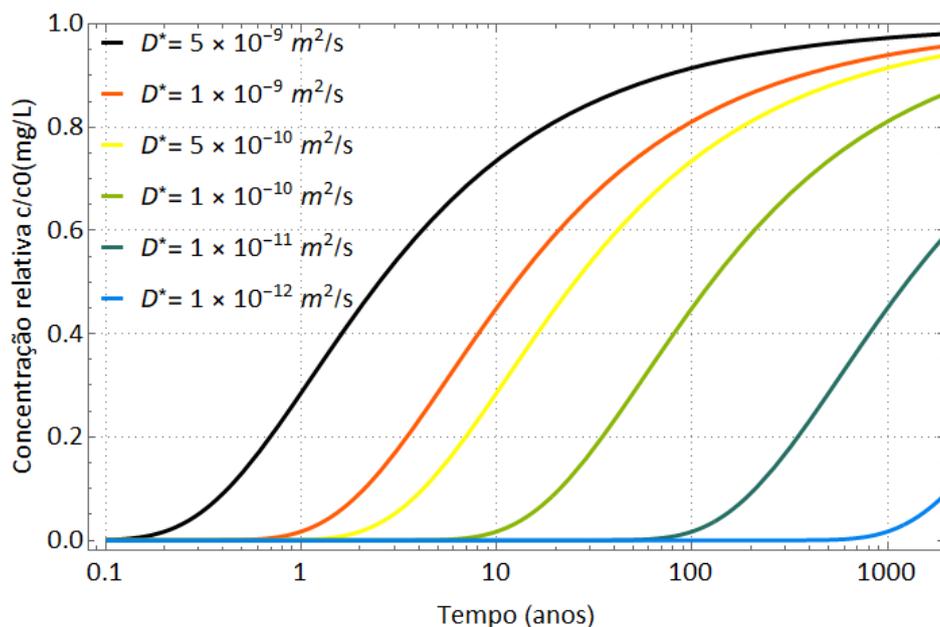


Figura 5.7. Análise paramétrica para o coeficiente de difusão efetivo no solo (D^*) para o caso 1, dados de entrada de cenário 1.1.

As curvas traçadas para cada valor de D^* demonstram a forte sensibilidade do modelo para pequenas variações no coeficiente de difusão. É possível notar que, para coeficientes iguais ou abaixo de $10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$, a passagem de íons é praticamente nula e o solo é capaz de reter o contaminante pela difusão. Dessa forma, os resultados atestam a relevância do coeficiente de difusão do contaminante no solo para a propagação de íons pelo meio poroso e reforçam a importância da determinação laboratorial e matemática confiáveis.

5.2 Caso 2: liner simples de argila compactada – Advecção, sorção e dispersão mecânica

O caso 2 foi simulado com base nos dados de entrada expostos na Tabela 3.3. Ele visa compreender a propagação da pluma pelos mecanismos de advecção, sorção e dispersão mecânica. Como pode ser visualizado na Figura 5.8 (a), (b) e (c), os resultados comprovaram a grande relevância dos parâmetros permeabilidade, carga hidráulica e coeficiente de distribuição na atenuação ou aceleração do transporte dos contaminantes. Além disso, o efeito do retardo causado pela sorção dos contaminantes ao longo da camada de argila também pode ser visualizado na comparação da concentração relativa \times tempo para cada íon estudado. Os resultados foram plotados para os tempos simulados de 20, 30 e 50 anos, respectivamente.

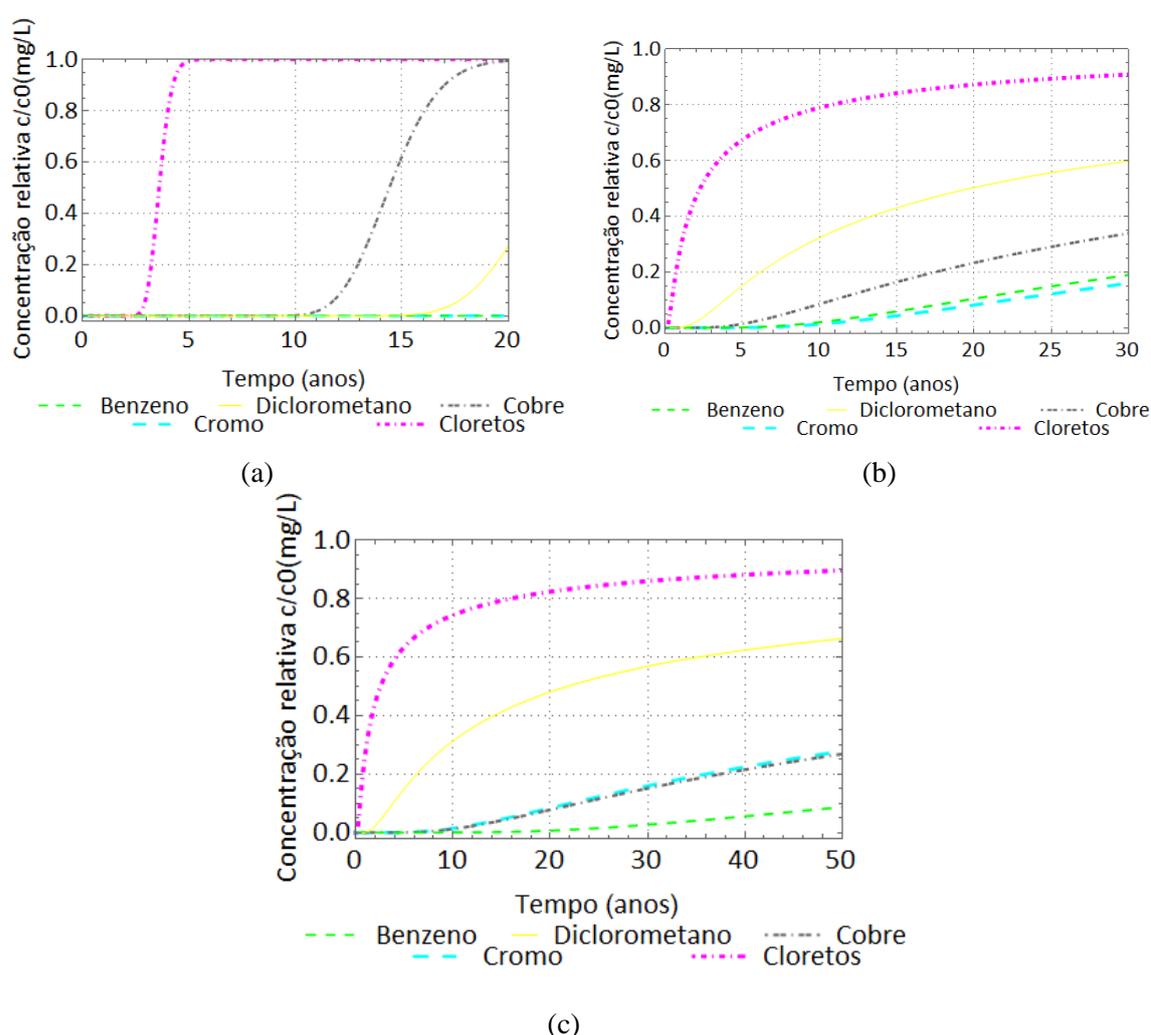


Figura 5.8. Concentração relativa \times tempo para os cinco contaminantes na base da argila compactada por advecção, sorção e dispersão mecânica.

(a) Cenários 2.1, 2.4, 2.7, 2.10 e 2.13 (b) Cenários 2.2, 2.6, 2.8, 2.11 e 2.14 (c) Cenários 2.3, 2.7, 2.9, 2.12 e 2.15.

Na Figura 5.8 (a) é possível visualizar a variação na concentração de cada um dos cinco contaminantes para os cenários referentes ao tempo de simulação de 20 anos. É interessante notar que o cloreto e o cobre foram os contaminantes que atravessaram 100% da camada de

solo com maior velocidade (em menos de 15 anos). Isso se deve pelo baixo valor do coeficiente de distribuição desses dois íons para os cenários plotados, em que o cobre apresentou K_d igual a 0,9 e os cloretos são compostos não reativos, ou seja, possuem K_d igual a zero. Já os outros contaminantes foram simulados com esses valores iguais o acima de 1,5 ml/g, o que indica a relevância dos efeitos da mobilidade e da sorção dos contaminantes na contenção da pluma pelas argilas. Vale ressaltar que as propriedades de sorção (sorção, dessorção etc) dos contaminantes variam significativamente conforme o solo que foi usado nos ensaios. Fatores como, a origem, a mineralogia, a temperatura, o teor de matéria orgânica e até a umidade do solo podem afetar esses valores e elevar ou reduzir a capacidade de sorção dos contaminantes naquele tipo de solo.

Além disso, das Figuras 5.8 (b) e (c) é possível notar que os contaminantes em questão não foram capazes de atravessar 100% da camada de argila compactada, assim como ocorreu na Figura 5.8 (a). Isso é justificado tanto pela diferença de espessura – os primeiros cenários possuem L_{CCL} de 0,6 m e os demais possuem 1 m e 1,5 m – quanto pela diferença de permeabilidade da argila – os primeiros cenários possuem permeabilidade da ordem de 10^{-9} m/s e os demais da ordem de 10^{-10} m/s.

Outro fator a ser pontuado na comparação entre as Figuras 5.8 (b) e (c) é o aumento na velocidade de propagação da pluma para os cloretos, o diclorometano e o cromo. Já o cobre e o benzeno sofreram um retardo maior e os contaminantes levam mais tempo para atingir altas concentrações na base do *liner*. Ao analisar os dados de entrada dos modelos da Tabela 3.2, é possível notar que o benzeno e o cobre sofreram aumento do coeficiente de distribuição, enquanto o diclorometano, o cobre e os cloretos permaneceram sem alteração no coeficiente de distribuição. Isso evidencia a influência do mecanismo de sorção na propagação dos contaminantes, que, mesmo sob ação de uma carga hidráulica maior, ficaram retidos por mais tempo no *liner* de argila.

Dessa forma, para avaliar a sensibilidade do modelo testado para alguns parâmetros, foram variados o coeficiente de distribuição (K_d), a carga hidráulica (h) e o coeficiente de condutividade hidráulica da argila compactada (k_{CCL}). Os dados usados como base foram do cenário 2.1 do benzeno.

Os resultados das análises para o coeficiente de distribuição (K_d) estão expostos na Figura 5.9.

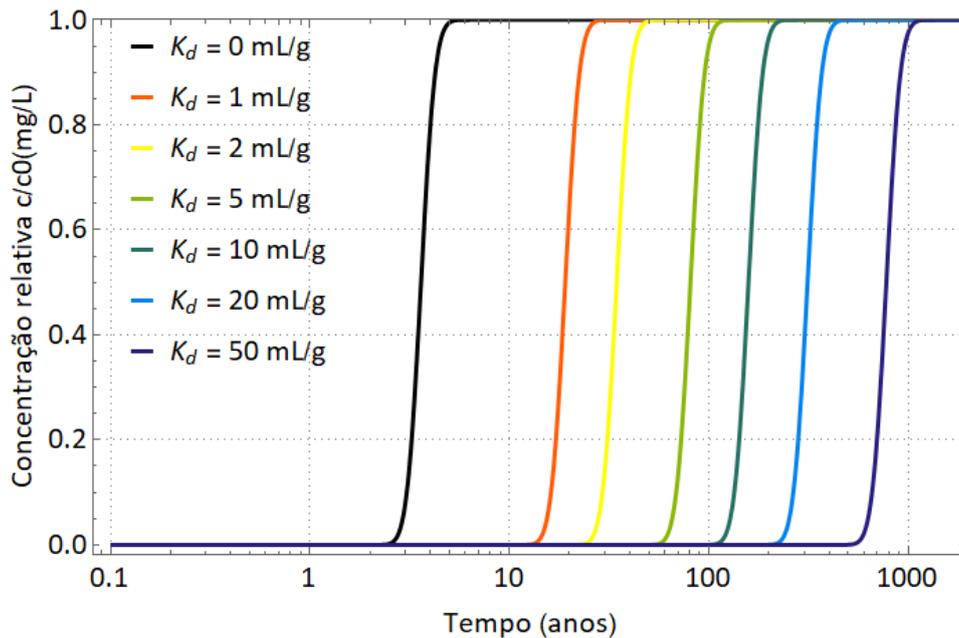


Figura 5.9. Análise paramétrica para o coeficiente de distribuição (K_d) para o caso 2, dados de entrada de cenário 2.1.

Os resultados apresentados indicam a forte influência do coeficiente de distribuição do solo na propagação do contaminante pelo sistema de impermeabilização. Sabendo disso, diversos autores têm estudado novas maneiras de melhorar a eficiência dos *liners* de argila compactada por meio da elevação da reatividade do solo com os contaminantes pelo controle do parâmetro K_d . Para isso, são testados materiais alternativos que aumentam a capacidade de sorção e retardam o transporte de contaminantes na impermeabilização de fundo, como o fosfogesso, a bentonita, o GCL, e as fibras de fluoreto de polivinilideno (PVDF) e polipropileno.

Melgaço (2018) executou ensaios com o GCL e a bentonita e concluiu que a bentonita foi mais competente que o solo na sorção de compostos do lixiviado, como o nitrogênio amoniacal e o carbono orgânico. Para o bisfenol A, contaminante emergente, a autora concluiu que o geotêxtil do GCL apresentou maior capacidade de sorção e a recomendação foi de que o solo associado com o GCL fornece maior proteção contra esses contaminantes testados. Já o autor Ferreira (2020) avaliou, por ensaios laboratoriais, a capacidade de retenção de um solo arenoso laterítico estabilizado com fosfogesso e bentonita. Em suas pesquisas, foi concluído que a estabilização do solo com bentonita pura foi mais eficiente na atenuação do cobre, seguida da estabilização com fosfogesso e, por último, o solo puro. É interessante pontuar que o uso dos estabilizantes também forneceu bons resultados na redução do transporte por difusão, que demonstraram maior imobilização do contaminante e maior capacidade de retenção. Vieira (2021) avaliou a influência das fibras de PVDF e polipropileno na contenção da pluma de contaminação para a atrazina, herbicida da classe dos pesticidas. Os resultados indicaram que o uso das fibras eleva

a capacidade de sorção e absorção do sistema com solo e melhora a capacidade de retenção tanto pela sorção quanto pela difusão.

Além disso, o resultado da análise paramétrica para a carga hidráulica (h) está apresentado na Figura 5.10.

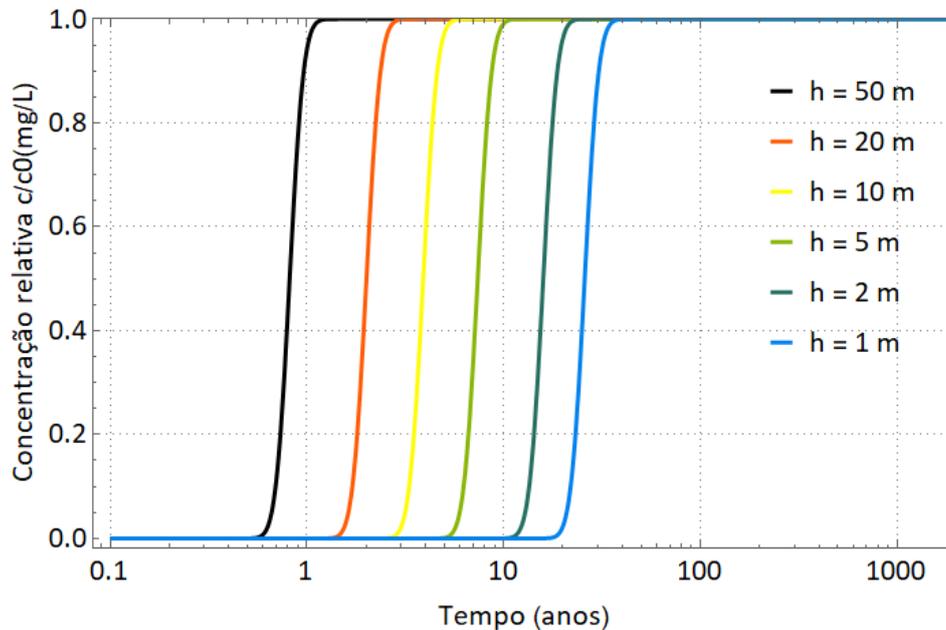


Figura 5.10. Análise paramétrica para a carga hidráulica (h) para o caso 2, dados de entrada de cenário 2.1.

É importante ressaltar que a carga hidráulica considerada nas análises corresponde à parcela de pressão da coluna de lixiviado/rejeito que se acumula acima do *liner* de fundo. Dito isso, para os aterros sanitários, a simulação pela análise paramétrica visa avaliar casos em que a rede de drenagem subsuperficial no local não está atuando corretamente e ocorre, portanto, o acúmulo de lixiviado. Nesse tipo de obra, o sistema de drenagem deve ser projetado para que a carga hidráulica máxima seja de 0,3 m (ABNT, 1997). Considerando esse valor, na Figura 5.10, é notável que os contaminantes não desenvolvem grandes velocidades advectivas, uma vez que a carga hidráulica é responsável pela migração do fluido pelo solo.

Já para as lagoas de armazenamento de lixiviados, de efluentes e as barragens de rejeitos, o revestimento de fundo pode atuar diretamente em contato com os fluidos. Logo, as cargas hidráulicas desenvolvidas podem atingir valores próximos ou até superiores aos simulados na análise paramétrica. Dessa forma, pela Figura 5.10, é possível notar que os altos valores de carga hidráulica passíveis de ocorrer em barragens de rejeito, por exemplo, podem levar a uma rápida percolação do fluido pela impermeabilização de fundo e prejudicar sua eficiência. Para evitar que isso ocorra, conforme o caso ilustrado na Figura 3.2, a rede de drenagem de fundo de algumas obras geoambientais atua abaixo do *liner* de fundo para coletar os eventuais

vazamentos e escapes. Além disso, Vick (1999) propõe sistemas de drenagem acima do *liner* de fundo para reduzir significativamente as cargas hidráulicas impostas ao *liner* e otimizar a estrutura, permitindo reduzir a espessura da argila compactada. A Figura 5.11 demonstra uma das soluções do autor para alívio das sobrecargas no *liner* de fundo, que é ideal de ser mantida em até 1,5 m para melhoria da segurança de contaminação das águas subterrâneas.

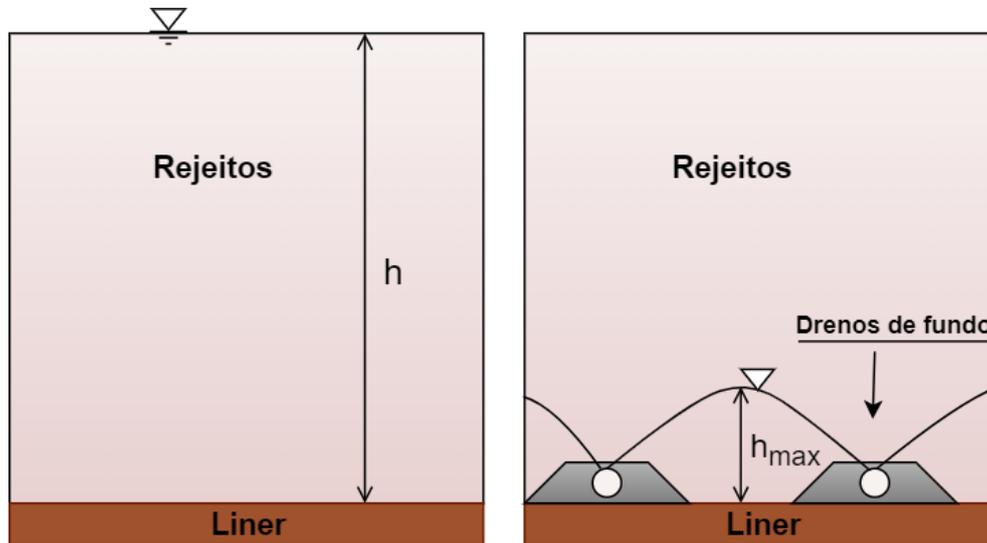


Figura 5.11. Comparação da sobrecarga no *liner* de argila compactada. (Adaptada de Vick, 1999).

Além disso, também foi analisada a sensibilidade do modelo para o coeficiente de condutividade hidráulica da argila compactada (k_{CCL}), conforme pode ser visto na Figura 5.12.

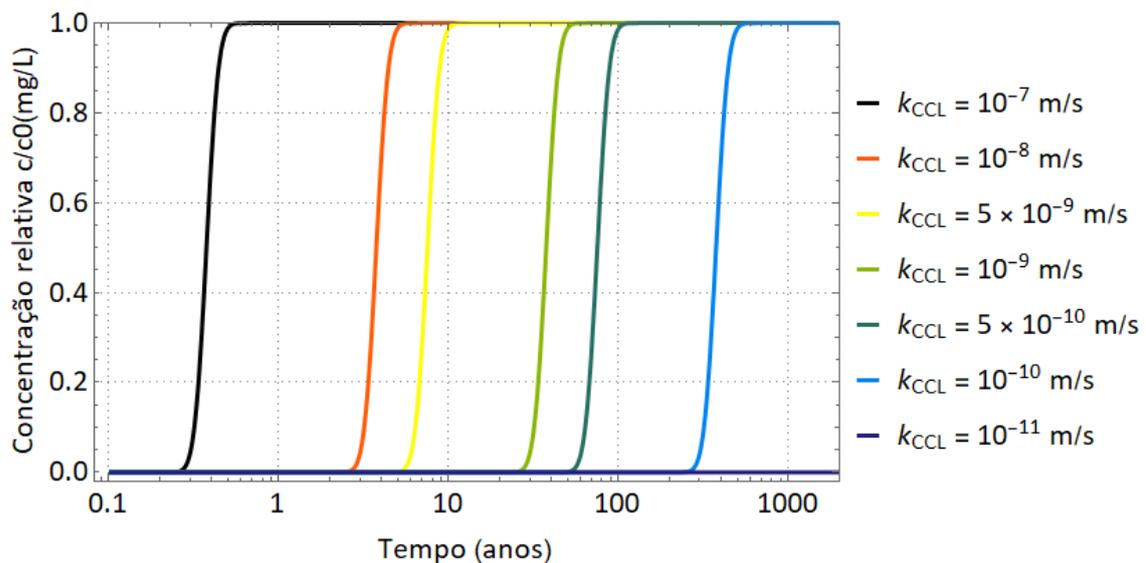


Figura 5.12. Análise paramétrica para a condutividade hidráulica da argila compactada (k_{CCL}) para o caso 2, dados de entrada de cenário 2.1.

Segundo Vick (1999), a permeabilidade é o fator que mais influencia a contaminação de águas subterrâneas. Os resultados demonstrados na Figura 5.12 confirmam a importância da permeabilidade da argila compactada para a contenção dos contaminantes. É possível notar que

os coeficientes de permeabilidade de 10^{-11} m/s fornecem uma proteção por mais de 1000 anos de vida útil, o que garante a segurança permanente no local. Em contrapartida, sabe-se que a permeabilidade de campo pode ser muito superior à prevista em laboratório. Gurjão (2005) também confirma a dificuldade de se obter no campo o coeficiente de permeabilidade de 10^{-9} m/s previsto em algumas normativas para *liners*. Em relação à adequação da permeabilidade e a qualidade do *liner*, Boscov (1997) afirma que a previsão e o controle do coeficiente de permeabilidade de campo são tarefas complexas e não totalmente consensuais no meio técnico e que o ponto crítico está na qualidade da construção do revestimento impermeabilizante. Dito isso, na prática, os valores usuais de argila compactada no campo se situam entre 10^{-7} m/s e 10^{-9} m/s e o controle desse parâmetro, mesmo sendo complexo, exerce grande influência na propagação de contaminantes pelo meio poroso. É interessante comentar que os baixos valores de permeabilidade podem ser alcançados pelos materiais geossintéticos, como as geomembranas e os geocompostos bentoníticos, que apresentam coeficientes de permeabilidade inferiores a 10^{-11} m/s.

Dito isso, como em termos práticos existe um limite para a obtenção de coeficientes de permeabilidade muito baixos nas argilas compactadas (iguais ou menores que 10^{-9} m/s), ressalta-se a importância de controlar a propagação da pluma de contaminantes pelo solo compactado por meio de: i. manutenção e monitoramento do sistema de drenagem de lixiviado das obras (controle das cargas hidráulicas); ii. técnicas de estabilização ou incorporação de materiais que elevam a capacidade de sorção dos contaminantes no solo e, conseqüentemente, atenuam a migração da pluma (controle dos mecanismos de sorção) e/ou iii. utilização de materiais geossintéticos em associação com o solo compactado para controle do fluxo advectivo.

5.3 Caso 3: *liner* simples de geomembrana intacta – Difusão iônica/molecular

Os resultados para as concentrações relativas dos contaminantes ao longo do tempo considerando a espessura total da geomembrana e os dados de entrada expostos na Tabela 3.4 podem ser vistos na Figura 5.13 (a), (b) e (c).

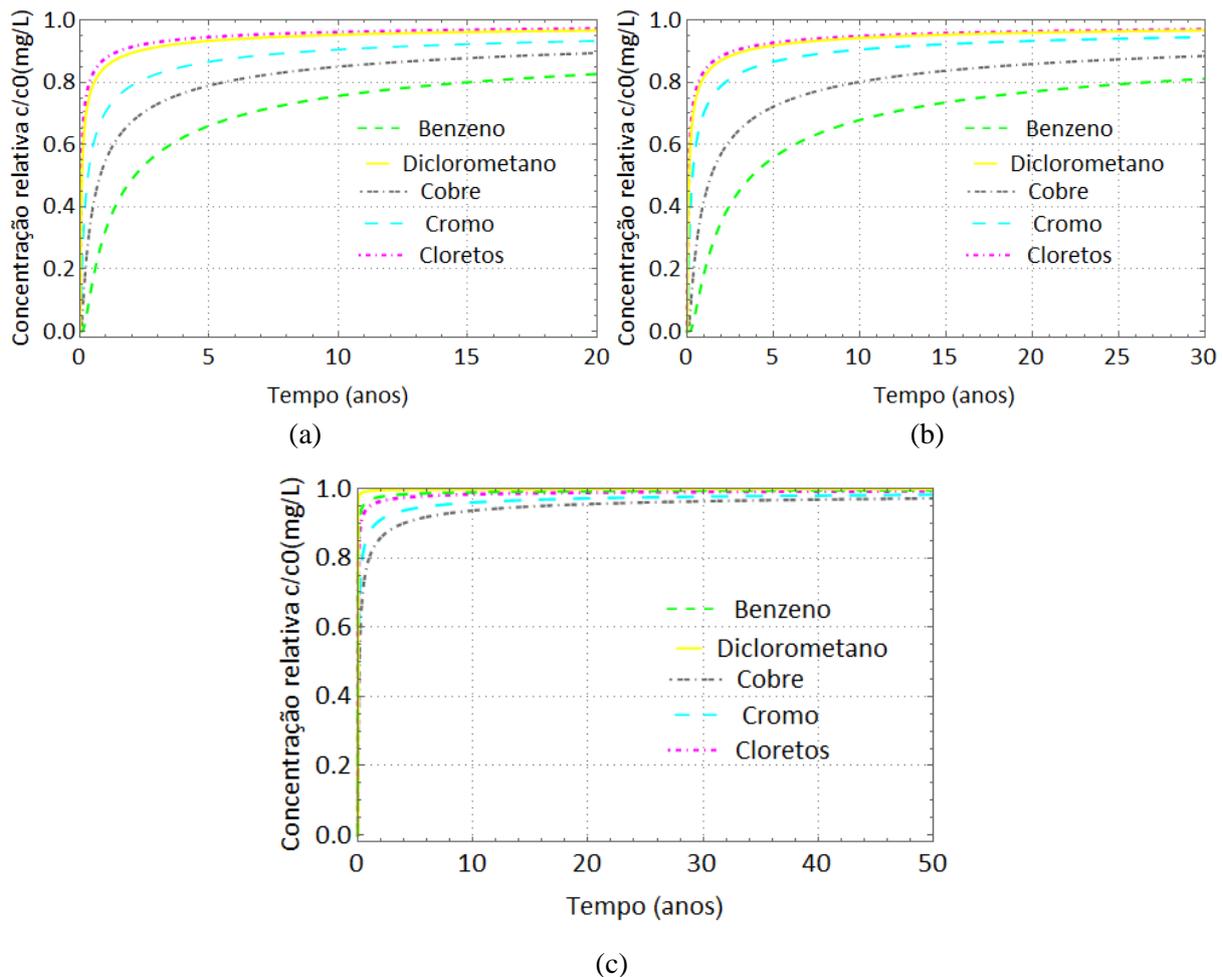


Figura 5.13. Concentração relativa \times tempo para os cinco contaminantes na geomembrana por difusão iônica/molecular.

(a) Cenários 3.1, 3.4, 3.7, 3.10 e 3.13 (b) Cenários 3.2, 3.6, 3.8, 3.11 e 3.14 (c) Cenários 3.3, 3.7, 3.9, 3.12 e 3.15.

A partir dos dados de entrada, o modelo de difusão aplicado à geomembrana de PEAD de 1,5 mm e 2,0 mm indicou que todos os contaminantes simulados são capazes de atravessar consideravelmente a manta em menos de 5 anos de vida útil.

Para o diclorometano, esse resultado também foi obtido por Rowe *et al.* (1995a), que confirmou, experimentalmente, haver difusão significativa em 285 dias de ensaio. Conforme descrito anteriormente, esses autores empregaram um recipiente dividido com a geomembrana submetido a uma solução chamada de fonte (com diclorometano diluído) e uma solução receptora (com água destilada), conforme a ilustração da Figura 5.14.

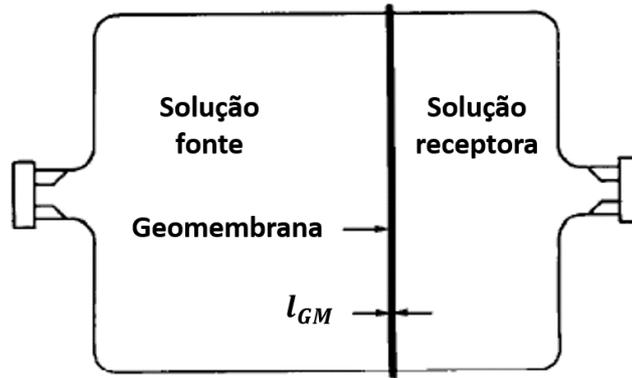


Figura 5.14. Compartimentos usados na determinação da difusão através da geomembranas. (Adaptada de Rowe 1995a).

Foram medidas as concentrações na fonte e no receptor para determinar a taxa de difusão através da geomembrana de PEAD de 2 mm. Também foram quantificadas reações com o recipiente de vidro, aço e teflon para verificar degradações e processos de sorção nos materiais. Para comparar os resultados simulados e os resultados obtidos experimentalmente por Rowe *et al.* (1995a), a Figura 5.13 (a), referente ao cenário 3.4 do diclorometano foi ampliada e foi traçado o comparativo exposto na Figura 5.15 (a) e (b).

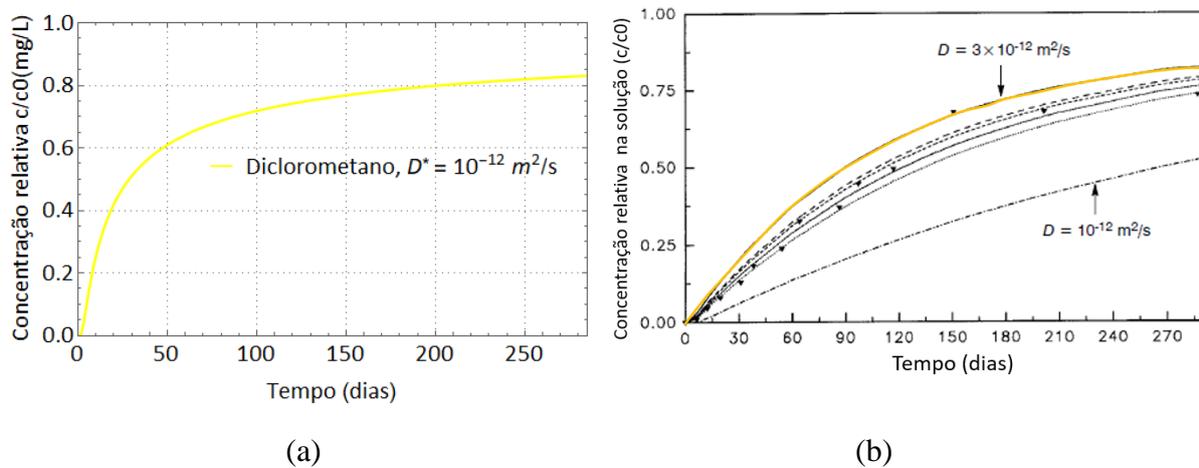


Figura 5.15. Comparação entre os resultados da difusão do diclorometano na geomembrana. (a) Resultados analíticos e (b) Resultados experimentais de Rowe *et al.* (1995a).

Pela comparação entre a simulação matemática da concentração que atravessa a geomembrana em 285 dias e a concentração na solução receptora dos íons que atravessaram a geomembrana no ensaio de Rowe *et al.* (1995a), é possível notar que o processo da difusão pode ocorrer em altos níveis em um curto intervalo de tempo (aproximadamente 80% do contaminante atravessou a manta em menos de 1 ano). Outros autores também comprovaram as limitações das geomembranas em relação ao controle da difusão dos compostos orgânicos voláteis, conforme detalhado no item 2.4.4 (Park & Nibras, 1993; Prasad *et al.*, 1994; Sangam & Rowe, 2001, 2005).

Em relação aos cloretos e aos metais pesados, a literatura atesta que a geomembrana fornece uma barreira segura para íons inorgânicos e metais (Holzlohner *et al.*, 1999; Sangam & Rowe, 2001; Touze-Foltz *et al.*, 2021). Entretanto, dados os valores de difusão iônica/molecular dessas substâncias, os modelos matemáticos indicam um comportamento similar aos compostos orgânicos voláteis, ou seja, indicam altas taxas de difusão iônica. Isso ocorre, pois o processo da difusão ocorre ao longo da espessura do material e, como a geomembrana possui até 2 mm de espessura, o material permite que os íons atravessem em pouco tempo de simulação, conforme indicam as Figuras 5.13 de (a) até (c).

Nesse contexto, de acordo com a solução consagrada para modelagem do fluxo difusivo, oriunda da Lei de Fick, os coeficientes de difusão iônica das geomembranas devem ser inferiores que 10^{-15} m²/s para que ela funcione como uma barreira eficaz contra a difusão dos contaminantes. Como não há padronização para ensaios de determinação de D_{GM} (que pode ser feita pelo método da coluna, da meia-célula ou até do reservatório duplo), é de extrema importância a verificação desse mecanismo por diferentes ensaios laboratoriais de médio e longo prazo. Além disso, pesquisas da área de geossintéticos, como Mendes *et al.* (2013); Sampaio (2013) e Palmeira (2018) salientam para a questão da difusão através das geomembranas, que precisa ser investigada com maior detalhamento para obtenção de dados conclusivos sobre todas as classes e tipo de contaminantes.

5.4 Caso 4: *liner* composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica

Os resultados para os *liners* compostos serão apresentados em gráficos de concentração × espessura em conjunto com as curvas para cada tempo simulado de 1 a 50 anos. Como a espessura da geomembrana é muito pequena em comparação à espessura do *liner* composto, também foi plotado um gráfico somente para visualização dos resultados na geomembrana, que representa apenas uma ampliação do resultado para *liner* compostos. Os dados de entrada dessa etapa foram descritos na Tabela 3.5.

5.4.1 Benzeno

Os resultados para o benzeno relacionados à concentração no *liner* composto, na geomembrana e as concentrações relativas no tempo estão expostos nas Figuras 5.16 a 5.20.

Para o cenário 4.1, as curvas podem ser vistas na Figura 5.16 (a) e (b). Nota-se que o contaminante ficou retido nos 60 cm de revestimento para os tempos de 1 a 30 anos. A

ampliação do gráfico, representada à direita, permite observar o efeito da geomembrana na retenção dos contaminantes, ocasionado pelo coeficiente de partição.

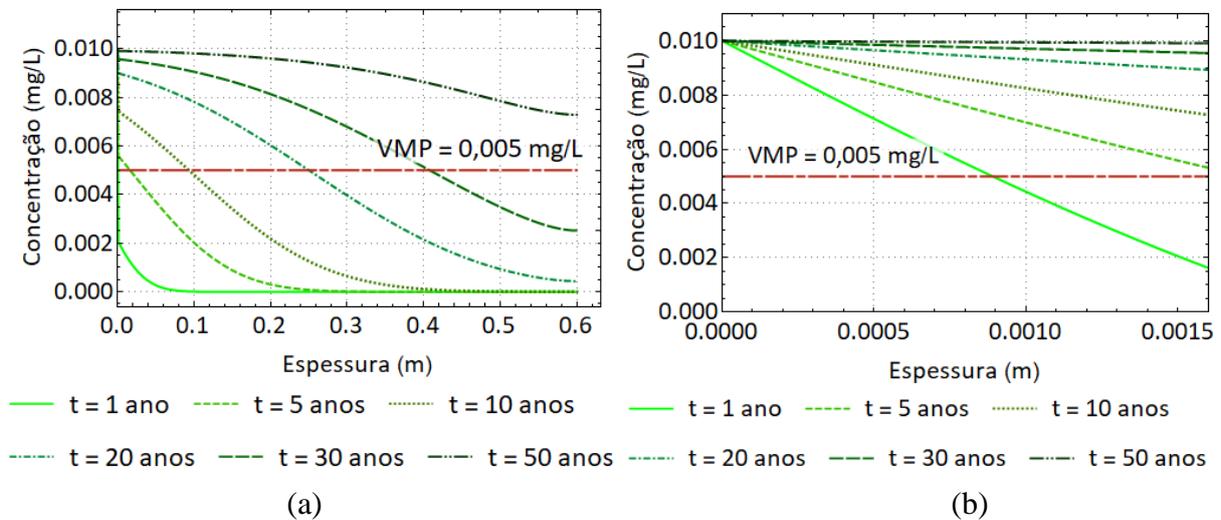


Figura 5.16. Concentração \times espessura para o benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.1.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Na Figura 5.17 (a) e (b) é possível visualizar os mesmos resultados para o cenário 4.2. Nesse cenário, é notável que para tempos de vida útil acima de 10 anos, o contaminante atingiu níveis que oferecem risco à saúde humana.

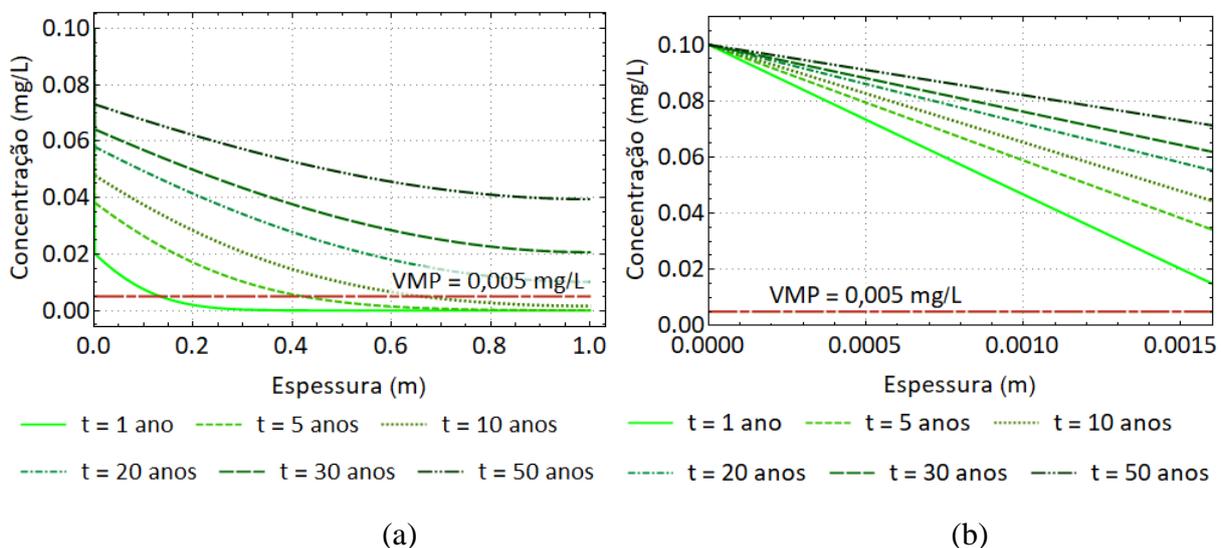


Figura 5.17. Concentração \times espessura para o benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.2.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Para o cenário 4.3, os resultados estão expostos na Figura 5.18 (a) e (b).

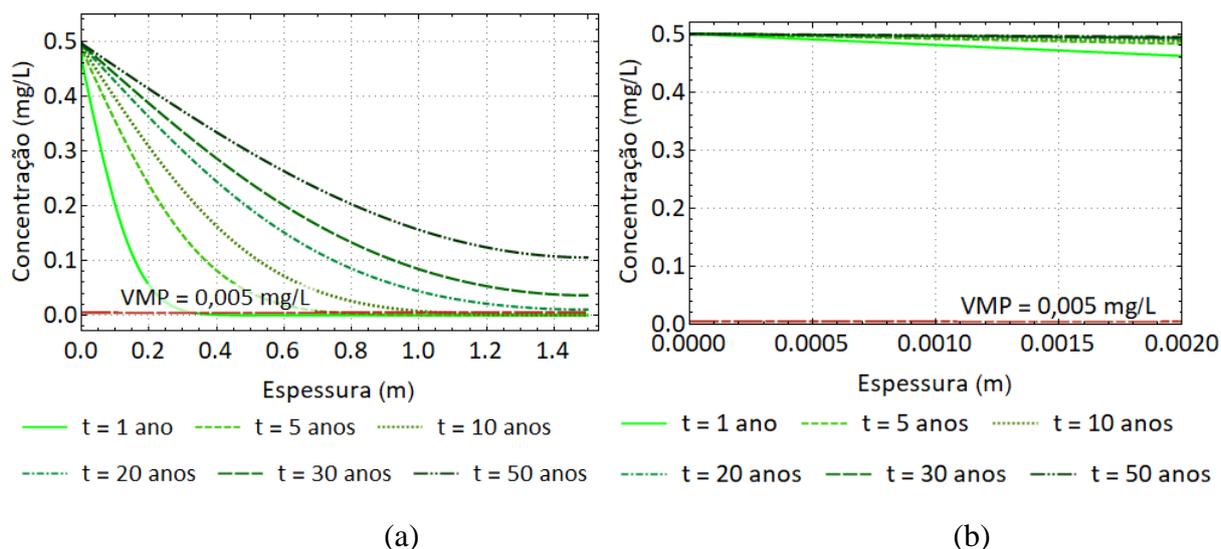


Figura 5.18. Concentração \times espessura para o benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.3.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Os gráficos que representam a redução da concentração ao longo da espessura do *liner* composto indicam a atenuação da pluma em sua passagem pelo revestimento. Para todos os cenários e tempos simulados, é possível concluir que as concentrações do benzeno superaram o máximo permitido em aproximadamente 40% dos casos, apenas para tempos próximos de 20 anos de vida útil. Em outras palavras, em apenas 40% dos cenários testados haveria risco de contaminação do subsolo. Para as concentrações relativas, o benzeno foi capaz de atravessar integralmente o revestimento de fundo em períodos acima de 100 anos de simulação.

Além disso, logo no início dos gráficos apresentados nas Figuras 5.16 (a), 5.17 (a) e 5.18 (a), é possível notar uma queda acentuada na concentração do contaminante nos primeiros centímetros do *liner*. A ampliação dos gráficos para visualizar essa parte mais superficial do revestimento das Figuras 5.16 (b), 5.17 (b) e 5.18 (b) demonstra que essa queda é decorrente da geomembrana, que retém uma parte do contaminante conforme seu coeficiente de partição.

Com intuito de permitir a comparação entre os cenários, na Figura 5.19 é possível estabelecer esse comparativo pela curva de concentração relativa ao longo do tempo, em escala logarítmica, para a base do *liner* composto. Essas curvas permitem a visualização da passagem dos íons pelo fundo do *liner*, indicando a taxa que atravessou 100% do revestimento. É possível notar que o cenário 4.1 foi considerado o caso mais severo com maior potencial de contaminação, seguido do cenário 4.2 e o 4.3.

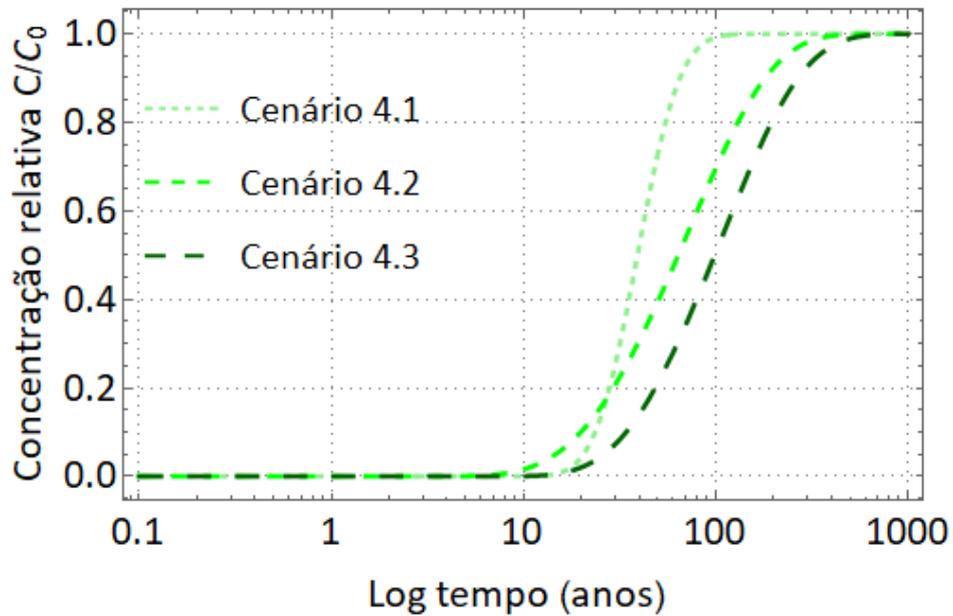


Figura 5.19. Concentração relativa \times tempo, em log, para os cenários 4.1, 4.2 e 4.3 do benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

Em relação aos resultados em termos de fluxo (Figura 5.20), é possível notar que o fluxo na base do revestimento aumentou do cenário 4.1 para o 4.3. Os dados de entrada empregados em cada cenário do benzeno explicam o aumento no fluxo da base, já que os primeiros cenários possuem menores espessuras (0,6 m; 1,0 m e 1,5 m) e um menor tempo de simulação (20 anos; 30 anos e 50 anos).

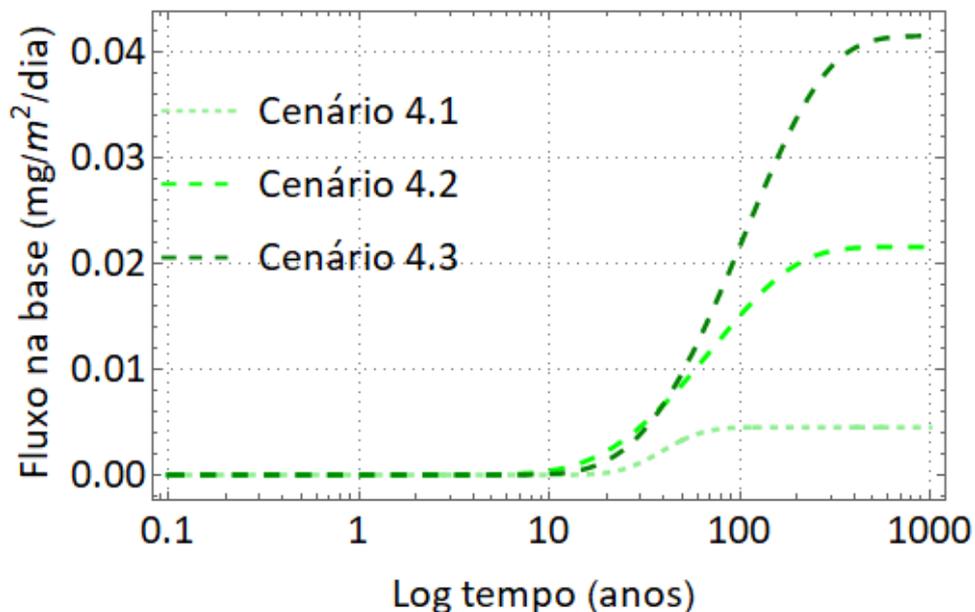


Figura 5.20. Fluxo na base \times tempo, em log, para os cenários 4.1, 4.2 e 4.3 do benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

5.4.2 Diclorometano

Para o diclorometano, os resultados de concentração ao longo da espessura e na geomembrana para o cenário 4.4 podem ser vistos na Figura 5.21 (a) e (b), que representa tanto a concentração ao longo da espessura quanto a ampliação desse gráfico para a geomembrana.

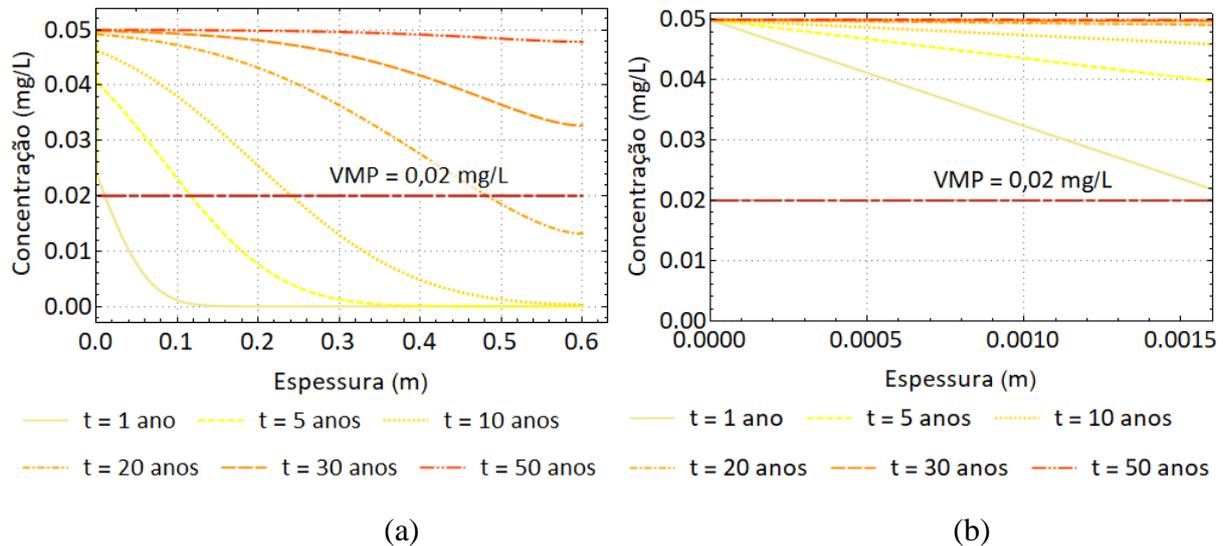


Figura 5.21. Concentração × espessura para o diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.4.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Os resultados para o cenário 4.5 pelos mesmos mecanismos estão apresentados na Figura 5.22 (a) e (b).

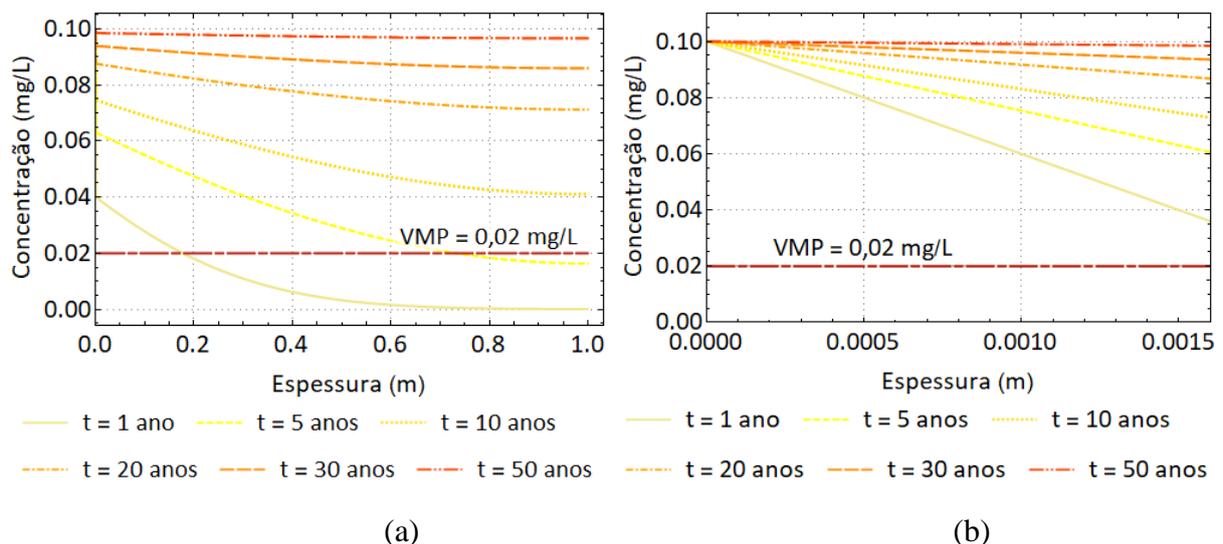


Figura 5.22. Concentração × espessura para o diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.5.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Os resultados do cenário 4.6 para o diclorometano estão expostos na Figura 5.23 (a) e (b) e demonstram uma passagem do contaminante acelerada, que atinge o valor máximo permitido por lei em um tempo acima de 1 ano de vida útil.

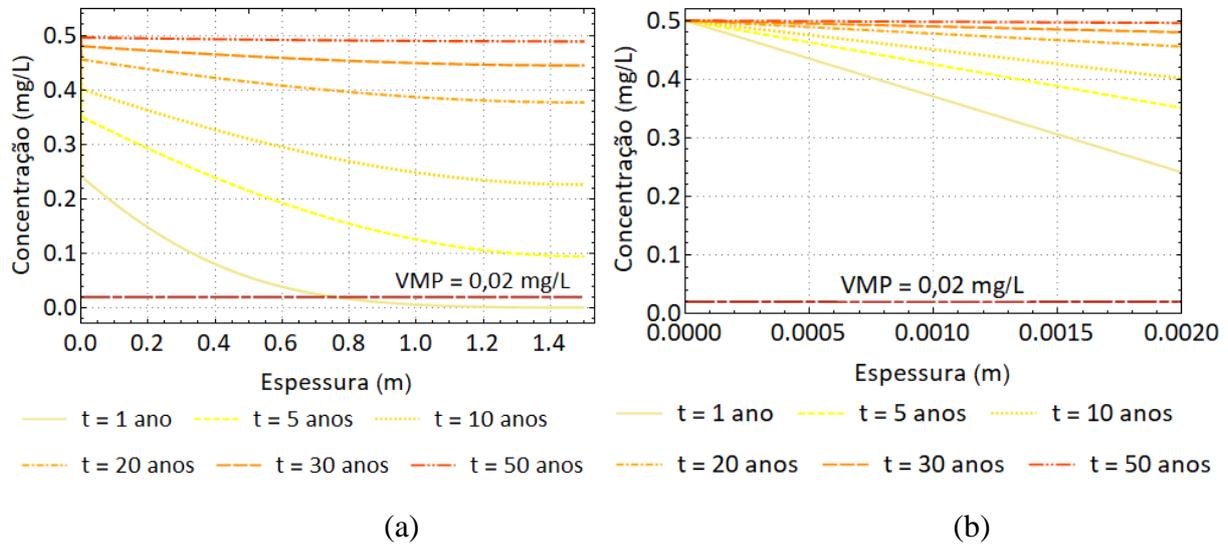


Figura 5.23. Concentração \times espessura para o diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.6.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

As curvas de concentração relativa e tempo em logaritmo para os três cenários em conjunto podem ser vistas na Figura 5.24.

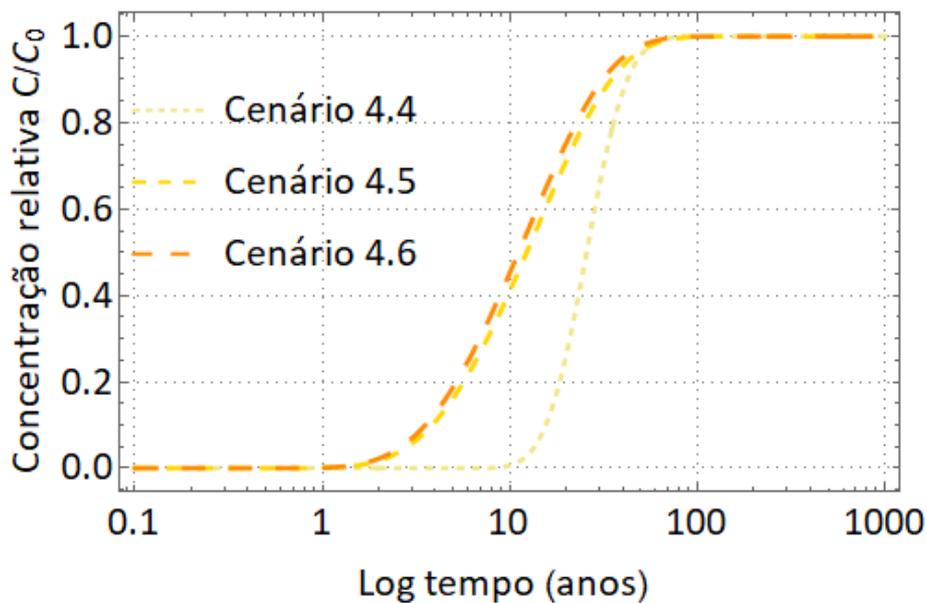


Figura 5.24. Concentração relativa \times tempo, em log, para os cenários 4.4, 4.5 e 4.6 do diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

Por fim, os resultados para o fluxo na base do diclorometano nos *liners* compostos estão apresentados na Figura 5.25.

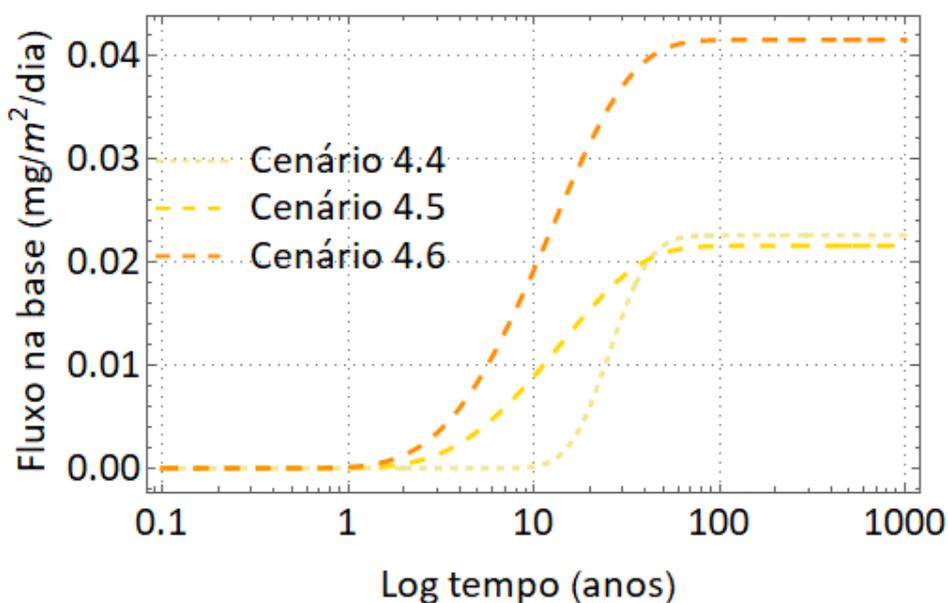


Figura 5.25. Fluxo na base \times tempo, em log, para os cenários 4.4, 4.5 e 4.6 do diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

A partir dos resultados apresentados, é possível notar que as simulações indicaram que as concentrações de diclorometano ultrapassariam o valor máximo permitido em 60% dos casos, ou seja, o *liner* não foi capaz de conter o avanço desse contaminante de maneira eficiente na maioria dos testes.

Ao comparar os dados de entrada expostos na Tabela 3.5 para o benzeno e o diclorometano, é possível identificar que três parâmetros foram significativamente alterados no diclorometano: os coeficientes de distribuição no solo foram reduzidos, o coeficiente de difusão iônica da geomembrana foi aumentado e o coeficiente de partição da geomembrana foi reduzido. Todos esses fatores atuam contra a segurança no que tange à velocidade de propagação da pluma do contaminante.

Dessa forma, para os três cenários simulados, conforme a Figura 5.24, a pluma foi capaz de atravessar o *liner* integralmente (quando $C = C_0$) em tempos próximos de 100 anos de simulação. Entretanto, em 30 anos, 10 anos e 5 anos as concentrações que atravessaram o material já ofereciam risco à saúde humana caso consumidas.

5.4.3 Cobre

Sobre o contaminante cobre, os resultados para o primeiro cenário simulado (4.7) no *liner* composto e na geomembrana estão apresentados na Figura 5.26 (a) e (b).

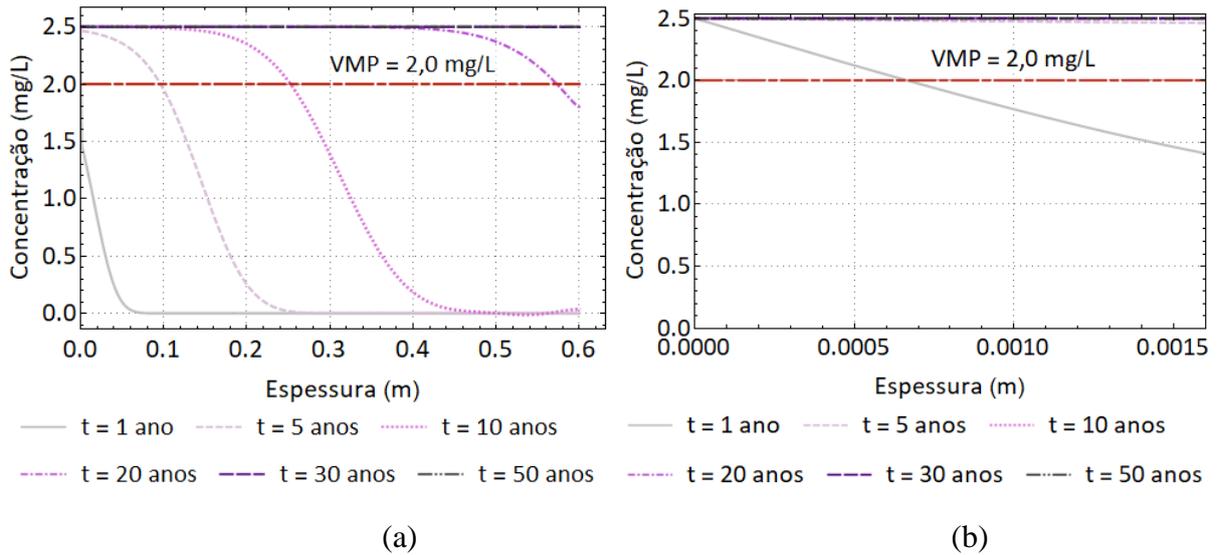


Figura 5.26. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.7.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Os resultados para o *liner* composto simulado no cenário 4.8 e sua ampliação para melhor visualização do efeito da geomembrana estão expostos na Figura 5.27 (a) e (b).

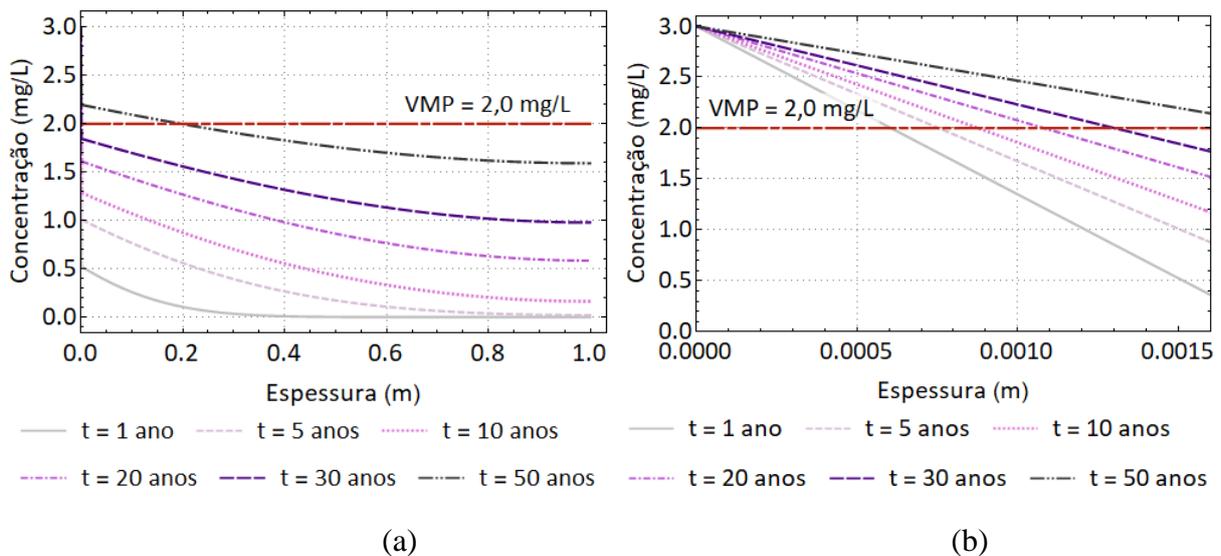


Figura 5.27. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.8.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

O último cenário simulado para o cobre está apresentado na Figura 5.28 (a) e (b).

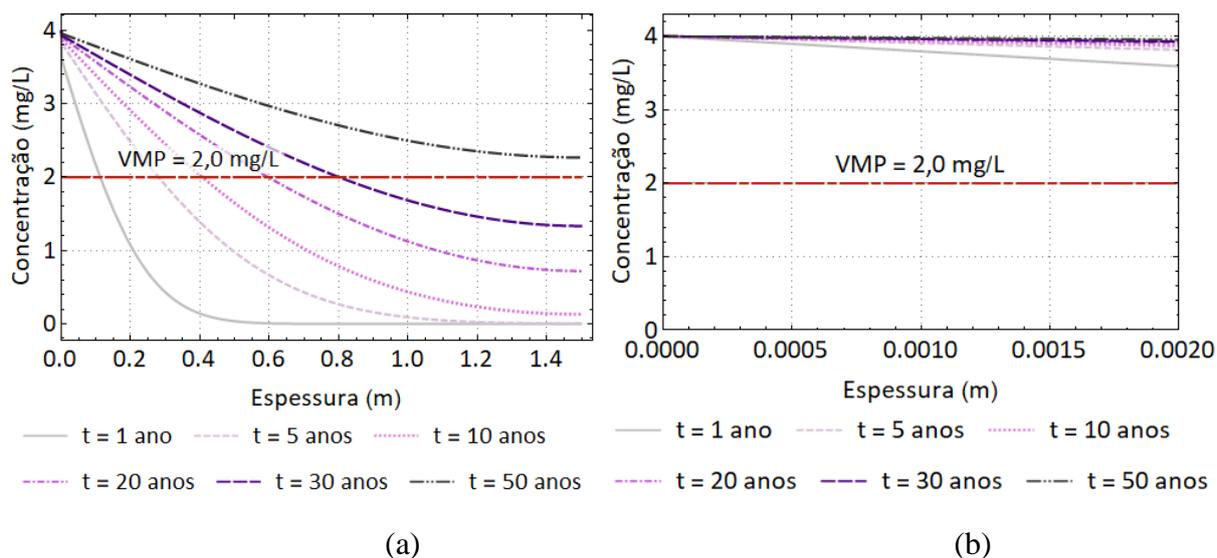


Figura 5.28. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.9.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Além disso, as curvas para os três cenários simultâneos sobre a concentração relativa e o tempo, considerando a base do *liner* composto como espessura total estão ilustradas na Figura 5.29.

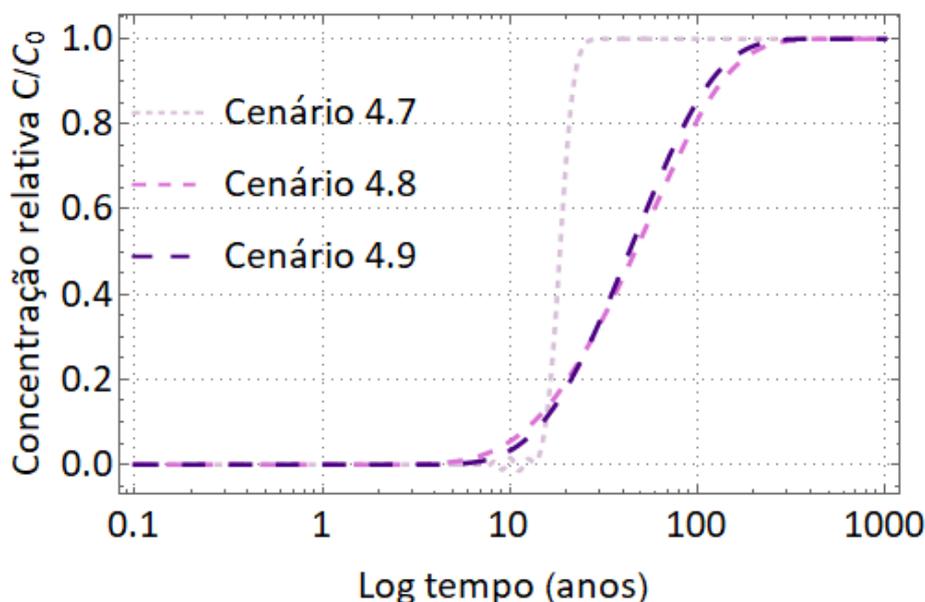


Figura 5.29. Concentração relativa \times tempo, em log, para os cenários 4.7, 4.8 e 4.9 do cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

Em contraste com os resultados para os íons orgânicos do benzeno e o diclorometano, os resultados para o cobre indicaram uma ótima contenção desse metal pelo *liner* de fundo. Em apenas 2 dos 18 casos simulados as concentrações que atravessaram o *liner* superaram o máximo permitido pela legislação de águas subterrâneas.

Ao analisar os dados de entrada da Tabela 3.5, é possível concluir que a redução significativa dos coeficientes de difusão da argila compactada foi responsável pelo melhor desempenho da

impermeabilização de fundo na retenção dos íons de cobre. É importante comentar que o cenário 4.7 na Figura 5.29 indica alguma anormalidade na curva de concentração relativa, provavelmente pelos valores de entrada e a precisão matemática do modelo aplicado.

Para o fluxo na base do *liner* composto desse contaminante, os resultados estão demonstrados na Figura 5.30. As curvas demonstram que o fluxo decresce com os cenários testados, uma vez que estes também sofreram decréscimo nos coeficientes de difusão iônica no solo e na geomembrana e no coeficiente de partição da geomembrana, que contribuem para a redução da velocidade de propagação da pluma.

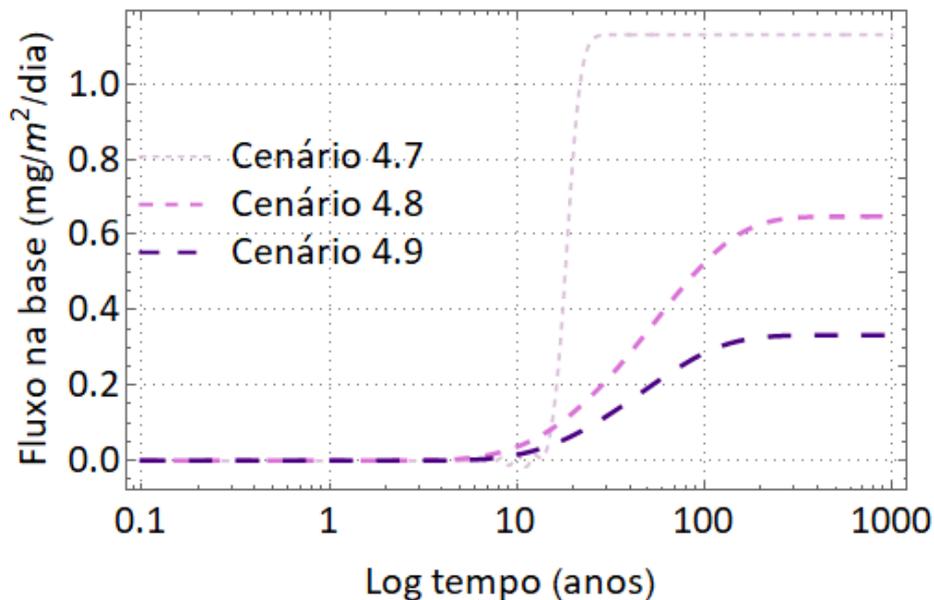


Figura 5.30. Fluxo na base \times tempo, em log, para os cenários 4.7, 4.8 e 4.9 do cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

5.4.4 Cromo

Na Figura 5.31 (a) e (b) é possível visualizar os resultados para o *liner* composto em relação ao contaminante cromo para o primeiro cenário simulado (4.10). Ele indica que, para todos os tempos de vida útil simulados, houve contenção integral do cromo, que não foi capaz de atravessar o revestimento de 60 cm.

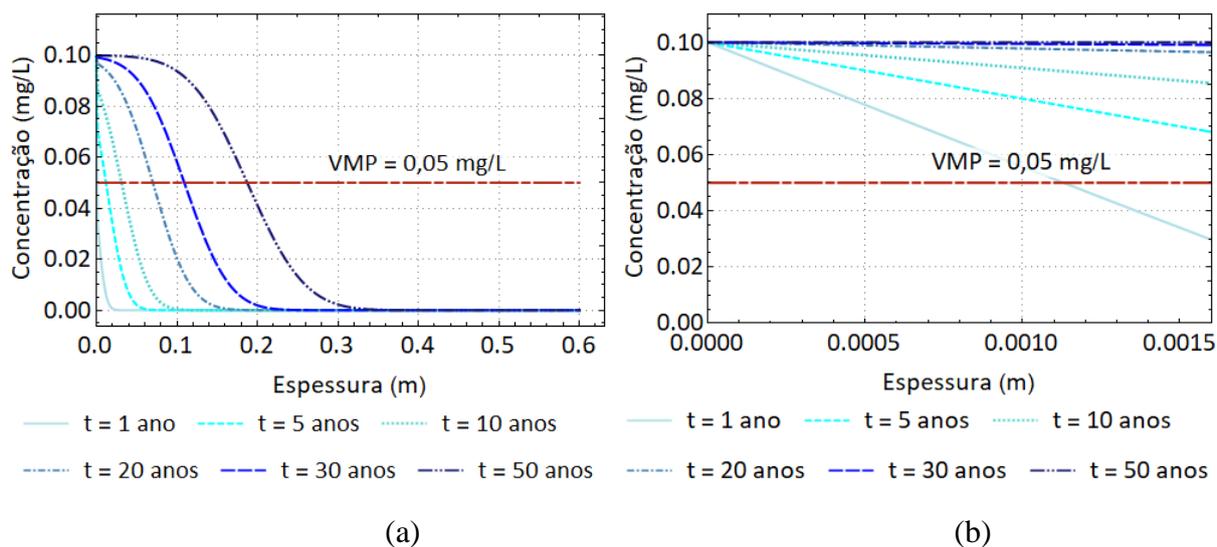


Figura 5.31. Concentração \times espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.10.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Os resultados do cenário 4.11 referentes ao cromo estão apresentados na Figura 5.32 (a) e (b). Em comparação com o cenário 4.10, é notável que houve uma maior migração dos íons pelo revestimento de fundo, que ultrapassou o limite legal em 20 anos de simulação.

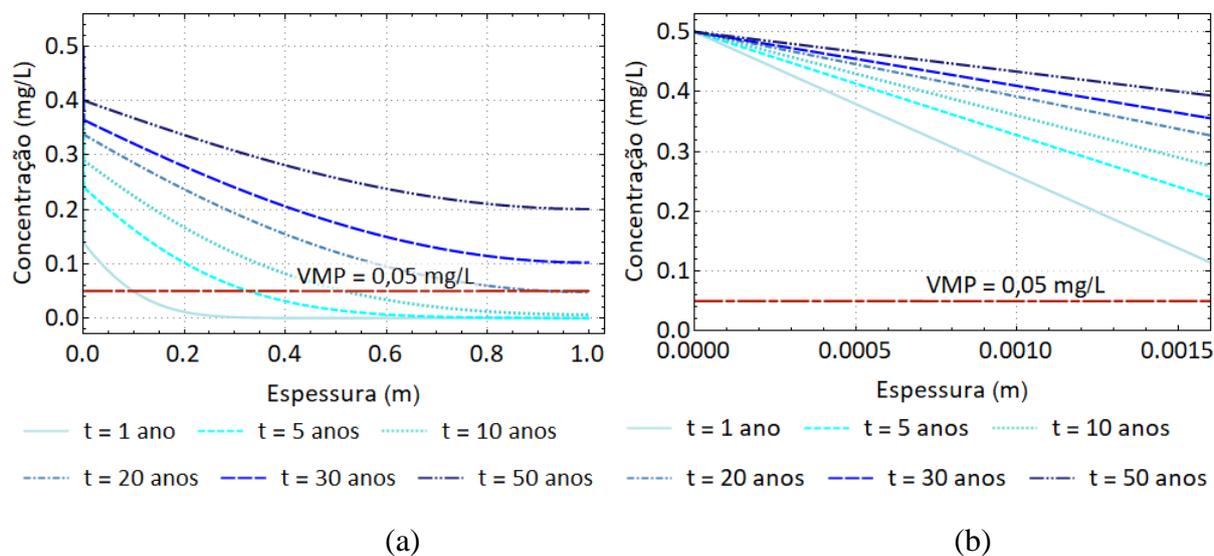


Figura 5.32. Concentração \times espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.10.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Os resultados do último cenário simulado para o cromo, tanto para o *liner* composto quanto a ampliação do mesmo gráfico para a espessura da geomembrana estão apresentados na Figura 5.33 (a) e (b).

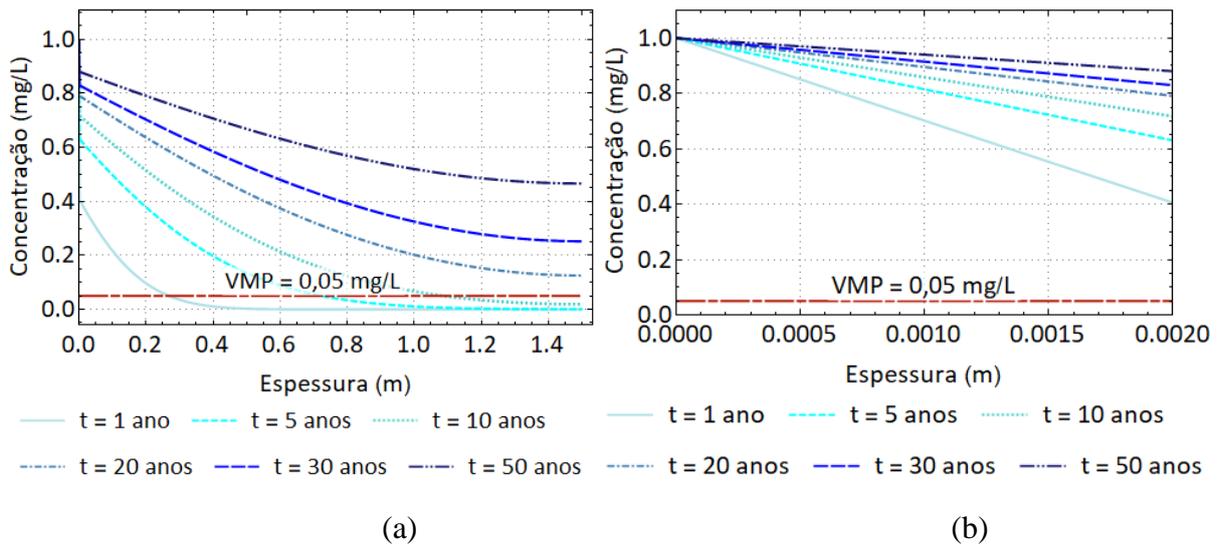


Figura 5.33. Concentração × espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.11.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

As curvas de concentração relativa vs tempo na escala logarítmica para a base do *liner* composto e do contaminante cromo podem ser vistas na Figura 5.34.

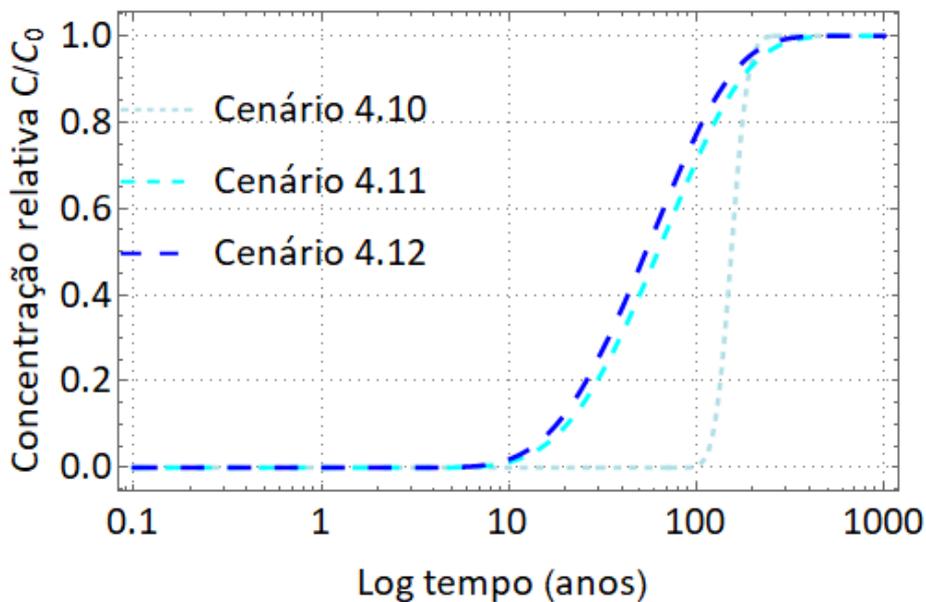


Figura 5.34. Concentração relativa × tempo, em log, para os cenários 4.10, 4.11 e 4.12 do cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

Por fim, na Figura 5.35 é possível visualizar o fluxo na base do *liner* composto para o cromo. É possível perceber que o cenário com maior fluxo na base foi o cenário 4.11, seguido do cenário 4.12 e do cenário 4.10 o que confirma os resultados em termos de concentração.

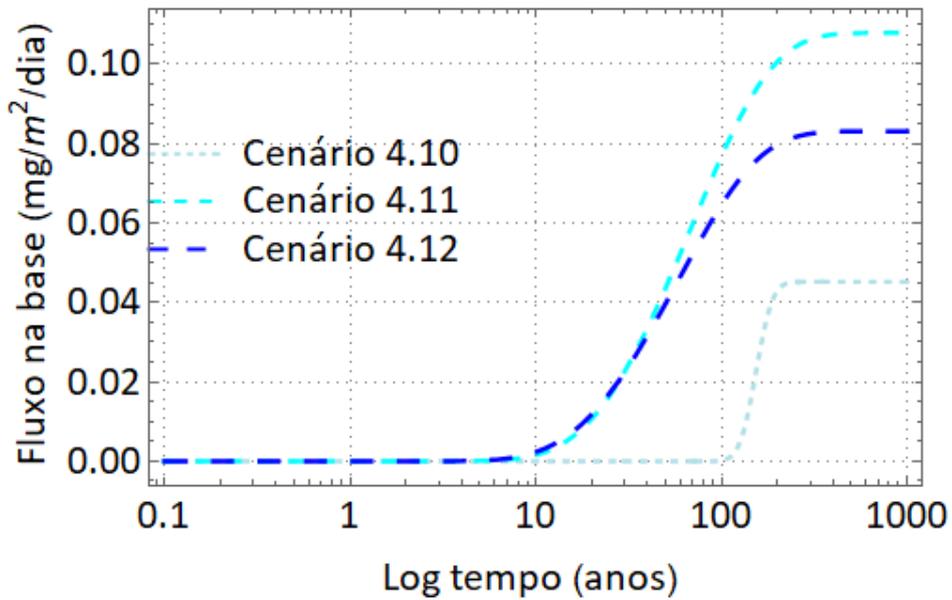


Figura 5.35. Fluxo na base \times tempo, em log, para os cenários 4.10, 4.11 e 4.12 do cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

Os resultados apresentados nas Figuras 5.31 a 5.35 demonstram a eficácia do *liner* composto na retenção do cromo em mais de 70% dos cenários simulados. Conforme os dados de entrada desses cenários (Tabela 3.5), o coeficiente de difusão iônica do solo da ordem de 10^{-12} m²/s a 10^{-11} m²/s e da geomembrana de 10^{-13} m²/s a 10^{-12} m²/s foram responsáveis pelo melhor desempenho dos metais em relação aos íons orgânicos.

5.4.5 Cloreto

Para o contaminante referente aos íons de cloretos no cenário 4.13 simulado, os resultados estão plotados na Figura 5.36 (a) e (b).

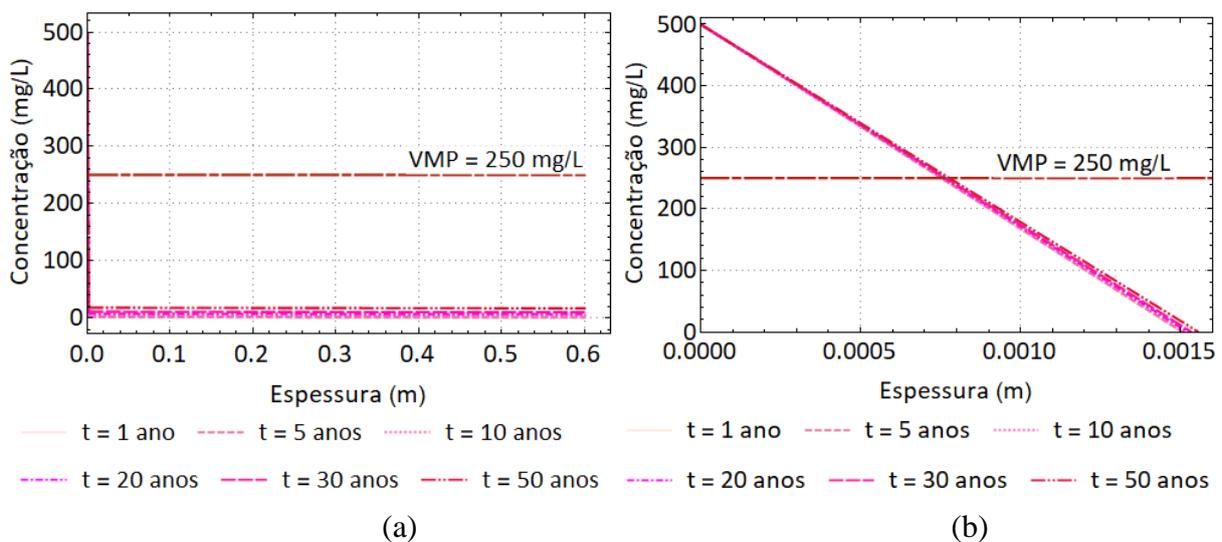


Figura 5.36. Concentração \times espessura para os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.13.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

Os resultados para o cenário 4.14 do contaminante cloreto no *liner* composto e sua ampliação para a geomembrana podem ser vistos na Figura 5.37 (a) e (b).

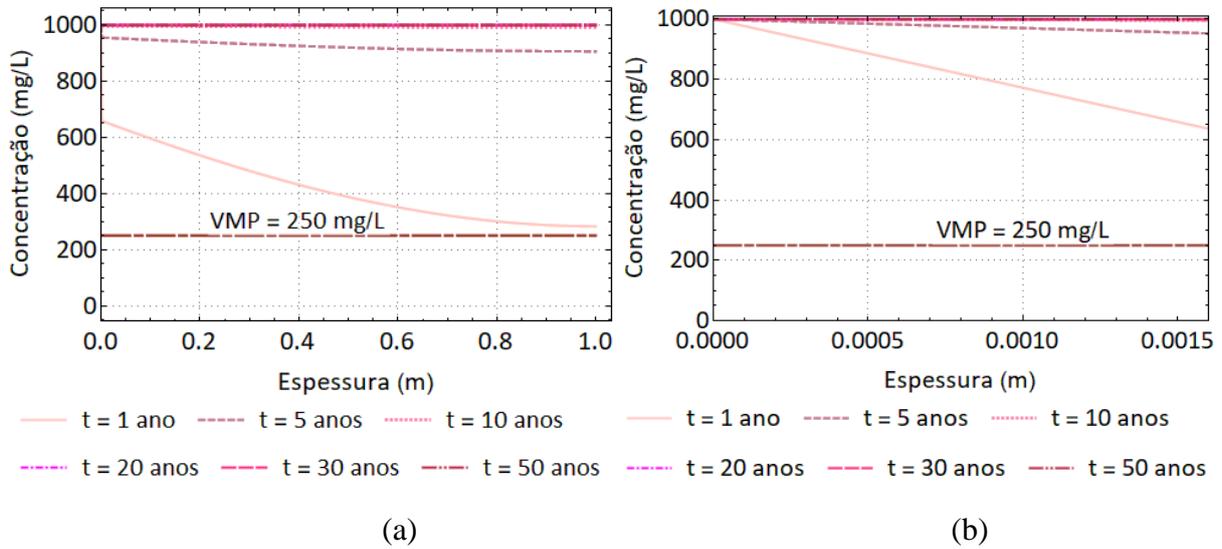


Figura 5.37. Concentração × espessura para os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.14.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

O último cenário simulado para os cloretos está apresentado na Figura 5.38 (a) e (b).

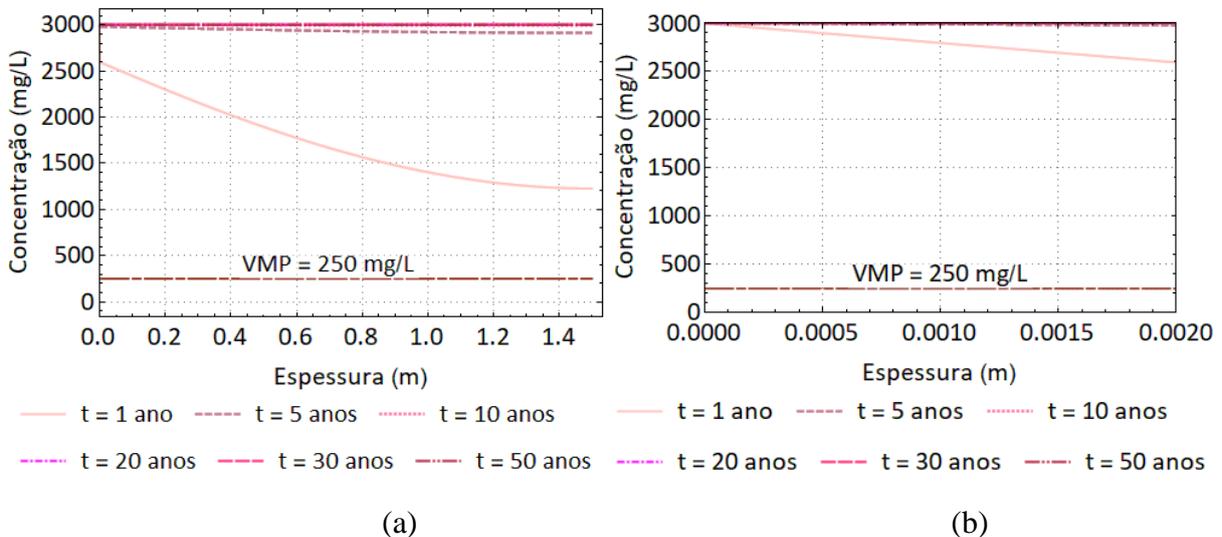


Figura 5.38. Concentração × espessura para os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 4.15.

(a) Geomembrana intacta com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana.

As curvas dos três cenários plotadas no gráfico de concentração relativa e o tempo, em logaritmo, podem ser vistas na Figura 5.39.

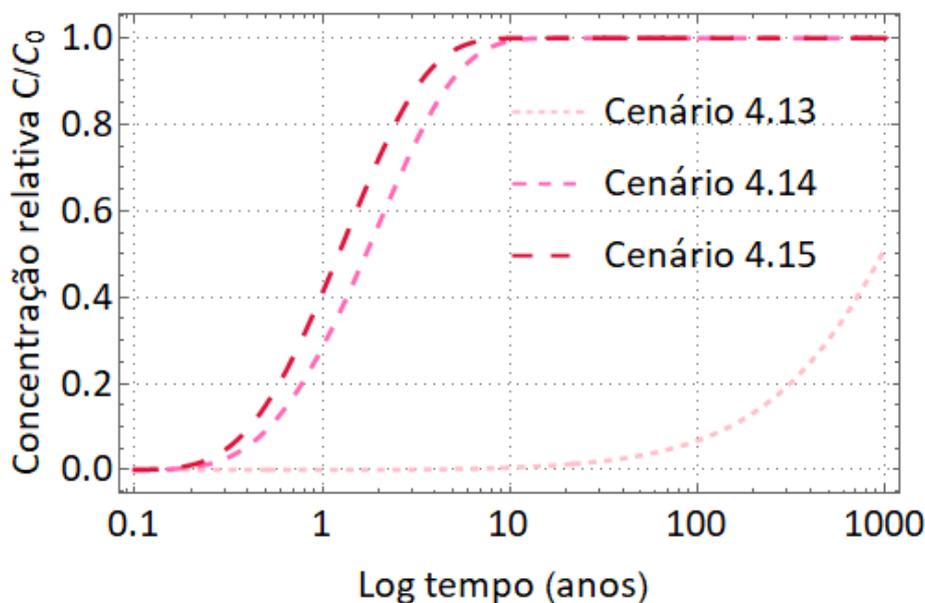


Figura 5.39. Concentração relativa \times tempo, em log, para os cenários 4.13, 4.14 e 4.15 dos cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

O comportamento anômalo para as curvas de concentração dos cloretos – cenário 4.13 – presentes na Figura 5.36 (a) é oriundo do baixo coeficiente de partição da geomembrana (igual a 0,0008), que foi apresentado na Tabela 3.5 e foi retirado de Rowe (1998). Como esse coeficiente representa a relação entre a concentração na geomembrana e no fluido adjacente para um estado de equilíbrio, então o baixo valor representa que a geomembrana retém uma maior quantidade do contaminante e, conseqüentemente, permite passar concentrações menores. Por esse motivo, a queda acentuada no início do cenário 4.13 demonstra que houve um grande amortecimento da propagação da pluma pela contenção no polímero que compõe a geomembrana.

Além disso, sabe-se que os cloretos são íons não reativos, ou seja, não reagem com o solo e não sofrem retardo em sua percolação pelo meio poroso por mecanismos de sorção. Logo, seu coeficiente de distribuição é igual a zero e nos cenários 4.14 e 4.15 (Figuras 5.37 e 5.38) houve significativa passagem dos íons por todo o *liner* composto em um período de tempo inferior a um ano. Outros autores, como Ritter (1998), já salientaram para a problemática dos cloretos nos aterros sanitários e empreendimentos de disposição de resíduos, uma vez que o contaminante possui alta mobilidade e altas concentrações típicas nos lixiviados de resíduos urbanos domésticos.

As curvas de fluxo na base do *liner* composto para os íons de cloretos podem ser vistas na Figura 5.40. e refletem o mesmo comportamento observado nos demais resultados. É notável a rápida propagação da pluma de contaminação ao longo do revestimento.

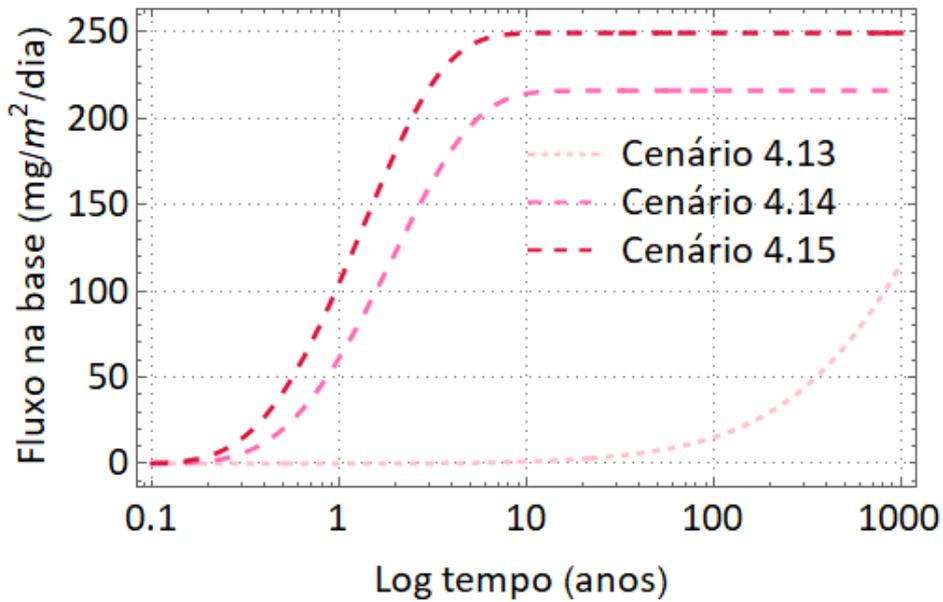


Figura 5.40. Fluxo na base \times tempo, em log, para os cenários 4.13, 4.14 e 4.15 dos cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto sem furos na GM.

5.4.6 Análise paramétrica

A análise paramétrica do coeficiente de partição das geomembranas foi necessária para compreender a sensibilidade do modelo para esse parâmetro. Foram usados como referência os dados de entrada do cenário 4.1, para o benzeno. Os valores de S_g testados e os resultados no modelo podem ser vistos na Figura 5.41.

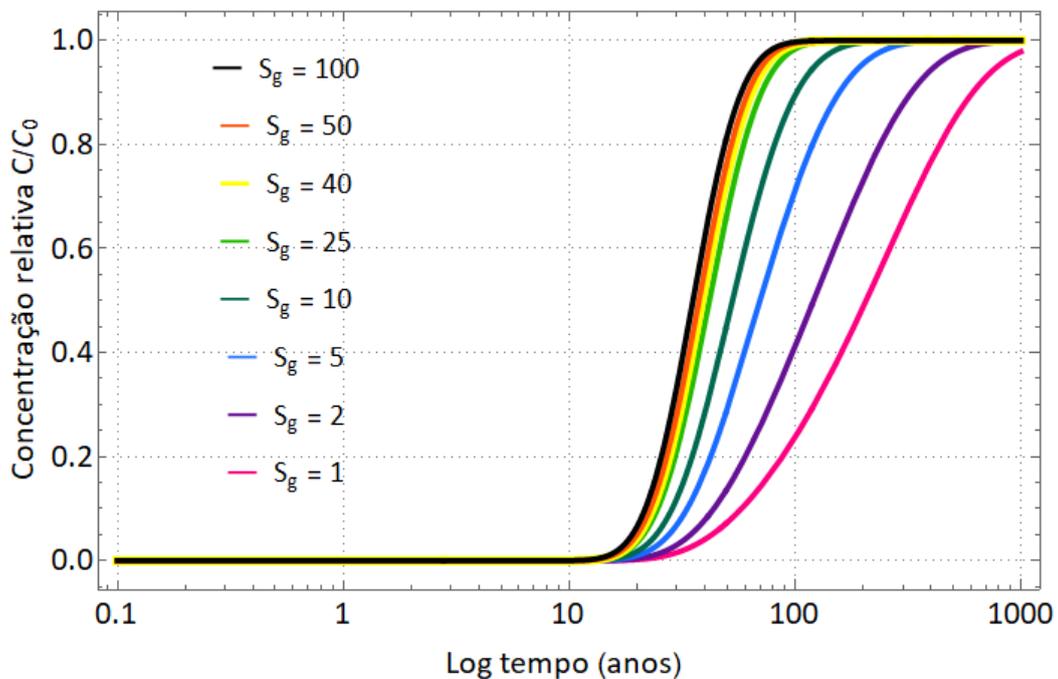


Figura 5.41. Análise paramétrica em termos de concentração relativa e tempo, em log, para o coeficiente de partição da geomembrana (S_g) com dados de entrada do cenário 4.1.

A análise das curvas apresentadas permite confirmar que quanto maior o coeficiente de partição da geomembrana, mais rápido o contaminante se propaga ao longo do *liner* composto. Isso ocorre uma vez que o coeficiente S_g é dado pela relação entre a concentração da substância na geomembrana e a concentração no fluido ($S_g = \frac{C_{GM}}{C_{fluido}}$). Dessa forma, quanto maior esse valor, mais contaminante passa do fluido pela geomembrana ($C_{GM} > C_{fluido}$), e, por consequência, mais contaminante é capaz de atravessar a manta e atingir a argila compactada do *liner*. Esse coeficiente indica a descontinuidade ou a distribuição dos contaminantes no líquido/ar e na fase sólida da geomembrana e é obtido pelo balanço de massa de ensaios laboratoriais.

Além disso, em termos de concentração ao longo da espessura, é possível notar uma significativa alteração na queda inicial provocada pelo efeito do coeficiente de partição da geomembrana, conforme demonstrado na Figura 5.42. Conforme os dados de entrada para o cenário 4.1, do benzeno, a análise paramétrica permite visualizar a influência do amortecimento inicial causado pela geomembrana, que foi observado nos cenários simulados.

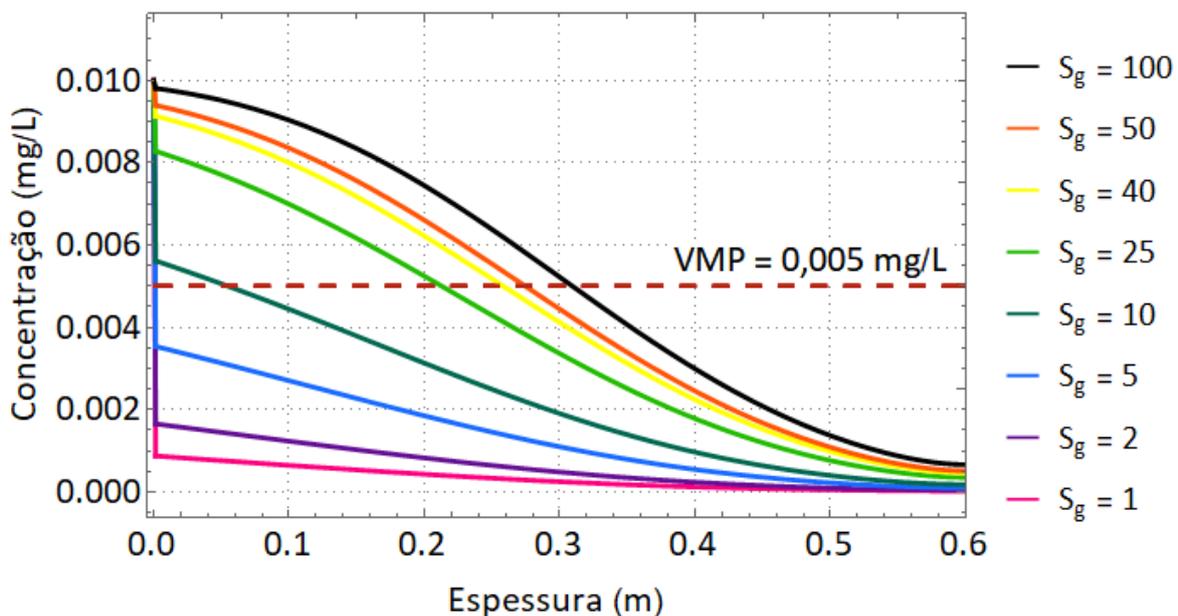


Figura 5.42. Análise paramétrica em termos de concentração e espessura para o coeficiente de partição da geomembrana (S_g) com dados de entrada de cenário 4.1.

Na Figura 5.42 é possível observar o comportamento do modelo sujeito a variações no valor do parâmetro S_g . Quanto maior o valor do S_g , menor a queda inicial na curva de concentração e espessura, em decorrência da menor retenção do contaminante pela geomembrana, que permitiu a passagem de mais íons. Para compreender melhor a obtenção desse valor experimentalmente, Rowe (1998) descreve o ensaio que permite essa determinação por meio do ensaio em conjunto com a difusão iônica. Conforme já descrito anteriormente, o ensaio de difusão permite

quantificar a taxa de íons que atravessa a manta pelo uso de um compartimento fonte e um compartimento receptor e pela concentração que é capaz de migrar de uma solução para outra (Figura 5.14). Nesse ensaio, considerando que não há aderência dos íons no material dos compartimentos, por meio de um balanço de massa é determinada a relação de contaminante que ficou aderida à geomembrana (conhecido como coeficiente de partição), conforme a ilustração da Figura 5.43.

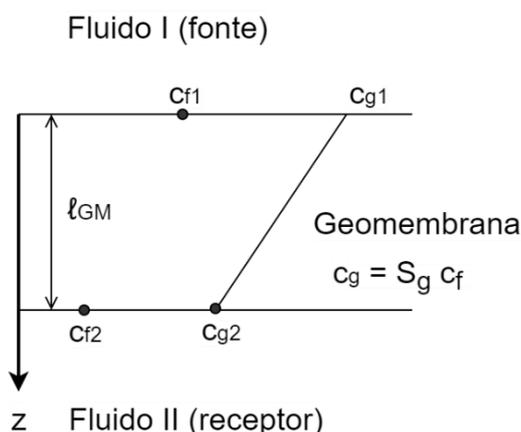


Figura 5.43. Difusão através da geomembrana com o coeficiente de partição S_g demonstrado, que representa a partição entre a concentração na solução c_f e na geomembrana c_g (Adaptada de Rowe, 1998).

Ademais, como foi aplicado o modelo multicamadas, que acopla todos os mecanismos de transporte de contaminantes (advecção, difusão iônica/molecular, dispersão mecânica e sorção), o número de Peclet (Pe) – Equação 2.16 – auxilia na compreensão dos fenômenos predominantes, conforme foi descrito no item 2.4.6 Dito isso, os valores calculados para cada contaminante e cada cenário estão demonstrados na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Números de Peclet e a relação entre a dispersão mecânica longitudinal e a difusão para cada cenário simulado.

Contaminante	Cenário	Pe	$\frac{D_M}{D^*}$	Cenário	Pe	$\frac{D_M}{D^*}$	Cenário	Pe	$\frac{D_M}{D^*}$
Benzeno	4.1	11,40	0,01	4.2	0,20	41,6	4.3	0,05	80,2
	4.4	11,40	0,01	4.5	0,19	25,0	4.6	0,05	34,0
Diclorometano	4.7	120,27	3847	4.8	0,20	24981	4.9	0,05	24049
	4.10	76,46	1,7	4.11	0,20	8327	4.12	0,05	13117
Cobre	4.13	5,98	0,05	4.14	0,19	25,0	4.15	0,49	57,7

De acordo com a Figura 2.10, é possível analisar os mecanismos dominantes em cada simulação conforme a proposta de Perkins e Johnson (1963) e estudada por Fetter *et al.* (2017). Sendo assim, a Tabela 5.2 foi gerada para compreensão desses fenômenos.

Tabela 5.2. Mecanismos dominantes em cada simulação de acordo com Fetter *et al.* (2017).

Contaminante	Cenário	Mecanismo dominante	Cenário	Mecanismo dominante	Cenário	Mecanismo dominante
Benzeno	4.1	Advecção e dispersão	4.2	Difusão e dispersão	4.3	Difusão
Diclorometano	4.4	Advecção e dispersão	4.5	Difusão e dispersão	4.6	Difusão
Cobre	4.7	Não identificado	4.8	Não identificado	4.9	Não identificado
Cromo	4.10	Advecção e dispersão	4.11	Não identificado	4.12	Não identificado
Cloretos	4.13	Difusão e dispersão	4.14	Difusão e dispersão	4.15	Difusão e dispersão

Dessa forma, é possível concluir que o modelo para *liners* compostos, que engloba a advecção, a dispersão mecânica, a sorção e a difusão, é capaz de representar satisfatoriamente casos em que diferentes mecanismos dominam o fluxo dos contaminantes. Além disso, nota-se uma alternância entre os mecanismos que controlam o fluxo, que varia conforme os dados de entrada usados no modelo, que simulam as diferentes propriedades químicas dos contaminantes, do solo, da geomembrana e diferentes condições locais.

5.5 Caso 5: liner composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e decaimento radioativo

Como foram simulados tempos de meia-vida entre 10 e 100 anos (Tabela 3.6), o efeito do decaimento radioativo para os cenários testados é melhor visualizado pela relação entre a concentração relativa ou o fluxo ao longo do tempo em escala logarítmica, que permite a plotagem de um horizonte temporal maior. Dito isso, os resultados para a concentração relativa para os cenários de 5.1 a 5.15 e para os cinco contaminantes estudados estão apresentados na Figura 5.44 de (a) até (e).

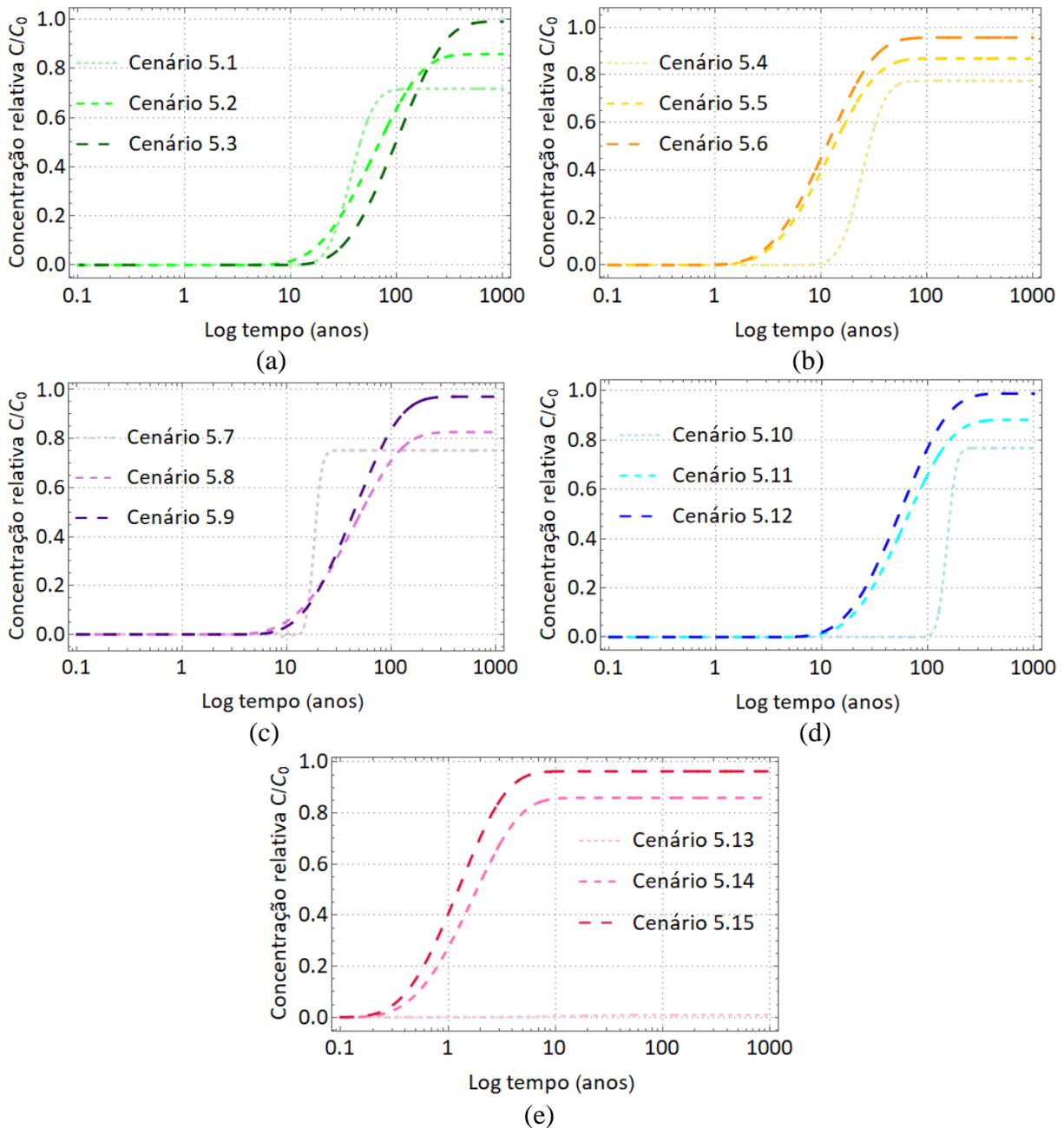


Figura 5.44. Concentração relativa \times tempo, em log, pelos mecanismos de advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e decaimento radioativo no *liner* composto sem furos na GM.

(a) Benzeno (b) Diclorometano (c) Cobre (d) Cromo e (e) Cloretos.

Conforme discutido, foram simulados tempos de meia-vida hipotéticos baseados em dados de literatura, uma vez que os contaminantes estudados são não radioativos. Para o benzeno, o cobre e o cromo foram simulados tempos de 10 e 100 anos. Já para o diclorometano e os cloretos, o tempo responsável pelo decaimento da concentração até a metade do valor inicial foi de 10 e 30 anos (Tabela 3.6).

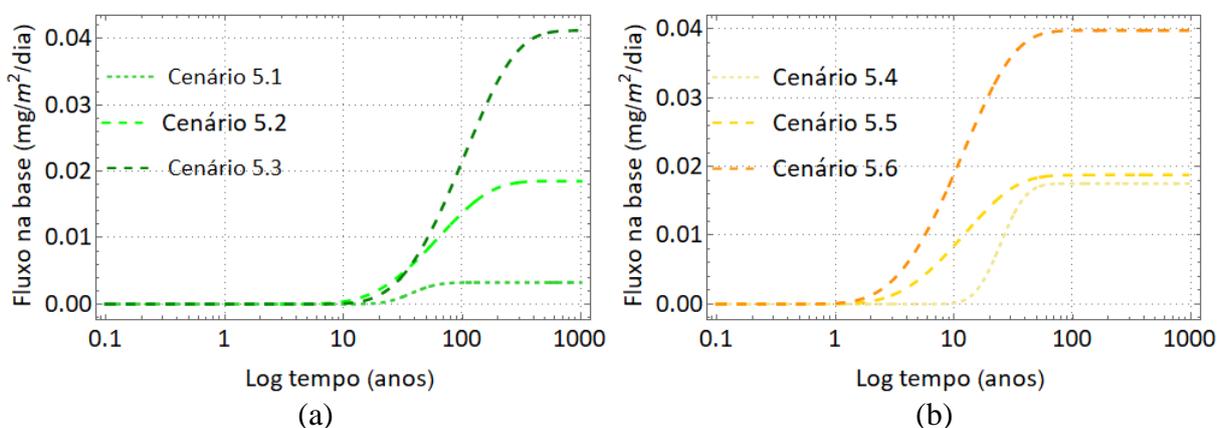
Dito isso, a comparação entre os resultados do caso 4 (sem decaimento) e o caso 5 (com decaimento) permitem concluir que o decaimento radioativo apresenta o efeito de reduzir o pico

da concentração dos contaminantes ao longo do tempo. Apesar de não representar uma atenuação da concentração ao longo da espessura, uma vez que os íons sofrem decaimento igualmente ao longo da camada de solo, é perceptível que o decaimento suaviza a concentração no solo à medida em que o tempo passa pela redução da concentração final.

Além disso, pelas curvas de concentração relativa vs tempo é possível notar que quanto menor o tempo de meia-vida simulado – ou seja, mais rápido a substância sofre decaimento –, mais o pico é atenuado e a concentração final representa uma parcela menor da concentração inicial ($\frac{c}{c_0}$ se torna menor). Outro fator que foi representado pelo modelo é que, com o decaimento radioativo, os contaminantes não são capazes de atravessar 100% e atingir a concentração inicial no topo da camada do *liner* ($\frac{c}{c_0}$ não atinge 1). Esse resultado também converge com o esperado, uma vez que a emissão de partículas radioativas faz com que o contaminante saia do sistema analisado e, portanto, a concentração final de simulação nunca atinge a concentração que havia inicialmente.

O modelo aplicado está em acordo com diversos autores que também desenvolveram soluções analíticas que englobam o fenômeno do decaimento e também concluíram haver a atenuação das concentrações para casos de radionuclídeos, como Domenico (1987) e Guerrero *et al.* (2009).

Em relação ao fluxo na base para os mesmos cinco contaminantes com o efeito do decaimento radioativo, os resultados estão demonstrados na Figura 5.45 de (a) até (e). É possível notar que o mesmo comportamento observado em termos de concentração pode ser notado para o fluxo na base, em que o decaimento radioativo reduziu os valores obtidos para o fluxo. Dessa forma, existe uma menor quantidade de substância atravessando uma área por um intervalo de tempo, o que constitui um fator positivo para a segurança do local de instalação do *liner*.



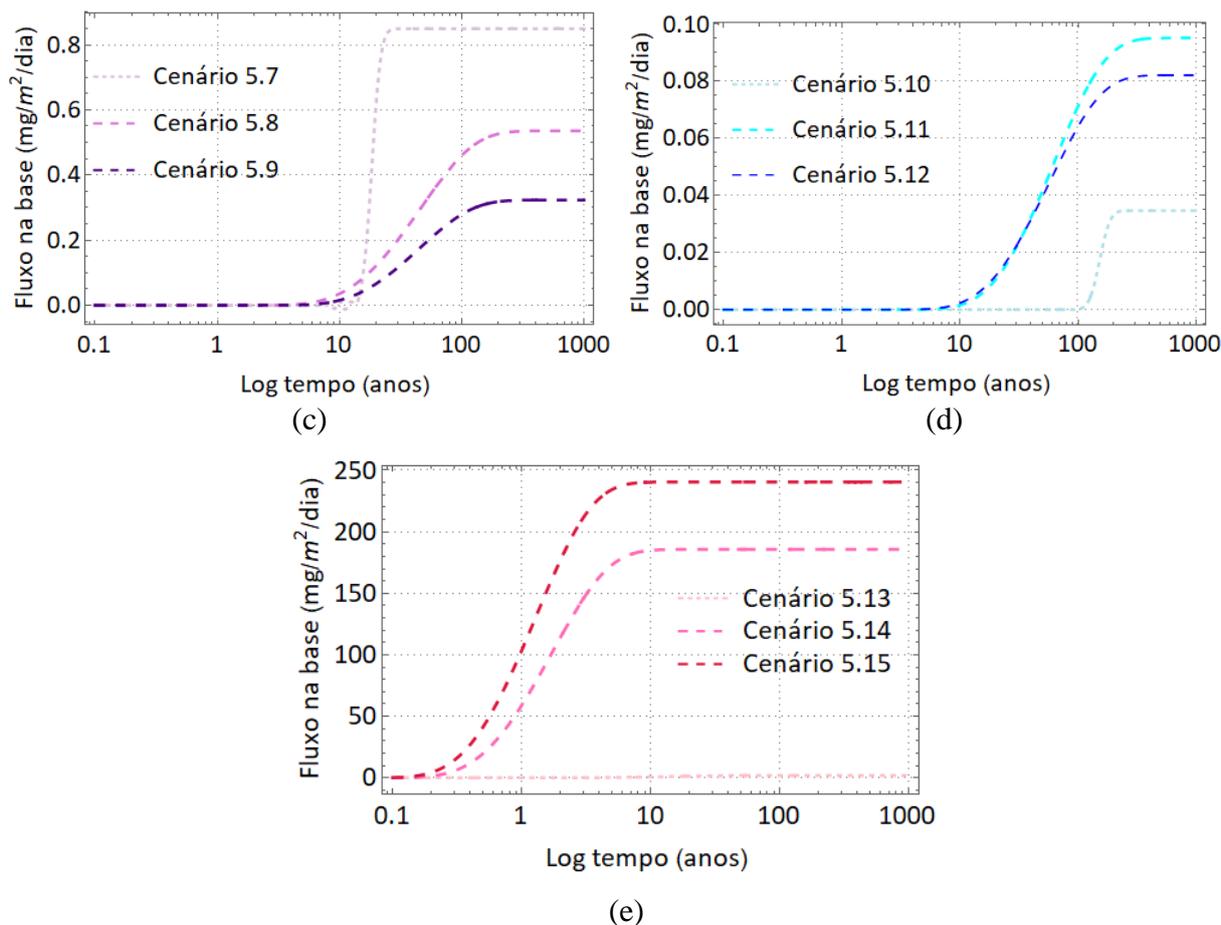


Figura 5.45. Fluxo na base \times tempo, em log, pelos mecanismos de advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e decaimento radioativo no *liner* composto sem furos na GM.
 (a) Benzeno (b) Diclorometano (c) Cobre (d) Cromo e (e) Cloretos.

5.6 Caso 6: *liner* composto de argila compactada e geomembrana intacta – Advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e biodegradação

Os cenários de biodegradação foram aplicados ao benzeno e ao diclorometano, que são compostos de alta biodegradabilidade no ambiente.

Conforme os dados da Tabela 3.7, os tempos de meia-vida simulados foram obtidos para a degradação por microrganismos no solo, na água subterrânea e um valor intermediário, os quais variam de 16 dias até 2 anos.

Dito isso, os resultados para a concentração relativa ao longo do tempo, em escala logarítmica estão apresentados na Figura 5.46 (a) e (b).

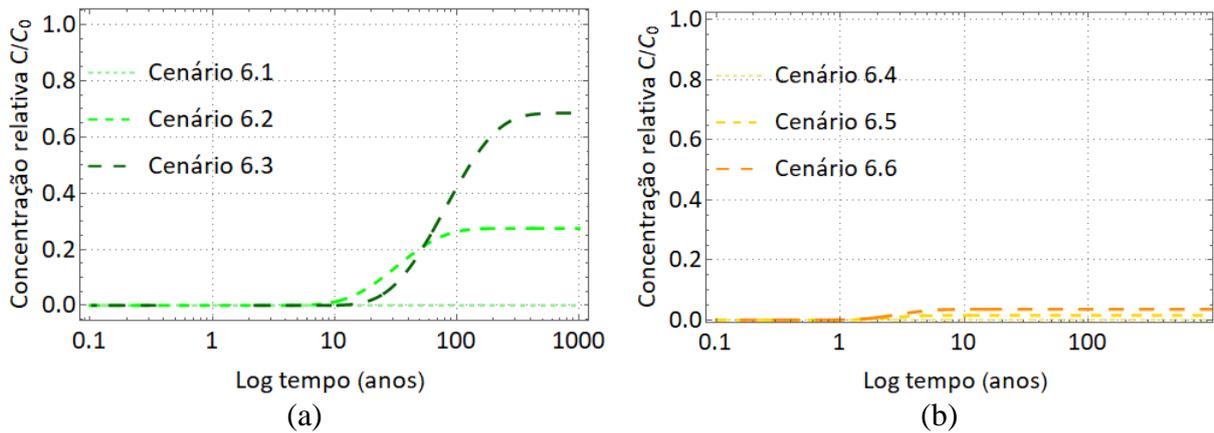


Figura 5.46. Concentração relativa \times tempo, em log, para o benzeno e o diclorometano por advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e biodegradação no *liner* composto sem furos na GM.
(a) Benzeno e (b) Diclorometano.

Já os resultados para o fluxo na base do *liner* podem ser vistos na Figura 5.47 (a) e (b).

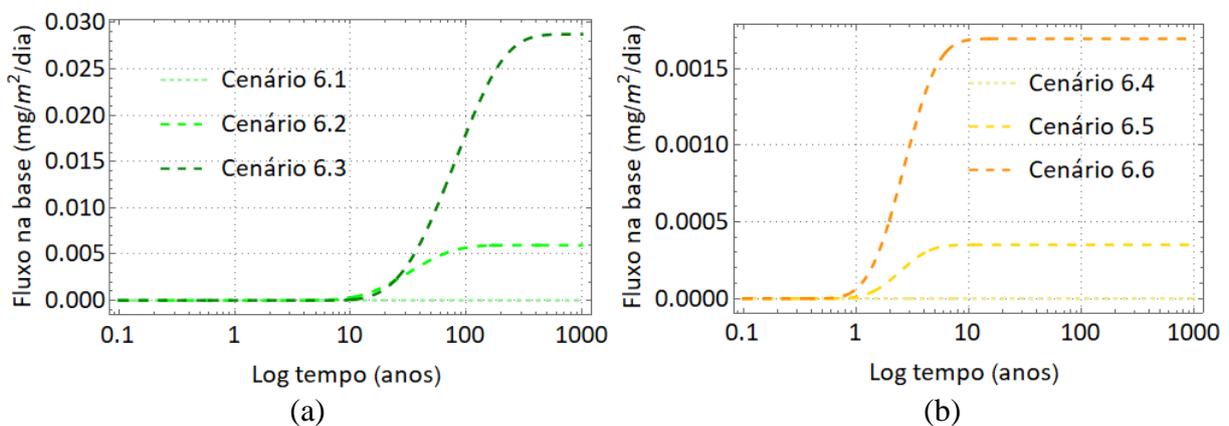


Figura 5.47. Fluxo na base \times tempo, em log, para o benzeno e o diclorometano por advecção, sorção, dispersão hidrodinâmica e biodegradação no *liner* composto sem furos na GM.
(a) Benzeno e (b) Diclorometano.

A partir desses resultados é possível perceber que o efeito da biodegradação dos compostos no ambiente faz com que suas concentrações reduzam exponencialmente ao longo do tempo. Como consequência, o fluxo que atravessa o *liner* pelos mecanismos de advecção e difusão também foi reduzido. Confirmam, portanto, os benefícios da aplicação da técnica de biotransformação e biodegradação na remediação de solos e de águas subterrâneas. A comparação entre os resultados para o benzeno e o diclorometano [Figura 5.46 (a) e (b)] permite concluir que, para tempos de meia-vida de aproximadamente dois meses, aquele contaminante é capaz de ser completamente degradado no tempo total simulado ($\frac{C}{C_0}$ próximo de zero), o que reduz os prejuízos ao ambiente e o problema de contaminação.

Para os cenários 6.2 e 6.3 do benzeno, de tempos de meia-vida de 1 e 2 anos, respectivamente, é possível notar que a biodegradação foi capaz de atenuar a passagem de contaminante pela base do *liner* em um tempo de 50 anos para apenas 20% do total. Para o mesmo tempo, o

benzeno no caso 4 (sem biodegradação e sem decaimento radioativo), em seus primeiros cenários, demonstra uma passagem de 40% e 90% do contaminante, o que indica que a biodegradação produz um efeito significativo na redução da quantidade de substâncias nocivas no ambiente.

A análise paramétrica do coeficiente de biodegradação foi executada para avaliar com mais precisão a influência desse parâmetro no modelo de transporte de contaminantes no *liner* composto. Sendo assim, os valores simulados e os resultados podem ser vistos na Figura 5.48.

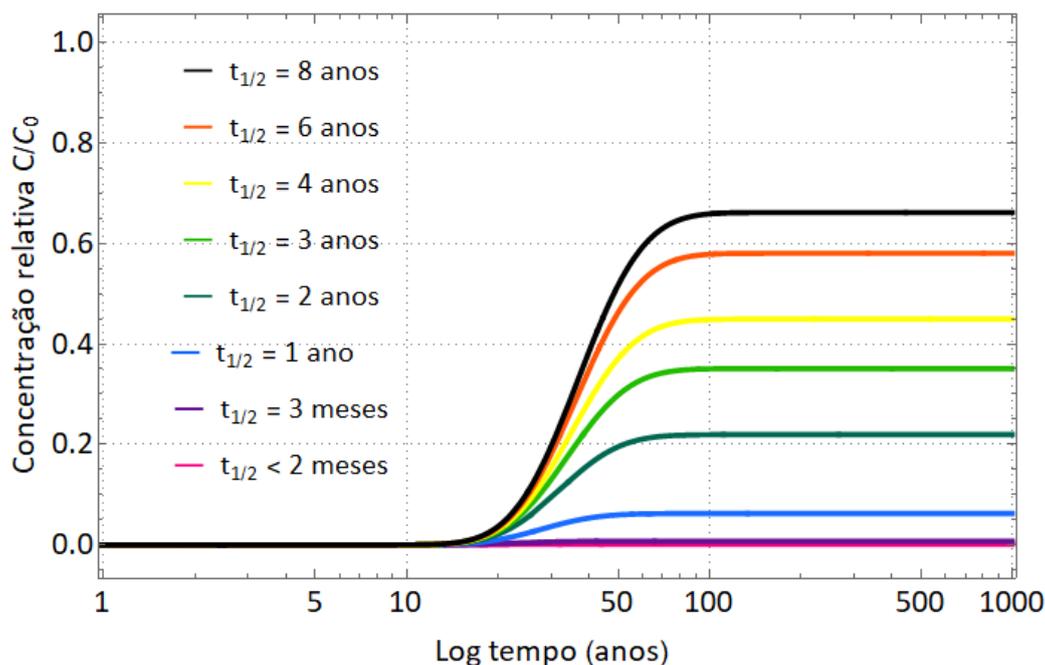


Figura 5.48. Análise paramétrica em termos de concentração relativa e tempo, em log, para o tempo de meia-vida para a biodegradação ($t_{1/2}$) com dados de entrada de cenário 6.1.

Conforme percebido nos outros resultados, para um tempo de meia-vida inferior a 2 meses, as concentrações que atravessam o *liner* de fundo são nulas, ou seja, 100% da substância fica retida no revestimento ou foi degradada no tempo de vida útil. Além disso, para o maior tempo de biodegradação simulado – que é superior ao tempo típico para substâncias orgânicas – as concentrações foram reduzidas ao final de 1000 anos para apenas 65% do total que havia previamente. Em outras palavras, 35% da substância foi degradada por microrganismos e não é capaz de atravessar o *liner* ao longo de 1000 anos. Outro ponto a ser destacado é que em até 11 anos de simulação, para todos os tempos de meia-vida, as concentrações relativas se situaram em 0, o que significa que não houve nenhuma passagem de contaminante pelo *liner* em até 11 anos de simulação com contaminantes biodegradáveis.

5.7 Caso 7: *liner* composto de argila compactada e geomembrana com furos e rugas – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica

O caso 7 diz respeito aos cenários que representam furos e rugas na geomembrana e seus efeitos no transporte de contaminantes por *liners* compostos. A partir do modelo aplicado, foi calculada uma vazão pelo orifício que é inserida nos equacionamentos de fluxo e concentração de cada um dos contaminantes. Os dados de entrada para esse caso foram expostos na Tabela 3.8. Os resultados para concentração relativa ao longo do tempo para os cinco contaminantes no caso das geomembranas com furos e/ou rugas estão expostos na Figura 5.49 de (a) até (e).

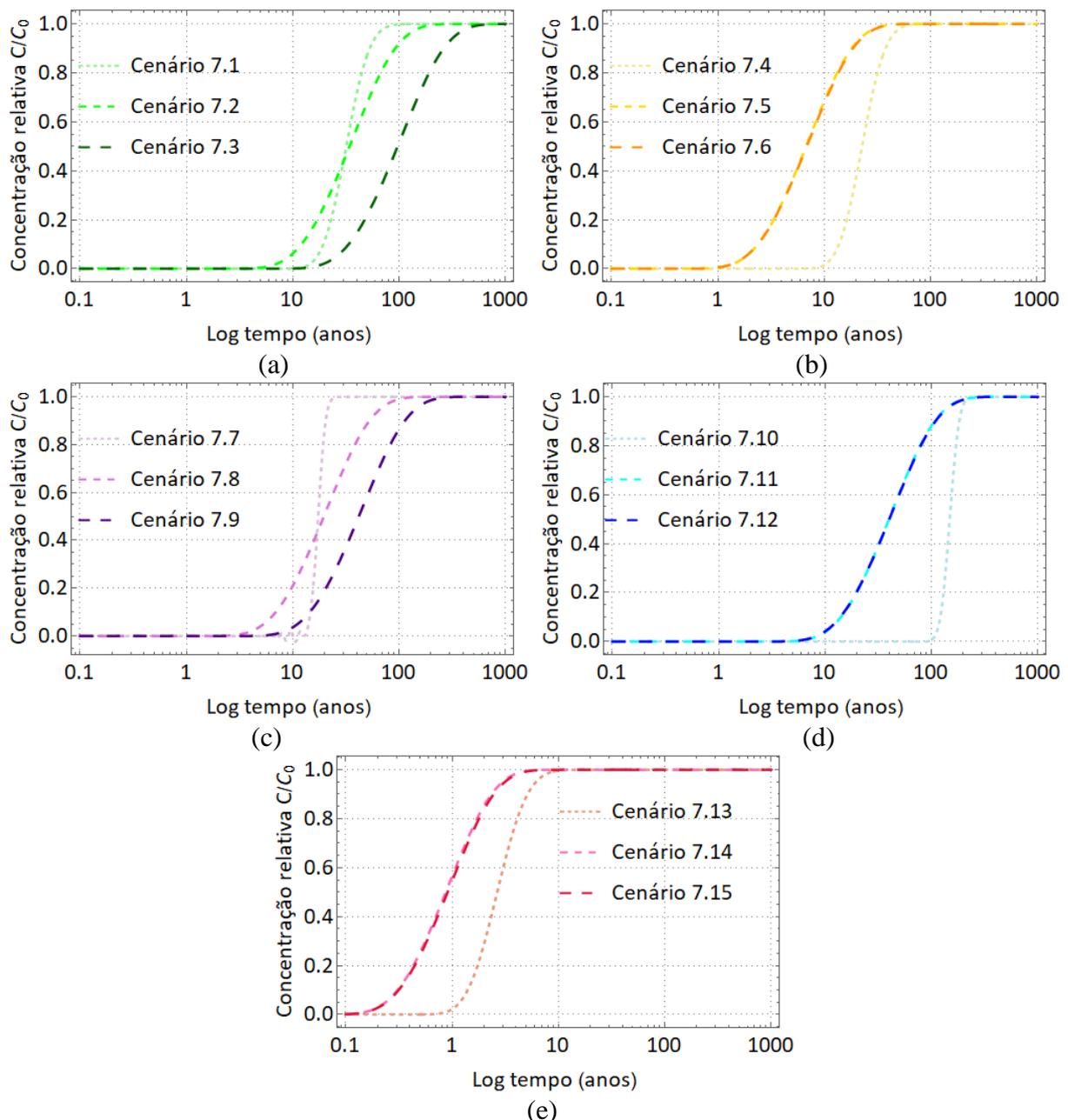


Figura 5.49. Concentração relativa \times tempo, em log, pelos mecanismos de advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto com furos e rugas na GM. (a) Benzeno (b) Diclorometano (c) Cobre (d) Cromo e (e) Cloretos.

A comparação do cenário 7 (*liner* composto com GM com furos e/ou rugas) e o cenário 4 (*liner* composto com a GM intacta) permite notar que o modelo foi capaz de reproduzir o prejuízo acarretado pelas perfurações na manta. A presença dos orifícios faz com que haja caminhos preferenciais de fluxo através dos furos e, caso não haja a argila compactada, causa danos imediatos de contaminação no subsolo. Entretanto, é possível notar que a aceleração do processo de contaminação no *liner* composto é de baixa intensidade e mais fácil de ser notada para maiores escalas temporais. Isso é justificado pela presença da argila compactada no *liner* composto, que mesmo sujeita à manta perfurada ou à ausência da manta, é capaz de atenuar a presença dos contaminantes diretamente em contato com o solo e barrar a contaminação.

É fundamental enfatizar que o modelo multicamadas aplicado simula um fluxo unidimensional. Logo, com a presença de apenas um furo na geomembrana, o modelo compreende que o efeito de barramento do material é nulo para advecção e considera aquele orifício como um vazadouro que permite a passagem de um volume no tempo. Dessa forma, o caso para a geomembrana com furos elimina o efeito da geomembrana para a advecção e torna o solo responsável pela contenção dos íons. Isso pode ser visto pelos resultados de concentração e espessura para o *liner* composto e para a geomembrana. Para os cloretos, por exemplo, é possível visualizar na Figura 5.50 (a) e (b) que a queda inicial na concentração – que foi causada pelo coeficiente de partição da geomembrana e presente na Figura 5.36 – é inexistente e a concentração ao longo da manta se mantém a mesma da concentração no fluido contaminante. Em outras palavras, todo o contaminante do fluido é capaz de atravessar o material e atingir a argila compactada. Esse comportamento ocorreu para todos os cenários e todos os contaminantes (Apêndice A).

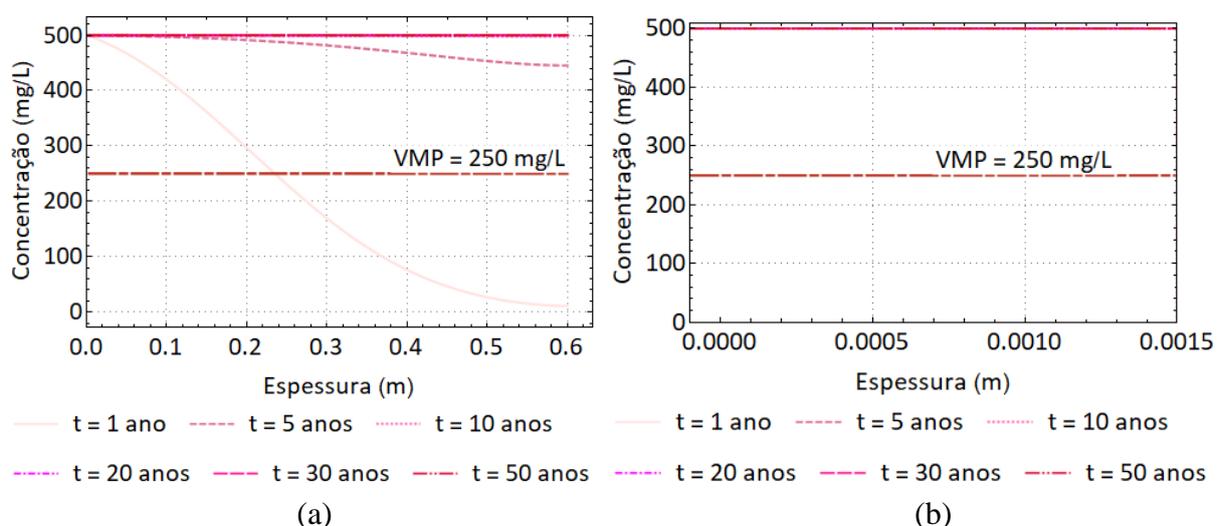


Figura 5.50. Concentração × espessura para os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.13.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

Os resultados para o fluxo na base do *liner* composto para os cinco contaminantes estão apresentados no Apêndice A e indicam que os valores e as tendências de fluxo se mantiveram iguais ao caso 4 (sem defeitos na geomembrana). Isso corrobora com o pressuposto de que a argila compactada desempenhou o papel de retardar a vazão que atingiu o solo pelos orifícios da manta. Dessa forma, a argila foi capaz de manter o fluxo que atravessou o *liner* inalterado para os casos com e sem furos.

Além disso, outro resultado para o caso dos defeitos nas geomembranas é o cálculo das vazões que atravessam cada orifício circular. Conforme discutido, foi considerada vazão constante e a equação usada foi demonstrada na Equação 4.13. Dessa forma, cada conjunto de dados de entrada usados em cada cenário e contaminante, juntamente com as características do furo e do contato entre a geomembrana e o solo (enrugamento) são empregados no cálculo da vazão. Os resultados estão expressos na Tabela 5.3.

Tabela 5.3. Resultados da vazão por defeito calculada para cada cenário.

Contaminante	Cenário	Q (cm ³ /min)	Cenário	Q (cm ³ /min)	Cenário	Q (cm ³ /min)
Benzeno	7.1	0,49	7.2	2,46	7.3	6,90
Diclorometano	7.4	0,49	7.5	2,46	7.6	6,90
Cobre	7.7	0,49	7.8	2,46	7.9	6,90
Cromo	7.10	0,49	7.11	2,46	7.12	6,90
Cloretos	7.13	0,49	7.14	2,46	7.15	6,90

A partir desses valores, foi obtido que a vazão que atravessa o furo das dimensões apresentadas na Tabela 3.8 variou de 0,7 L/dia até 9,9 L/dia, a depender das condições de contato, do diâmetro, da carga hidráulica e dos demais valores presentes na equação. Esses resultados estão de acordo com o encontrado por Foose *et al.* (2001b), que simulou diversas condições por modelos numéricos, analíticos e consagrados de literatura e encontrou uma taxa de vazamento que variou de 10 a 10⁷ mL/defeito/ano, enquanto os resultados obtidos nesse trabalho se situaram entre 10⁵ a 10⁶ mL/defeito/ano. Outros autores, como Giroud & Bonaparte (1989a e 1989b), que estudaram essa temática matematicamente, experimentalmente e em campo, também relataram altas vazões atravessando a manta, que chegaram a 1000 L/dia em casos severos que ocorreram para instalações incorretas em campo. Rowe (2012) também simulou condições de carga hidráulica de 0,3 m a 5 m e furos circulares de raio de 0,5 mm a 5,54 mm e obteve vazões que atingiram a ordem de 10³ mL/defeito/ano.

Sendo assim, no contexto da avaliação do comportamento do modelo frente a variações nas quantidades de furos, foi necessário executar uma análise paramétrica para avaliar a sensibilidade do modelo. Dito isso, foram empregados os dados de entrada referentes ao cenário 7.1 (benzeno) e foi variado o parâmetro m (quantidade de furos). Os resultados podem ser vistos na Figura 5.51. As condições de contato consideradas foram ruins, ou seja, com a presença de furos e enrugamento na geomembrana.

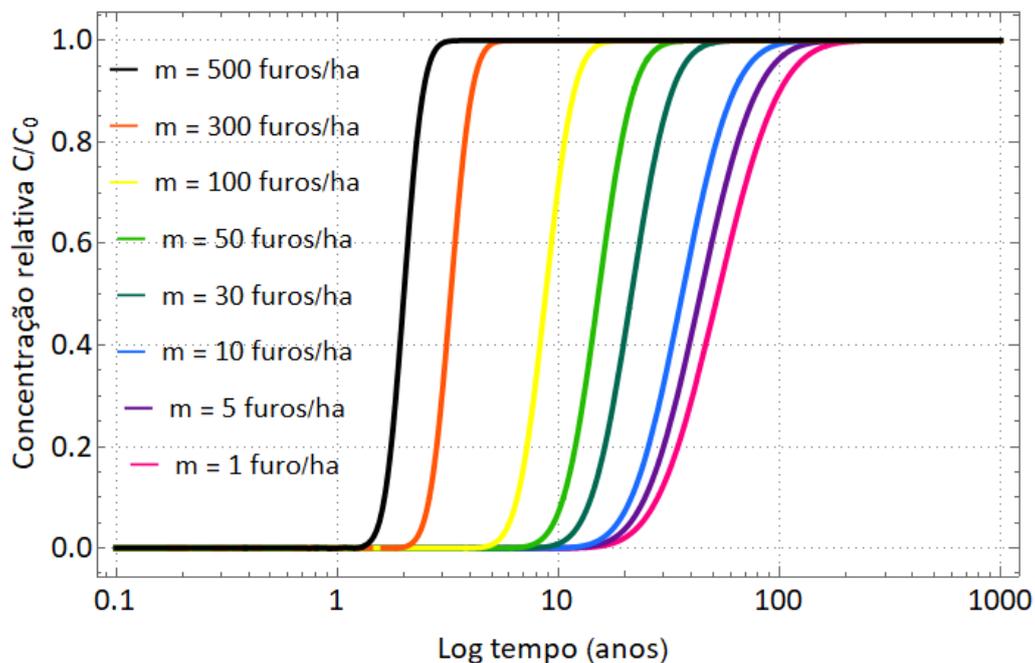


Figura 5.51. Análise paramétrica em termos de concentração relativa e tempo, em log, para a quantidade de furos por hectare (m) com dados de entrada de cenário 7.1 e com a presença de rugas – condição de contato ruim.

A partir dos dados apresentados, é notável a relevância da quantidade de furos para os resultados de concentração que atravessa o revestimento. No geral, os valores relatados em literatura indicam que, para instalações de geomembranas com rigorosos controles de qualidade, a quantidade de furos por hectare se situa entre 2,5 furos/ha e 5 furos/ha (Giroud & Bonaparte, 2001). Entretanto, com o envelhecimento da manta sujeita a condições de temperatura, pressão e ataque químico, é esperado que esse valor aumente com o passar do tempo.

Nesse contexto, em todos os estudos sobre defeitos nas geomembranas, é unanimidade que os prejuízos à eficiência do material são expressivos. Segundo Rowe (2012), a experiência demonstra que é extremamente difícil a garantia de ausência total de furos na geomembrana. Em reservatórios para armazenamento de água, a perda pelos vazamentos na manta pode causar um prejuízo financeiro relevante e em locais de disposição de resíduos, os vazamentos acarretam um alto risco de contaminação. Sendo assim, inúmeras pesquisas discutem sobre métodos e boas práticas no controle de qualidade adequado para os projetos de

impermeabilização. Para garantir a segurança dos empreendimentos, a composição mais recomendada de *liner* de fundo é aquela formada tanto pela geomembrana quanto pelo solo compactado. Outra solução existente em literatura é a recomendação de execução de uma camada de fundo acima da geomembrana para adicionar uma sobrecarga extra e proteger a manta, já que os enrugamentos são relativamente comuns e ocasionados pelas oscilações térmicas e pela produção de gás que pode elevar a geomembrana. Assim, é notável a importância do projeto de revestimento adequado e executado de forma correta, que exige uma camada de proteção mecânica para a geomembrana, um sistema de detecção de vazamentos e uma camada de atenuação de solo entre a base do *liner* de fundo e o nível freático.

5.8 Estudo de caso 8: Aterro sanitário de Brasília

O Estudo de caso 8 diz respeito à aplicação do modelo multicamadas (fluxo por advecção, dispersão hidrodinâmica e sorção) para o empreendimento do Aterro Sanitário de Brasília. Com base nos dados do projeto do aterro, foram selecionados os dados de entrada apresentados na Tabela 3.9. Foi considerado, portanto, *liner* composto com geomembrana intacta para simular o fluxo de contaminantes presentes no lixiviado do aterro.

Como foram obtidos dados das concentrações de cada contaminante no lixiviado oriundo dos resíduos sólidos dispostos no Aterro sanitário de Brasília, os resultados serão apresentados em termos de concentração ao longo da espessura. A concentração relativa ($\frac{c}{c_0}$) não se faz necessária, uma vez que ela elimina o efeito da concentração inicial e, para o estudo de caso, esse dado é relevante para avaliar a propagação da pluma a partir dos valores presentes no local. Além disso, foi priorizada a avaliação do deslocamento dos íons pelo *liner* composto em detrimento do efeito da geomembrana, que já foi avaliado previamente.

É importante lembrar que as concentrações de cada substância no lixiviado foram determinadas em fevereiro de 2021 e, portanto, o ano de 2021 representa o tempo inicial. A projeção calculada para cada ano (1, 5, 10, 20, 30 e 50 anos) indicam os resultados para 2022 até 2071. A vida útil do aterro é de 13 anos, logo, é responsabilidade do empreendimento garantir a segurança ambiental até, no mínimo, 2031, dado que o aterro iniciou sua operação em 2018.

O resultado dos gráficos para a propagação do cromo ao longo do *liner* de solo e geomembrana está exposto na Figura 5.52.

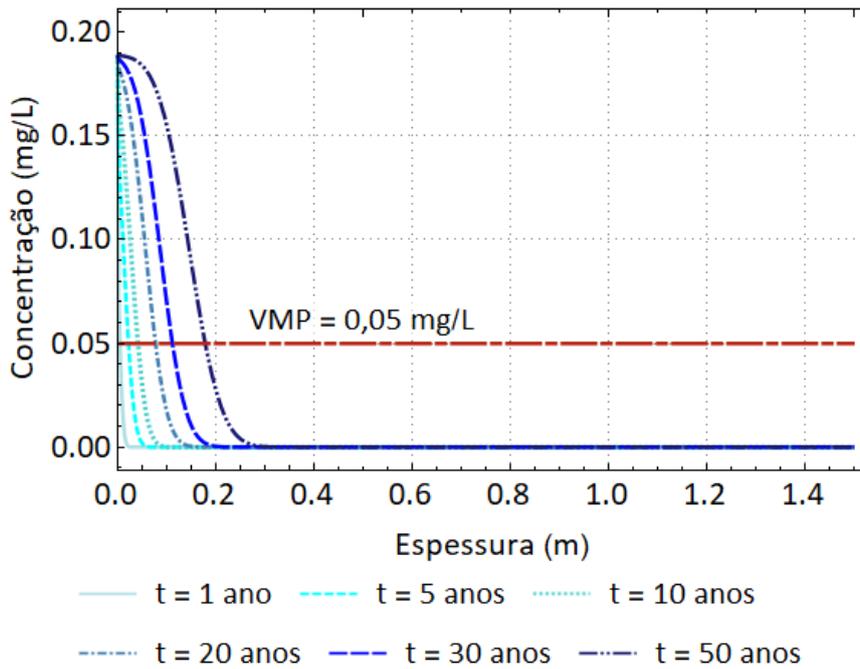


Figura 5.52. Concentração \times espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.1.

Já os resultados para o contaminante cobre podem ser vistos na Figura 5.53.

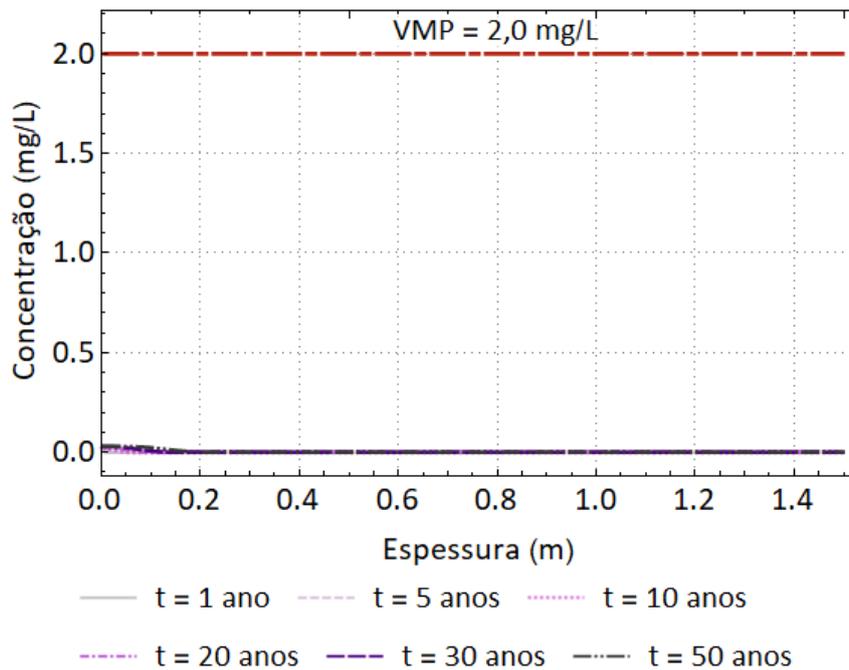


Figura 5.53. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.2.

Sobre o íon referente ao metal pesado cádmio no aterro sanitário, a propagação da pluma de contaminação está exposta na Figura 5.54.

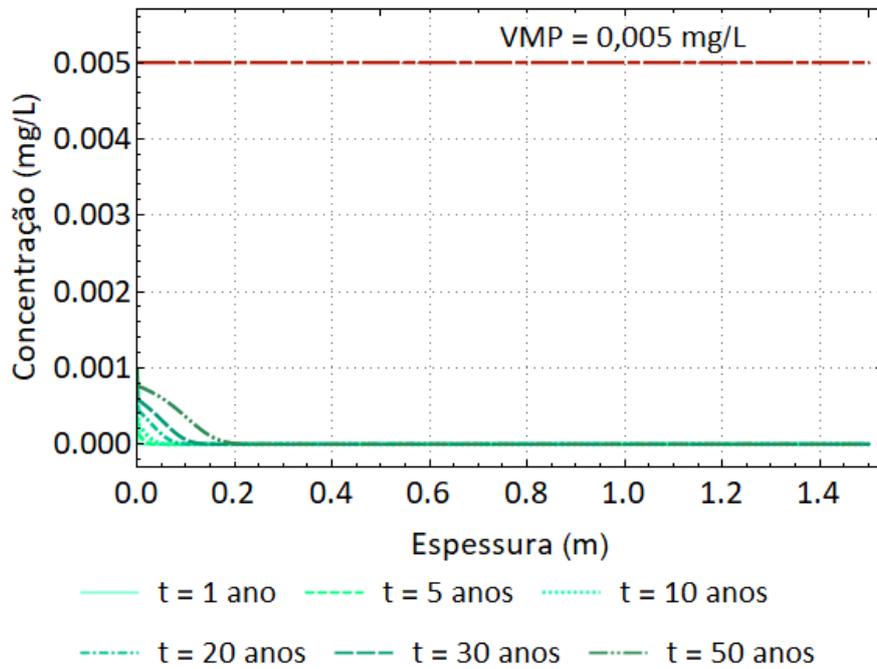


Figura 5.54. Concentração \times espessura para o cádmio por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.3.

Os mesmos resultados para o chumbo estão apresentados na Figura 5.55.

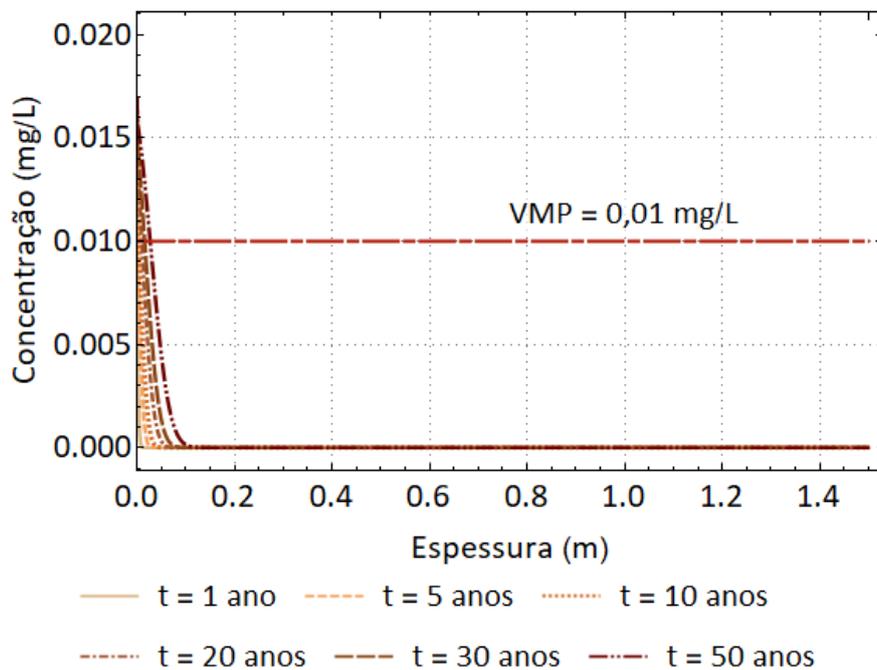


Figura 5.55. Concentração \times espessura para o chumbo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.4.

Já o cenário 8.5, referente aos íons de sódio, pode ser visualizado na Figura 5.56.

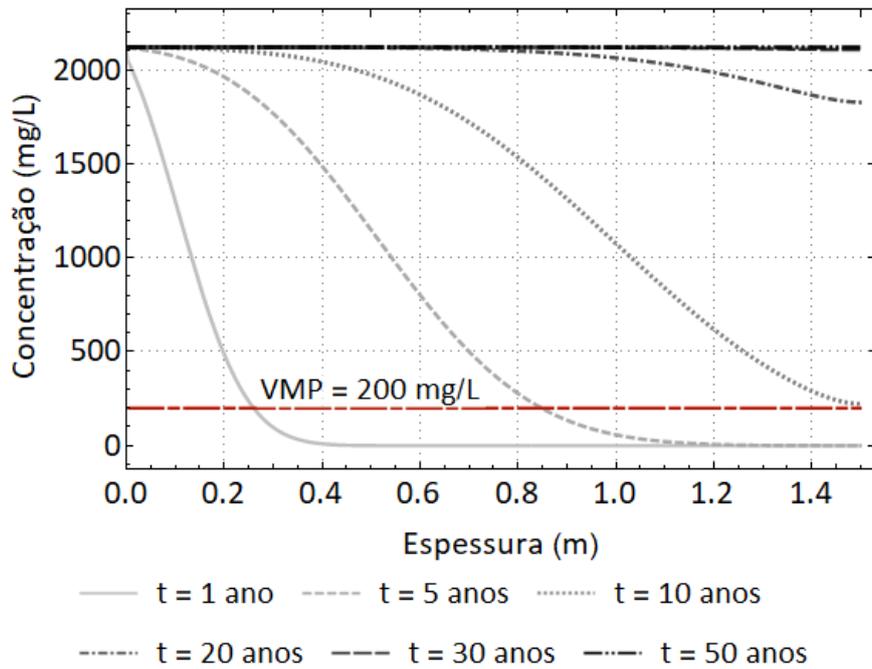


Figura 5.56. Concentração \times espessura para o sódio por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.5.

Por fim, os resultados para os cloretos estão apresentados na Figura 5.57.

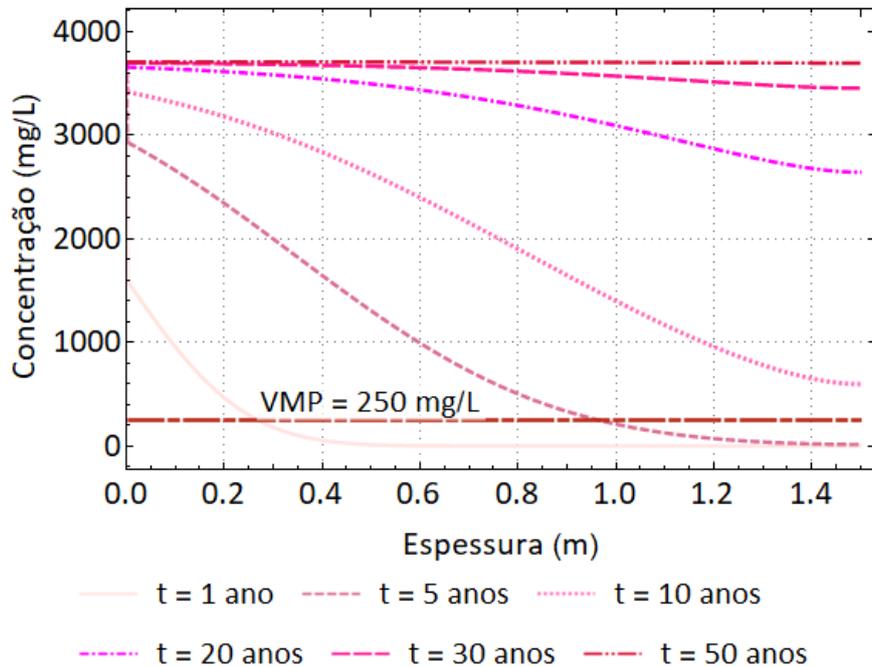


Figura 5.57. Concentração \times espessura para o cloreto por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto do Aterro sanitário de Brasília – Cenário 8.6.

A análise dos resultados permite inferir que para os contaminantes: cromo, cobre, cádmio e chumbo, o *liner* de fundo utilizado no aterro sanitário se mostrou eficaz, uma vez que as concentrações desses contaminantes que atravessaram o *liner* se situaram abaixo do valor máximo permitido por lei. Dessa forma, a partir da análise química atual do lixiviado de aterro

sanitário de Brasília, é possível estimar que esses quatro contaminantes não constituem um risco à saúde humana e ao ambiente no subsolo do local de implantação.

Por outro lado, para os íons de sódio e cloretos, foi obtido que, caso sejam mantidas as taxas dessas substâncias no lixiviado dos resíduos sólidos, há um potencial problema de contaminação a médio e longo prazo. A partir de 10 anos de vida útil, as concentrações que atravessam o *liner* de fundo do aterro superam o limite máximo previsto na legislação e podem atingir o nível freático e ocasionar impactos ambientais. Isso ocorre, pois esses dois contaminantes inorgânicos estão presentes em altas concentrações no fluido gerado no aterro sanitário e possuem alta mobilidade no meio poroso, uma vez que ambos são não reativos e não sofrem retardo por sorção durante sua passagem pelo solo.

5.9 Estudo de caso 9: Barragem de rejeitos de Jacobina

Os dados de entrada utilizados no estudo de caso da Barragem de rejeitos de Jacobina foram apresentados na Tabela 3.10. A análise do fluido armazenado é datada de fevereiro de 2013 e, portanto, as projeções temporais possuem, como início, o ano de 2013. A vida útil do projeto é de 20 anos. Foram feitas previsões para 1, 5, 10, 20, 30 e 50 anos para analisar tanto a vida útil quanto os anos seguintes, durante e após a descaracterização do empreendimento. Dito isso, os resultados para o cromo na Barragem de Rejeito de Jacobina estão expostos na Figura 5.58.

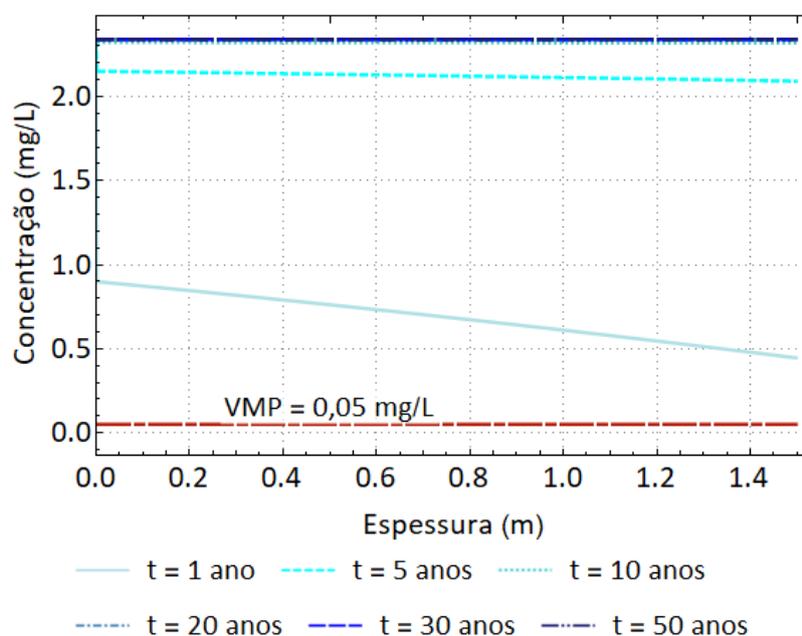


Figura 5.58. Concentração × espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto da Barragem de rejeitos de Jacobina – Cenário 9.1.

Na Figura 5.59 é possível visualizar os resultados para a propagação da pluma de contaminação do cobre para a barragem de rejeitos.

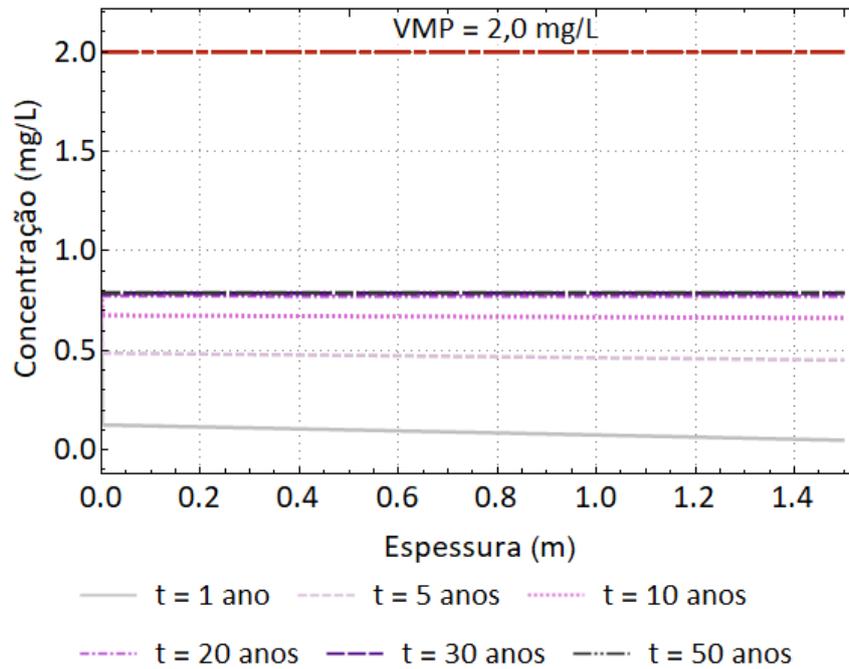


Figura 5.59. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto da Barragem de rejeitos de Jacobina – Cenário 9.2.

Já para o cádmio, os resultados podem ser visualizados na Figura 5.60.

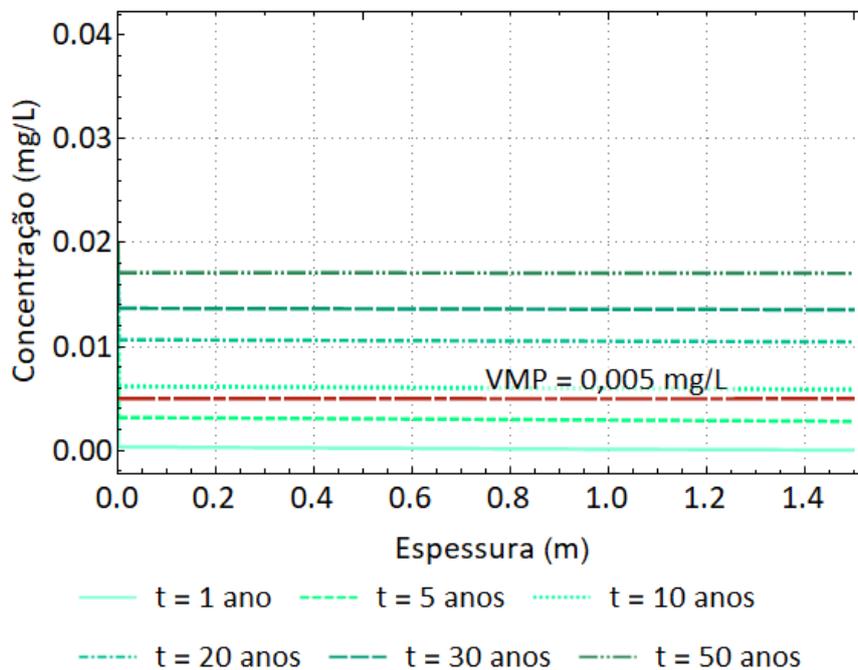


Figura 5.60. Concentração \times espessura para o cádmio por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto da Barragem de rejeitos de Jacobina – Cenário 9.3.

Os resultados para a concentrações e a espessura para o chumbo estão expostos na Figura 5.61.

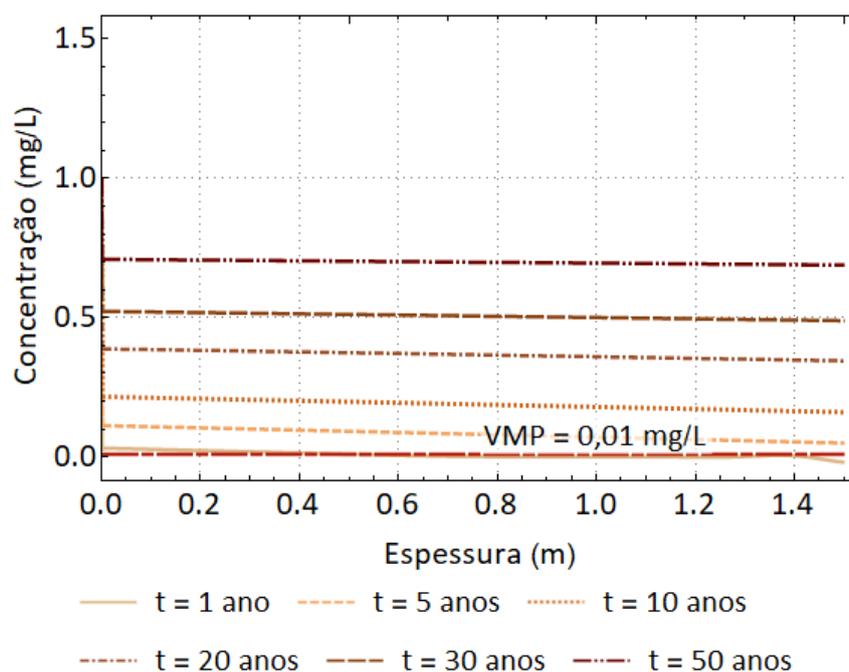


Figura 5.61- Concentração \times espessura para o chumbo por adveccção, sorçção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto da Barragem de rejeitos de Jacobina – Cenário 9.4.

Os resultados obtidos para a barragem de rejeitos permitem concluir que os valores máximos previstos por lei foram ultrapassados para os contaminantes: cromo, cádmio e chumbo. Dessa forma, há risco de contaminação das águas subterrâneas a médio e longo prazo para esses três contaminantes. Isso ocorre pelas altas taxas dessas substâncias nos fluidos dos rejeitos e pelas altas cargas hidráulicas que são desenvolvidas em barragens de rejeito. Entretanto, como fator atenuante para esse possível problema, a barragem possui uma rede de drenagem de fundo que se localiza abaixo do sistema de impermeabilização (Figura 3.2). Dessa forma, os vazamentos e os contaminantes que atravessaram o revestimento são coletados para proteger o subsolo. Para o contaminante cobre, que já estava presente em baixas taxas no fluido dos rejeitos, não foi identificado risco de contaminação.

Alguns autores alertam para a recorrência da contaminação em empreendimentos de reservatórios do setor mineral, como Vick (1999), que afirma que apenas em raras ocasiões as barragens de rejeitos não causam impactos ao sistema subterrâneo, como para os casos em que o reservatório se localiza em fundações naturalmente impermeáveis.

É importante ressaltar que as simulações foram realizadas para uma situação estática, mas sabe-se que as concentrações dos fluidos de aterros e barragens variam conforme a época do ano, o clima, a temperatura e até as oscilações na qualidade do produto mineral ou dos resíduos domésticos. Dito isso, o tipo de análise executada deve ser realizado como forma de monitoramento constante e não somente como ferramenta de previsão no projeto.

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES DE PESQUISAS FUTURAS

6.1 Comentários finais

Os modelos e as soluções analíticas/semianalíticas têm intuito de descrever matematicamente os fenômenos físicos, químicos e biológicos que regem o fluxo de contaminantes por meios porosos e pelas geomembranas. Esse transporte de massa depende de fatores como a permeabilidade do solo compactado e da geomembrana, a porosidade, a massa específica do solo, a espessura, a carga hidráulica, a concentração das substâncias, as propriedades de sorção, decaimento radioativo ou biodegradação dos íons contaminantes e de coeficientes de difusão, dispersão, partição e distribuição dos materiais. Além disso, propriedades externas também influenciam nos parâmetros, como o pH, a temperatura, a umidade, a mineralogia e a presença de outros contaminantes pré-existentes.

Dito isso, é nítida a complexidade dos fenômenos de transporte de massa em meios porosos. Um fator que aumenta a dificuldade de plena compreensão desses mecanismos é que, em campo, alguns desses parâmetros podem variar ao longo do ano ou da vida útil do empreendimento que está sendo estudado. Além disso, a determinação desses parâmetros é executada por ensaios laboratoriais ou medições em campo que estão sujeitos a divergências experimentais, condições diferentes da realidade e simplificações. Como outro fator agravante, o uso dos geossintéticos em associação com o solo compactado (tradicionalmente adotado com impermeabilização de obras), adiciona uma parcela que eleva a complexidade do entendimento e da modelagem do sistema. Diante disso, os modelos matemáticos desenvolvidos para descrever o fluxo de contaminantes constituem simplificações da realidade que, baseados em hipóteses, premissas e limitações, visam simular os processos que ocorrem na natureza e prever o comportamento migratório dos íons contaminantes através de *liners* de fundo.

Tendo em vista as implicações do uso das soluções matemáticas para modelagem do fluxo de contaminantes por sistemas de impermeabilização de fundo e da qualidade dos dados de entrada buscados em literatura, os resultados foram capazes de simular, com coerência e versatilidade, todos os mecanismos de transporte avaliados: a advecção, a difusão, a dispersão mecânica, a sorção, o decaimento radioativo e a biodegradação. Foi executada simulação para *liners* de fundo simples e compostos, além da determinação do efeito de ocorrência de furos e enrugamentos na geomembrana. Os oito contaminantes testados foram simulados com base em soluções monoespécies, ou seja, com apenas um elemento químico dissolvido.

6.2 Conclusões

Na comparação entre o *liner* simples e composto, foi concluído que:

- A argila compactada pura se mostrou eficaz na contenção do cobre e do cromo, em todos os cenários testados pelos mecanismos de difusão iônica e se mostrou eficaz na contenção do benzeno, diclorometano e cloretos em um dos três cenários testados;
- A argila compactada pura se mostrou eficaz na contenção do benzeno, diclorometano, cobre e cromo apenas a curto e médio prazo nos cenários testados pelos mecanismos de advecção, sorção e dispersão mecânica, já para os cloretos o *liner* não foi capaz de conter a propagação da pluma em nenhum cenário;
- A geomembrana pura não foi capaz de conter nenhum contaminante pelo mecanismo de difusão iônica;
- Os parâmetros obtidos como mais relevantes para os modelos foram a permeabilidade, a carga hidráulica, os coeficientes de distribuição dos contaminantes no solo, os coeficientes de partição da geomembrana; as constantes de decaimento radioativo ou biodegradação;
- A solução semianalítica foi capaz de simular todos os mecanismos testados: advecção, difusão iônica/molecular, sorção, dispersão mecânica, decaimento radioativo e biodegradação.

Sobre os mecanismos e sua influência no transporte dos contaminantes, pode-se dizer que:

- A sorção dos íons ao longo do meio poroso causa um retardo expressivo na propagação da pluma, podendo ser melhorada para aumentar a eficiência dos *liners*;
- O decaimento radioativo e a biodegradação atuam no transporte de contaminantes no sentido de reduzir a concentração das substâncias ao longo do tempo e mostraram um grande benefício ambiental;
- Para tempos de meia-vida inferiores a 2 meses, as concentrações do contaminante são degradadas em mais de 98% para um período de 1 ano, logo, o risco de contaminação do subsolo é nulo.

Em relação aos contaminantes estudados, foi concluído que:

- Todos os contaminantes estudados atravessaram a geomembrana no *liner* simples pelo mecanismo de difusão em menos de 1 ano de simulação para as condições simuladas;

- Os contaminantes que se mostraram mais críticos pela rápida propagação pelo meio poroso e pela geomembrana foram o benzeno e o diclorometano (orgânicos), os cloretos e o sódio (inorgânicos e não reativos);
- Os metais pesados cobre, cádmio, chumbo e cromo são considerados mais críticos quando estão presentes em altas concentrações no fluido contaminante, caso contrário, são capazes de serem retidos pelo *liner* de fundo em até 50 anos de simulação.

A inserção de um modelo de furos e rugas na geomembrana permitiu concluir que:

- A presença de furos na geomembrana permitiu o vazamento de grandes quantidades de lixiviado (até 10 L/dia) que, para evitar a contaminação do subsolo, deve ser contido pelo sistema de drenagem ou pela argila compactada abaixo da manta;
- A presença de rugas coincidentes com os orifícios agrava as condições de percolação pelas perfurações;
- O modelo foi capaz de simular cenários com diferentes quantidades de furos, diâmetros e condições de contato na geomembrana e no solo subjacente.

Pela aplicação do modelo para *liners* compostos no Aterro Sanitário de Brasília e na Barragem de Rejeitos de Jacobina, foi possível inferir que:

- Devido às baixas sobrecargas acima do *liner*, a impermeabilização do Aterro Sanitário de Brasília se mostrou eficaz na contenção do cromo, cobre, cádmio e do chumbo para as condições simuladas;
- Para os íons de cloretos e sódio, o Aterro Sanitário de Brasília demonstrou apresentar suscetibilidade de contaminação a médio e longo prazo (após 5 anos de simulação);
- A Barragem de Rejeitos de Jacobina apresenta possibilidade de contaminação do subsolo por cromo, cádmio e chumbo (em 1 a 5 anos de tempo de simulação), mas se mostrou eficaz na contenção do cobre para até 50 anos de simulação;
- A aplicação dos modelos em estudos de caso comprovou a eficácia da ferramenta para monitoramento e previsão de suscetibilidade de contaminação nos empreendimentos.

Os resultados alcançados pela pesquisa atestam a competência dos modelos matemáticos analisados na simulação dos fenômenos que regem o transporte dos contaminantes. A aplicação desses modelos em empreendimentos possibilita a previsão de cenários de contaminação, auxilia no dimensionamento e no projeto das estruturas – como a espessura do *liner* e a decisão de empregar a geomembrana –; a tomada de decisão sobre a frequência de monitoramento

ambiental; a verificação dos riscos associados aos cenários de falha no sistema de drenagem e defeitos no *liner* de fundo – como furos e rugas na geomembranas.

6.3 Sugestões para pesquisas futuras

Por fim, a partir do que foi estudado, para pesquisas futuras acerca dessa temática, é recomendada:

- A execução de ensaios laboratoriais para obtenção dos parâmetros retirados de literatura que apresentaram grandes divergências, como os coeficientes de difusão, dispersão, partição e distribuição do solo e da geomembrana;
- O cálculo da vazão que atravessa os orifícios por meio de diferentes soluções matemáticas presentes em literatura, assim como a extensão para orifícios de diferentes formatos e a inclusão de rasgos;
- A validação dos modelos por dados obtidos de campo ou dos ensaios de laboratório para verificar a adequação para casos reais;
- A extensão da pesquisa para outras classes de contaminantes, especialmente os orgânicos e inorgânicos não reativos;
- O aprofundamento do estudo da difusão iônica dos metais e dos íons inorgânicos nas geomembranas para determinação de coeficientes de difusão mais conclusivos e
- A inserção das condições não saturadas nos modelos semianalíticos aplicados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT. (1992). Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 8419. Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos.
- ABNT. (1997). Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 13896. Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação.
- ABNT. (2017). Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 13028. Mineração — Elaboração e apresentação de projeto de barragens para disposição de rejeitos, contenção de sedimentos e reservação de água — Requisitos.
- ABNT. (2018). Associação brasileira de normas técnicas. ABNT NBR ISO 10318-1:2018 - Geossintéticos parte 1: termos e definições.
- ADASA. (2018). Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal - Resolução nº 18, de agosto de 2018.
- Alcântara, D.V., Boscov, M.E.G. & Cavalcante, A.L.B. (2019). Estudo sobre adsorção não linear em solo laterítico. IX Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 2019, São Carlos. v. 1. p. 503-510.
- Aminabhavi, T.M. & Naik, H.G. (1998). Chemical compatibility of geomembranes - sorption, diffusion and swelling phenomena. *J. Plast. Film Sheeting*, 15(1): 47–56.
- ANA. (2010). Agência Nacional de Águas. Atlas Brasil: Abastecimento Urbano de Água: Panorama nacional/Agência Nacional de Águas; ENGECORPS/ COBRAPE - Brasília: ANA : ENGECORPS/COBRAPE.
- ANCOLD. (2012). Australian National Committee on Large Dams. Guidelines on tailings dams: planning, design, construction, operation and closure. Ancold.
- ASTM. (2002). American society for testing and materials. standard terminology for geosynthetics: ASTM d4439-02, 5p.
- Baran, C.T. (2019). Avaliação da eficiência da camada de impermeabilização de aterros sanitários. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, DF, Brasil.
- Baran, C.T. & Cavalcante, A.L.B. (2021). Application of a physical-mathematical model of leachate ion diffusion through compacted soils from diffusion tests. International Conference of the international Association for computer Methods and Advances in Geomechanics, IACMAG. : 1–8.
- Barone, F.S., Yanful, E.K., Quigley, R.M. & Rowe, R.K. (1989). Effect of multiple contaminant migration on diffusion and adsorption of some domestic waste contaminants in a natural clayey soil. *Can. Geotech. J.*, 26(2): 189–198.
- Bear, J. (1961). On the tensor form of dispersion. *Journal of Geophysical Research*, 66, p. 1180 - 1197.
- Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. Dover, New York, v. 1, 755 p.
- Boateng, S. & Cawfield, J. (1999). Two-dimensional sensitivity analysis of contaminant transporting in the unsaturated zone. Vol. 37 No.2 *Ground Water*.
- Borba, R.P. & Camargo, O.A. (2009). Variação dos valores de kd de metais pesados ao longo

- do perfil do solo. *I International Congr. Subsurf. Environ.*, (19): 1–9.
- Boscov, M.E.G. (1997). Contribuição ao projeto de sistemas de contenção de resíduos perigosos utilizando solos lateríticos. Tese de Doutorado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, SP, Brasil 269p.
- Boscov, M.E.G. (2008). *Geotecnia Ambiental*. 1st edn. São Paulo, Brasil.
- Boscov, M.E.G., Gabas, S.G. & Sarkis, J.E.S. (2007). Cadmium and lead adsorption in a compacted lateritic soil. 2007 - First International Conference on environmental Research, Technology and Policy.
- Bouazza, A. & Van Impe, W.F. (1998). Liner design for waste disposal sites. *Environ. Geol.*, 35(1): 41–54.
- Bouazza, A. & Vangpaisal, T. (2006). Laboratory investigation of gas leakage rate through a gm/gcl composite liner due to a circular defect in the geomembrane. *Geotext. Geomembranes*, 24(2): 110–115.
- Brasil. (1988). *Constituição Da República Federativa Do Brasil*, Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico.
- Carr, E.J. (2020). New semi-analytical solutions for advection–dispersion equations in multilayer porous media. *Transp. Porous Media*, 135(1): 39–58.
- Cepollina. (2012). Engenheiros e associados LTDA. Desenhos de projeto – Projeto Executivo – Central de tratamento de resíduos sólidos DO DF (CTRS/DF). Brasília.
- CETESB. (2014). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea no Estado de São Paulo. 2014(1): 4–6.
- CETESB. (2019). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Licença de instalação, aterros sanitários. : 1–8.
- Chai, J. & Miura, N. (2002). Comparing the performance of landfill liner systems. *J mater cycles waste Manag*, 4: 135–142.
- Chen, Y., Xie, H., Ke, H. & Chen, R. (2009). An analytical solution for one-dimensional contaminant diffusion through multi-layered system and its applications. *Environ. Geol.*, 58(5): 1083–1094.
- Christensen, T.H. (2011). *Solid Waste Technology and Management*, 2 Volume Set . Department of Environmental Engineering, Technical. University of Denmark, Lyngby, Denmark. Wiley.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H. & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*. 16.
- Colmanetti, J.P. (2006). Estudos sobre a aplicação de geomembranas na impermeabilização de face de montante de barragens de enrocamento. Tese de Doutorado (Geotecnia). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília, DF, Brasil.
- CONAMA. (2008). Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução nº 396 de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.
- CONAMA. (2009). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de

- dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. Diário Oficial da União nº 249, 2013: 81–84.
- Conciani, R. (2016). Estudo comparativo da mobilidade de contaminantes inorgânicos em solos laterítico e não laterítico. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, DF, Brasil.
- Crank, J. (1975). The mathematics of diffusion. Brunel University Uxbridge. Second edition.
- DAM. (2008). DAM Projetos de engenharia. Jacobina mineração e comércio LTDA. Barragem de Rejeitos de Jacobina. Projeto Executivo - Relatório Final do Projeto.
- Daniel, D.E. (1993). Geotechnical practice for waste disposal. 1st edn. Springer Science+Business Media Dordrecht.
- Daniel, D.E. & Koerner, R.M. (2007). Waste containment facilities: guidance for construction quality assurance and construction quality control of liner and cover systems. 2nd ed. American Society of Civil Engineers.
- Diniz, M. dos S. (2019). Modelagem regional do fluxo de contaminantes inorgânicos sob as condições não saturada e transiente aplicada ao aterro controlado do Jôquei Clube de Brasília/DF. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, DF, Brasil.
- Domenico, P.A. (1987). An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. *Journal of Hydrology*, 91: 49–58.
- EPA. (2000). Environmental protection agency. alternative liner performance, leachate recirculation, and bioreactor landfills: request for information and data.
- ETC 8. (1993). European technical committee nº 8. geotechnics of landfill design and remedial works technical recommendations - Geotechnics of landfill design and remedial works technical recommendations – GLR.
- Faupel, F., Zaporozhchenko, V., Thran, A., Strunskus, T. & Kiene, M. (2005). Diffusion Processes in Advanced Technological Materials. Metal Diffusion in Polymers and on Polymer Surfaces. William Andrew, Inc, New York, United States of America.
- Ferreira, E.S. (2020). Estudo sobre o transporte de cobre em solo arenoso laterítico estabilizado com fosfogesso e bentonita. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Goiás, GO, Brasil.
- Fetter, C.W., Boving, T. & Kreamer, D. (2017). Contaminant Hydrogeology. Waveland Press, Inc., Estados Unidos da América.
- Fonseca, M.C., Ritter, E. & Cavalcante, A.L.B. (2019). Application of semi-analytical solution for modeling sorption and pure diffusion assays with leachate. *Eng. Sanit. e Ambient.*, 24(5): 965–973.
- Foose, G., Benson, C. & Edil, T. (1999). Equivalency of composite geosynthetic clay liners as a barrier to volatile organic compounds. *Geosynth.* 99, : 321–334.
- Foose, G.J. (2002). Transit-time design for diffusion through composite liners. *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, 128(7): 590–601.
- Foose, G.J., Asce, M., Benson, C.H., Asce, M., Edil, T.B. & Asce, M. (2002). Comparison of solute transport in three composite liners. *Journal of Geotech. and Geoenv. Eng.* 391–403.

- Foose, G.J., Benson, C. & Edil, T.B. (2001a). Analytical equations for predicting concentration and mass flux from composite liners. *Geosynthetics Internat.*, Vol 8 45(4): 1101–1109.
- Foose, G.J., Benson, C.H. & Edil, T.B. (2001b). Predicting leakage through composite landfill liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*: 510–520.
- Fourie, A.B., Bouazza, A., Lupo, J. & Abrão, P. (2010). Improving the performance of mining infrastructure through the judicious use of geosynthetics. 9th Int. Conf. Geosynth. - Geosynth. Adv. Solut. a Challenging World, ICG 2010, : 193–219.
- Freeze, R.A. & Cherry, J.A. (1979). *Groundwater*. PRENTICE HALL, Englewood Cliffs., Estados Unidos da América.
- Gelhar, L.W., Welty, C. & Rehfeldt, K.R. (1992). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resour. Res.*,
- Giroud, J.P. (1997). Equations for calculating the rate of liquid migration through composite liners due to geomembrane defects. *Geosynth. Int.*, 4: 335–348.
- Giroud, J.P., Badu-Tweneboah, K. & Bonaparte, R. (1992). Rate of leakage through a composite liner due to geomembrane defects. *Geotext. Geomembranes*.
- Giroud, J.P., Badu-Tweneboah, K. & Soderman, K.L. (1997). Comparison of leakage flow through compacted clay liners and geosynthetic clay liners in landfill liner systems. *Geosynth International*;4(3–4):391–431.
- Giroud, J.P. & Bonaparte, R. (1989a). Leakage through liners constructed with geomembrane - part ii. geomembrane liners. *Geotext. Geomembranes*, 8: 71–111.
- Giroud, J.P. & Bonaparte, R. (1989b). Leakage through liners constructed with geomembrane - part i. geomembrane liners. *Geotext. Geomembranes*, 8: 27–67.
- Giroud, J.P. & Bonaparte, R. (2001). *Geosynthetics in liquid-containing structures. geotechnical and geoenvironmental engineering handbook*. Kluwer Academic Publishing, Norwell, Mass. pp. 789–824.
- Guan, C., Xie, H.J., Wang, Y.Z., Chen, Y.M., Jiang, Y.S. & Tang, X.W. (2014). An analytical model for solute transport through a gcl-based two-layered liner considering biodegradation. *Sci. Total Environ.*, 466–467: 221–231.
- Guerrero, J.S.P., Skaggs, T.H. & van Genuchten, M.T. (2009). Analytical solution for multi-species contaminant transport subject to sequential first-order decay reactions in finite media. *Transp. Porous Media*, 80(2): 373–387.
- Gupta, D.; Faupel, F., Zaporojtchenko, V., Thran, A., Strunskus, T. & Kiene, M. (2005). *Diffusion processes in advanced technological materials / edited by Devendra Gupta. Handb. Manag. Creat. Innov.*
- Gurjão, C.M.C. (2005). *Estimativa de propriedades geoambientais de camadas impermeabilizantes de solos tropicais*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, DF.
- Hasan, F. & Abuel-naga, H. (2019). Role of distribution and diffusion coefficients of compacted clay liner and geomembrane in landfills. *Research & Development in Material science*: 1234–1240.
- Holzlohner, U., Meggyes, T. & Seeger, S. (1999). Landfill technology in germany. *L. Contam. Reclam.*, 7(2): 109–119.

- Hornos, N.L. (2019). Comunidades impactadas pela mineração convivem com falta d'água e 'cachoeiras que sangram'.
- Howard, P., Jarvis, W., Meylan, W. & Boethling, R. (1991). Handbook of Environmental Degradation Rates. Lewis Publishers.
- IGSBrasil. (2020). Associação Brasileira de Geossintéticos. Recomendações IGSBrasil 002 - Características requeridas para o emprego de geossintéticos. : 1–32.
- Koerner, R.M. (2005). Design with Geosynthetics. 5th edition. Pearson Education, Inc, EUA.
- Lacerda, C.V., Castro, J.A. de, Ritter, E., Pires, J.A. da C. & Bonfim, A.M. (2011). Comparação da eficiência de três materiais na sorção e difusão dos íons metálicos através de ensaios experimentais e simulação computacional. REM: R. Esc. Minas, Ouro Preto, 64(4), 471-478.
- Lange, K., Rowe, R.K. & Jamieson, H. (2009). Diffusion of metals in geosynthetic clay liners. Geosynth. Int., 16(1): 11–27.
- Lemos, M.A.C. & Cavalcante, A.L.B. (2021). A semi-analytical model simulating a multi-layered system through the advection-dispersion-reaction equation. In press.
- Lin, Y.C. & Yeh, H. Der. (2020). A simple analytical solution for organic contaminant diffusion through a geomembrane to unsaturated soil liner: considering the sorption effect and robin-type boundary. J. Hydrol., 586(March): 124873.
- Martins, B.A.D. (2004). Avaliação da cinética de biodegradação do etanol em concentrações mínimas necessárias dos nutrientes nitrogênio e fósforo. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, SC.
- McCullough, J., Hazen, T. & Benson, S. (1999). Bioremediation of metal and radionuclides, Lawrence Berkeley National Laboratory, NABIR.
- MCTIC. (2020). Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Portaria nº 1.122 de 2020.
- McWatters, R.S., Rutter, A. & Rowe, R.K. (2016). Geomembrane applications for controlling diffusive migration of petroleum hydrocarbons in cold region environments. J. Environ. Manage., 181: 80–94.
- Melgaço, S. (2018). Estudos de sorção utilizando lixiviado e monossoluções de nitrogênio amoniacal e bisfenol-A em GCL e solo. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio Janeiro, RJ, Brasil.
- Mendes, M.J.A., Touze-Foltz, N., Gardoni, M., Ahari, M. & Mazeas, L. (2013). Quantification of diffusion of phenolic compounds in virgin gcl and in gcl after contact with a synthetic leachate. Geotext. Geomembranes, 38: 16–25.
- Mendes, M.J.A., Touze-Foltz, N., Palmeira, E.M. & Pierson, P. (2010). Influence of structural and material properties of gcls on interface flow in composite liners due to geomembrane defects. Geosynth. Int. v. 17, p. 34-47.,.
- Mittani, J.C.R. (2002). Estudos de difusão e trocas iônicas de vanádio, cromo, manganês e ferro no berilo incolor. Tese de Doutorado. Departamento de Física Nuclear. Universidade de São Paulo, SP, Brasil.
- NeoPlastic. (2019). Geomembrana de polietileno de alta densidade. apresentação técnica. neoplastic filmes e embalagens plásticas LTDA.

- Ng, H.B. & Ramsey, B. (2012). Geosynthetic lining system for modern waste facilities - experiences in developing asia. *Geotech. Eng.*, 43(3): 62–67.
- Ogata, A. & Banks, R.B. (1961). A solution of the differential equation of longitudinal dispersion on porous media. *US Geological Survey Professional Paper*, 411-a, 7 p.
- Palmeira, E.M. (2018). *Geossintéticos em geotecnia e meio ambiente*. Oficina de Textos, São Paulo, Brasil.
- Park, J.K. & Nibras, M. (1993). Mass flux of organic chemicals through polyethylene geomembranes. *Water Environment Research*, 65, no. 3, 227–237.
- Park, J.K., Nibras, M. & June, M. (1987). Mass flux of organic chemicals through polyethylene geomembranes. *Water Environment Research*, Volume 65, Number 3: 228 227–237.
- Park, M.-G., Edil, T.B. & Benson, C.H. (2012). Modeling volatile organic compound transport in composite liners. *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, 138(6): 641–657.
- Paz, Y.P.L. (2015). *Solução semi-analítica para modelagem das condições inicial e de contorno aplicáveis ao ensaio de difusão pura*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília DF, Brasil.
- Perk, M. van der. (2007). *Soil and Water Contamination: from molecular to catchment scale*. Taylor & Francis e-Library, The Netherlands.
- Perkins, T.K. & Johnson, O.C. (1963). A review of diffusion and dispersion in porous media 3:70–84. *Society of Petroleum Engineers*, p. 70-83.
- Plumlee, G.S. & Ziegler, T.L. (2005). The medical geochemistry of dusts, soils, and other earth materials in: *environmental geochemistry*. *Treatise Geochemistry* . Environ. Geochemistry, : 263–310.
- Prasad, T.V., Brown, K.W. & Thomas, J.C. (1994). Diffusion coefficients of organics in high density polyethylene (hdpe). *Waste Manag. Res. J. a Sustain. Circ. Econ.*, 12(1): 61–71.
- Qian, X.D., Guo, Z.P., Shi, J.Y. & Al., E. (2001). *Design and construction of model sanitary landfills (in chinese)*. Beijing: China Architecture & Building Press.
- Redding, A.Z., Burns, S.E., Upson, R.T. & Anderson, E.F. (2002). Organoclay sorption of benzene as a function of total organic carbon content. *J. Colloid Interface Sci.*, 250(1): 261–264.
- Ritter, E. (1998). *Efeito da salinidade na difusão e sorção de alguns íons inorgânicos em um solo argiloso saturado*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 229 p.
- Roseiro, C.M.D. (2002). *Poluição causada pelo tráfego rodoviário nos solos e nas águas subterrâneas: um caso de estudo na EN10 – Recta do Cabo*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade De Lisboa, Portugal, 227 pp.
- Rosnick, R.J. & Pettengill, H. (2008). *Review of Existing and Proposed Tailings Impoundment Technologies*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.
- Rowe, R.K. (1998). Geosynthetics and the minimization of contaminant migration through barrier systems beneath solid waste. *Sixth Int. Conf. Geosynth.*, (March 1998).
- Rowe, R.K. (2001). *Geotechnical and geoenvironmental engineering handbook*. Springer Science+Business Media New York.

- Rowe, R.K. (2012). Short- and long-term leakage through composite liners. the 7th arthur casagrande lecture. *Can. Geotech. J.*, 49(2): 141–169.
- Rowe, R.K. & Booker, J.R. (1983). Program pollute—1-d pollutant migration analysis program. Distributed by SACDA, the Faculty of Engineering Science, The University of Western Ontario, London, Canada.
- Rowe, R.K. & Booker, J.R. (1985). 1-d pollutant migration in soils of finite depth. *Journal of Geotechnical Engineering*.
- Rowe, R.K. & Booker, J.R. (2001). Theoretical solutions for calculating leakage through composite liner systems. In *developments in theoretical geomechanics* (EDS D. W. Smith and J. P. Carter), Balkema, Rotterdam, pp. 589–602 : 1–17.
- Rowe, R.K., Caers, C.J. & Barone, F. (1987). Laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants using undisturbed clayey soil *Can. Geotech, J.* vol. 25.
- Rowe, R.K., Hrapovic, L. & Kosaric, N. (1995a). Diffusion of chloride and dichloromethane through an HDPE geomembrane. *Geosynth. Int.*, 2(3): 507–536.
- Rowe, R.K., Quigley, R.M. & Booker, J.R. (1995b). *Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities*. CRC Press.
- Rubin, J. (1983). Transport of reacting solutes in porous media: relation between mathematical nature of problem formulation and chemical nature of reactions. *Water Resour. Res.*, 19(5): 1231–1252.
- Saidi, F., Touze-Foltz, N. & Goblet, P. (2008). Numerical modelling of advective flow through composite liners in case of two interacting adjacent square defects in the geomembrane. *Geotext. Geomembranes*, 26(2): 196–204.
- Saleem, M., Asfour, A.A., Kee, D.D.E. & Al, S.E.T. (1989). Difision of organic penetrants through low density polyethylene (LDPE) films : effect of size and shape of the penetrant molecules *Journal of Applied Polymer Science*, Vol. 37, 617-625.
- Sampaio, S.S. (2013). Estudo do comportamento de barreiras poliméricas em sistemas de disposição de rejeito de minério de ouro. Dissertação de Mestrado em Geotecnia. Universidade Federal de Minas Gerais, MG, Brasil.
- Sangam, H.P. & Rowe, R.K. (2001). Migration of dilute aqueous organic pollutants through HDPE geomembranes. *Geotext. Geomembranes*, 19: 329–357.
- Sangam, H.P. & Rowe, R.K. (2005). Effect of surface fluorination on diffusion through a high density polyethylene geomembrane. *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*,
- Santos, L.V., Polivanov, H., Alamino, R. de C.J. & da Silva, V.H.G. (2006). Adsorção de cloreto e potássio em solos tropicais. *Anuário do Inst. Geociências, UFRJ*, Vol. 29, p 101-121.
- SEDRU. (2016). Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana e Fundação Estadual do Meio Ambiente. *Cartilha de Orientações para Consórcios Públicos para Gestão de Resíduos Sólidos*.
- SEMAD. (2008). Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. *Técnicas para atendimento à deliberação normativa 118/2008*. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

- Shackelford, C.D. (1993). *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. Cap.3, 1. Springer Science Business Media, In: DANIEL, David E. et al.
- Shackelford, C.D. (2014). *The Role of Diffusion in Environmental Geotechnics*. R. Kerry Rowe Honorary Lecture, ISSMGE.
- Silva, D.J. (2007). *Radioatividade e proteção radiológica: conceitos, aplicações e esclarecimentos para alunos do ensino médio*. Rio de Janeiro: UFRJ. 64 p.
- Silva, G.P., Fontes, M.P.F., Costa, L.M. da & Barros, N.F. de. (2006). Caracterização química, física e mineralógica de estéreis de rejeito da mineração de ferro da mina de alegria, Mariana-MG. *Pesqui. Agropecuária Trop.*, 36(1): 45–52.
- Silva, R.L.B., Barra, C.M., Monteiro, T.C. do N. & Brilhante, O.M. (2002). Estudo da contaminação de poços rasos por combustíveis orgânicos e possíveis conseqüências para a saúde pública no município de Itaguaí, Rio de Janeiro, Brasil. *Cadernos de saúde pública*. 18(6): 1599–1607.
- Silva, S.A. DA. (2014). *Geotêxteis como elementos redutores da capacidade poluente de chorumes*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, DF, Brasil.
- Silva, S.R., Procópio, S.O., Queiroz, T.F.N. & Dias, L.E. (2004). Caracterização de rejeito de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local. *Rev. Bras. Cienc. do Solo*, 28(1): 189–196.
- Silveira, L.R. da. (2014). *Aspectos geotécnicos e ambientais para a disposição adequada de lodo de esgoto*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, DF, Brasil.
- SINITOX. (1998). *Sistema Nacional de Informações Tóxicos-farmacológicas*. Brasília, Ministério da Saúde/Fiocruz/SINITOX.
- Slichter, C.S. (1899). *Theoretical investigation of the motion of ground waters*. us geology survey, 19th Annual Report, part 2, p. 295.
- SLU. (2021). *Serviço de Limpeza Urbana. Relatório de Qualidade das águas do Aterro Sanitário de Brasília*. Laboratório Merieux NutriSciences.
- Smith, D.W., Rowe, R.K. & Booker, J.R. (1993). The analysis of pollutant migration through soil with linear hereditary time-dependent sorption. *Int. J. Numer. Anal. Methods Geomech.*, 17(4): 255–274.
- Sun, X., Xu, Y., Liu, Y., Nai, C. & Dong, L. (2019). Evolution of geomembrane degradation and defects in a land fill: impacts on long-term leachate leakage and groundwater quality. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier 224: 335–345.
- Terrell, D. (2007). *Avaliação da qualidade da água subterrânea em área de mineração de caulim: impactos e perspectivas de remediação, município de Mogi das Cruzes, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, SP, Brasil. : 127.
- Thomé, A. & Knop, A. (2006). Movimento de contaminantes no solo. in: *ii Simpósio nacional de uso da água na agricultura, Passo Fundo*.
- Touze-Foltz, N. & Giroud, J.P. (2003). Empirical equations for calculating the rate of liquid flow through composite liners due to geomembrane defects. *Geosynth. Int.*, (4): 124–133.
- Touze-Foltz, N., Rosin-Paumier, S., Mazéas, L. & Guenne, A. (2011). Diffusion of volatile organic compounds through an hdpe geomembrane. *Geo-Frontiers 2011* © ASCE 2011, : 1121–1130.

- Touze-Foltz, N., Xie, H. & Stoltz, G. (2021). Performance issues of barrier systems for landfills: a review. *Geotext. Geomembranes*, 49(2): 475–488.
- Touze-foltz, T.P.N., Rowe, R.K. & Duquennoi, C. (1999). Liquid flow through composite liners due to geomembrane defects: analytical solutions for axi-symmetric and two-dimensional problems. *Geosynth. Int.*, 6(6): 455–479.
- Trefethen, L.N., Weideman, J.A.C. & Schmelzer, T. (2006). Talbot quadratures and rational approximations. *Bit Numer. Math.* 653–670.
- Valadão, I.C.R.P., Ritter, E. & Castro, J.A. (2014). Msw Leachate Inorganic Ion Diffusion Through Compacted Soil And HDPE Geomembrane Barrier – Laboratory Experiments and Model Validation. v. 802, p. 630–635, 2014..
- Vaz, F.L., Netto, A.M., Antonino, A.C.D., Afonso, A.C.M., Martins, J.M.F. & Gouveia, E.R. (2012). Modelagem da cinética de biodegradação de paclobutrazol em dois solos do semiárido do nordeste brasileiro. *Quim. Nova*, 35(1): 77–81.
- Vega, B.J.J. (2016). Cinética de adsorção de pb e cd em solo argiloso laterítico. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- Vertematti, J.C. (2004). Manual Brasileiro de Geossintéticos. 1st edn. Edgard Blücher LTDA, São Paulo, Brasil.
- Vick, S.G. (1999). Planning, design, and analysis of tailings dams. *BiTech*, 369p.
- Vieira, G.M. de D. (2021). Avaliação do potencial de adsorção de atrazina em solo pela inserção de fibras de PVDF (fluoreto de polivinilideno). Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, DF, Brasil.
- Vilasboas, Z. (2017). *EcoDebate - água contaminada e doenças na área da mineração de urânio, na Bahia.*
- Xie., H.J., Chen, Y.M. & Lou, Z.H. (2010). An analytical solution to contaminant transport through composite liners with geomembrane defects. *Sci. China Technol. Sci.*, 53(5): 1424–1433.
- Xie, H., Lou, Z., Chen, Y., Jin, A., Zhan, T.L. & Tang, X. (2013). An analytical solution to organic contaminant diffusion through composite liners considering the effect of degradation. *Geotext. Geomembranes*, 36: 10–18.
- Yan, H., Wu, J., Xie, H., Thomas, H.R. & Feng, S. (2019). An analytical model for chemical diffusion in layered contaminated sediment systems with bioreactive caps. *Int. J. Numer. Anal. Methods Geomech.*, 43(15): 2471–2490.

APÊNDICES

A. Caso 7: *liner* composto de argila compactada e geomembrana com furos e rugas – Advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica

Benzeno

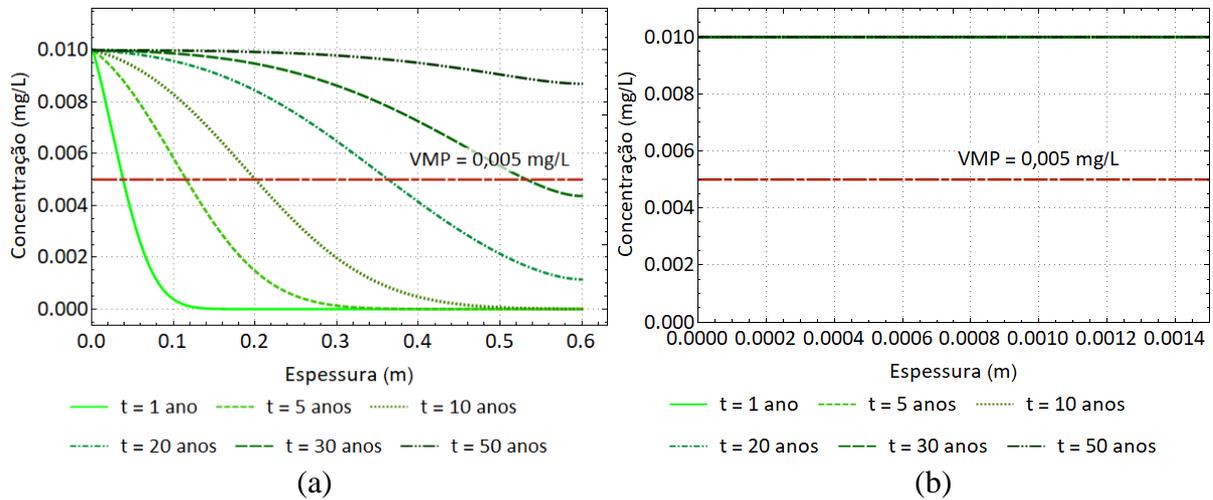


Figura A.1. Concentração \times espessura para o benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.1.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

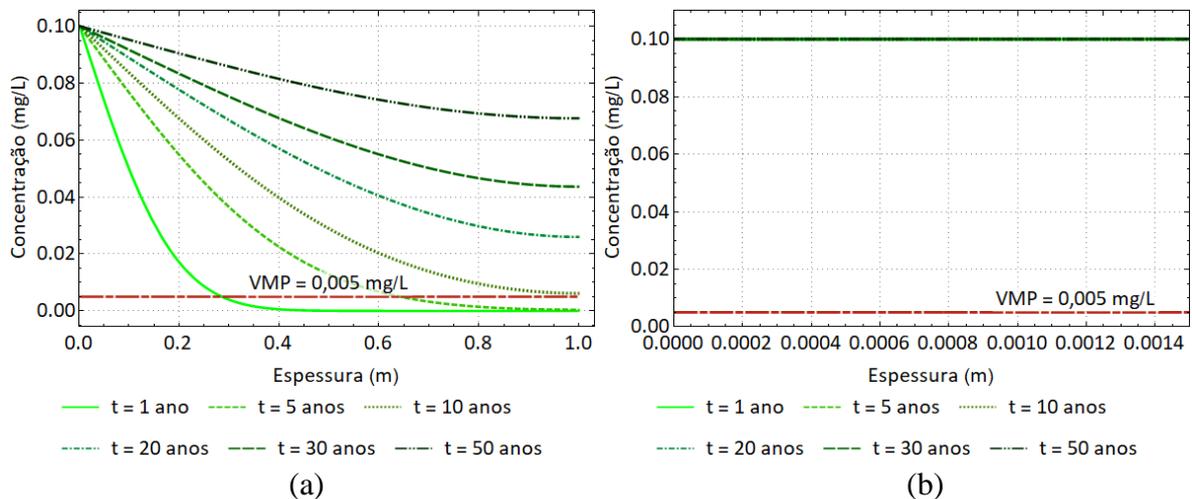
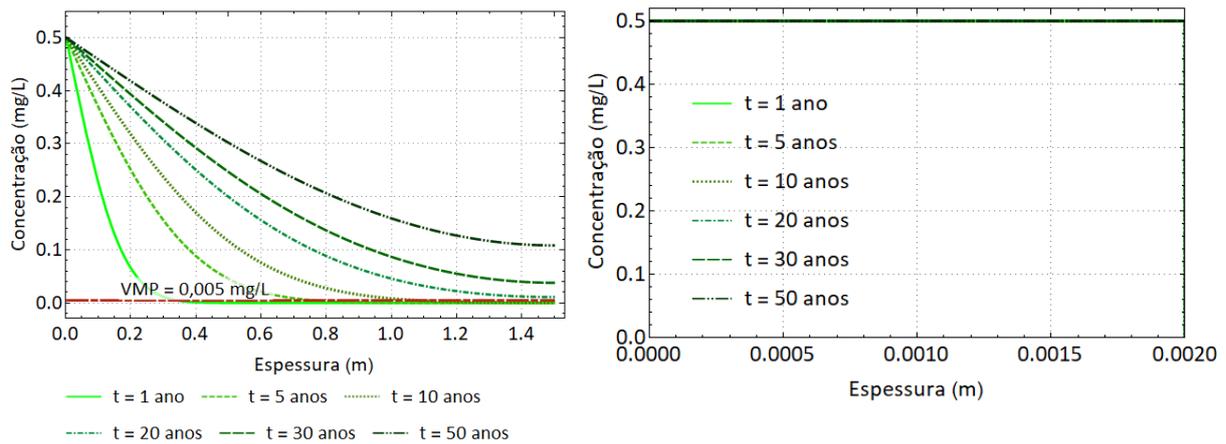


Figura A.2. Concentração \times espessura para o benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.2.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

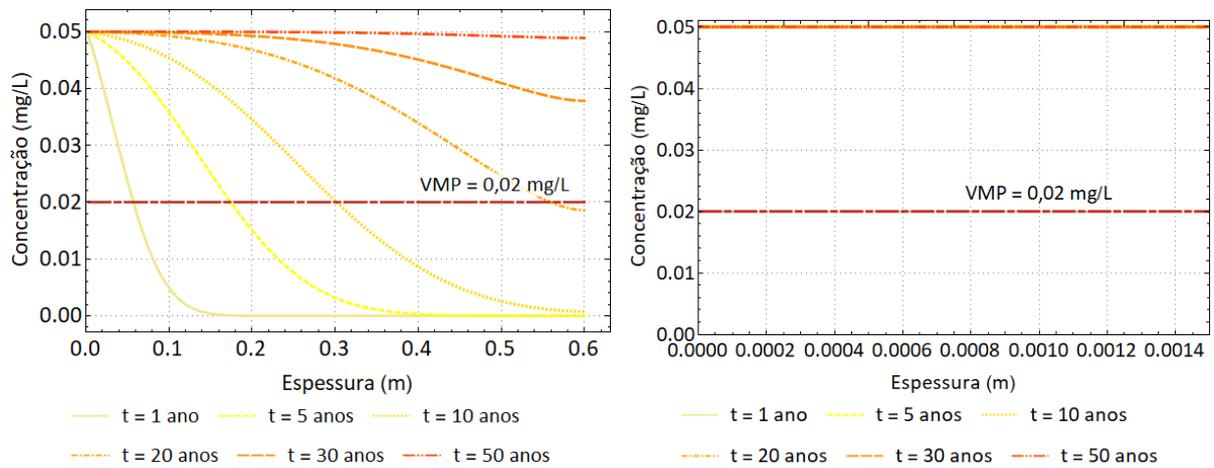


(a) (b)

Figura A.3. Concentração × espessura para o benzeno por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.3.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 2 mm.

Diclorometano



(a) (b)

Figura A.4. Concentração × espessura para o diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.4.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

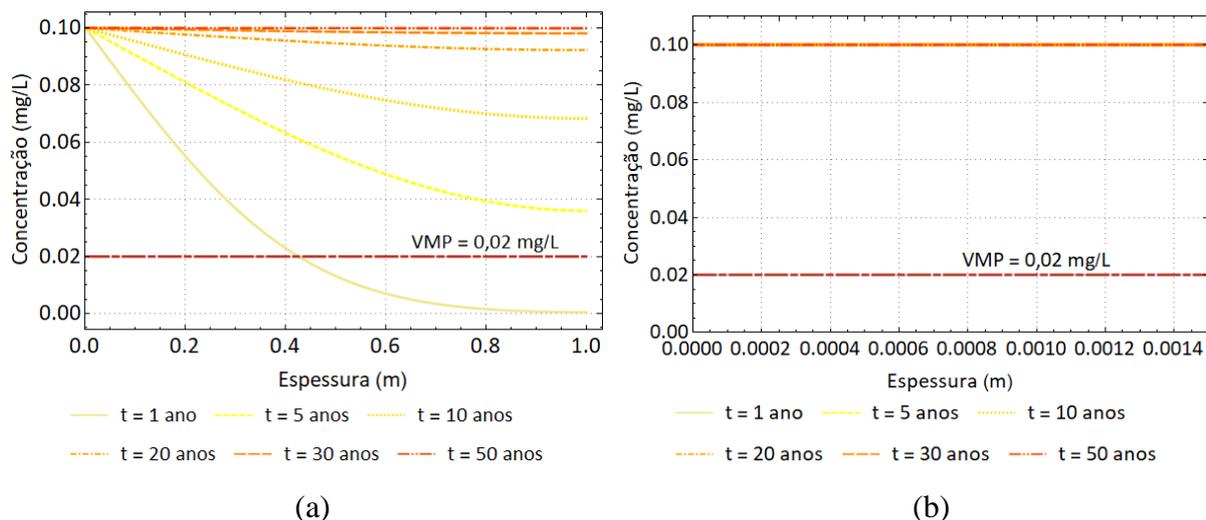


Figura A.5. Concentração \times espessura para o diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.5.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

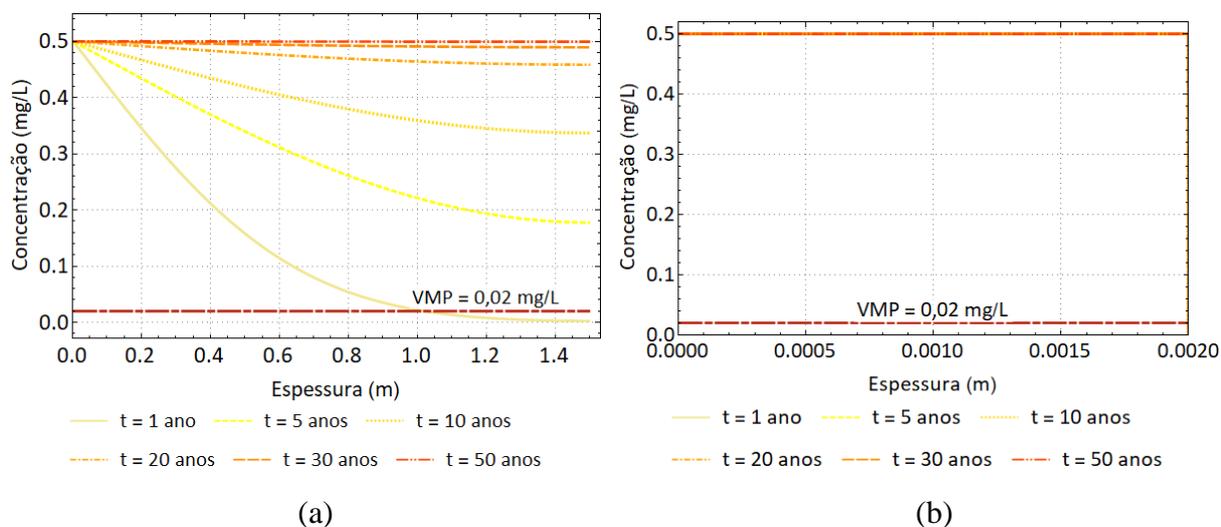


Figura A.6. Concentração \times espessura para o diclorometano por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.6.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 2 mm.

Cobre

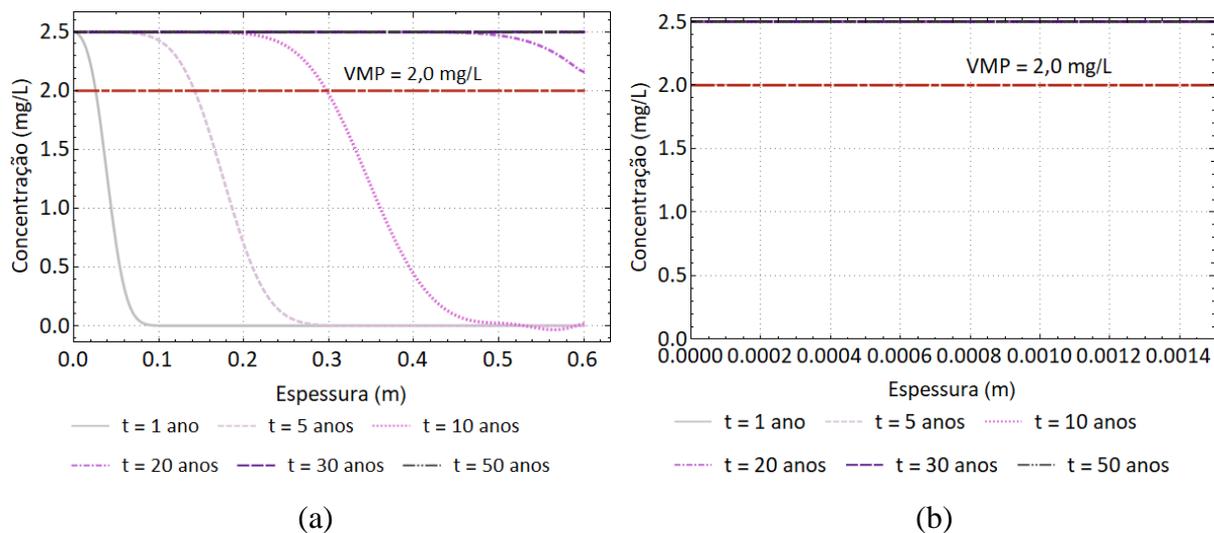


Figura A.7. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.7.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

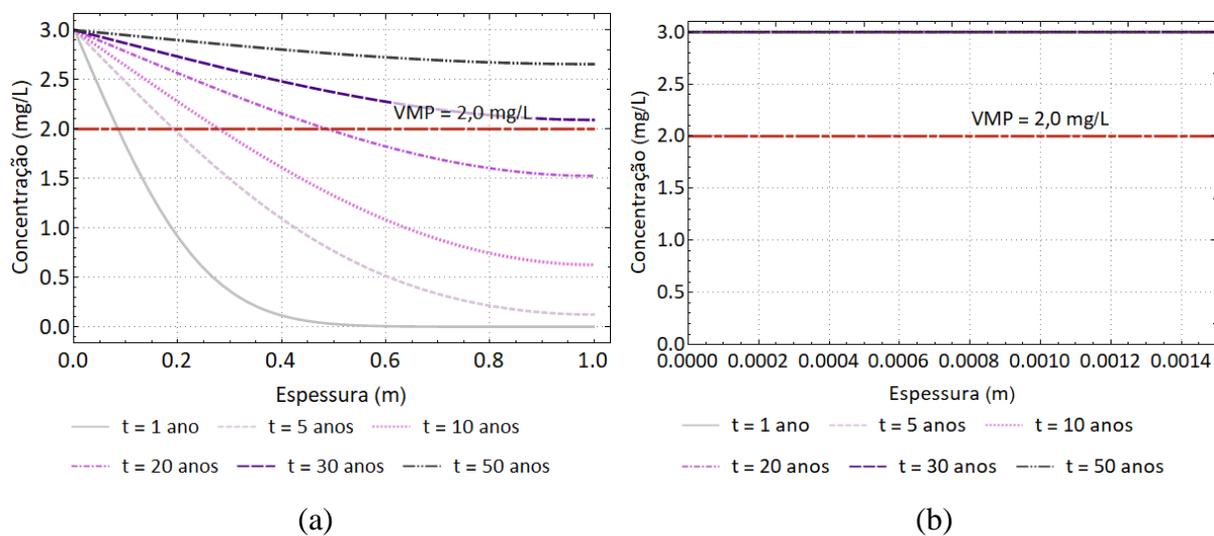


Figura A.8. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.8.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

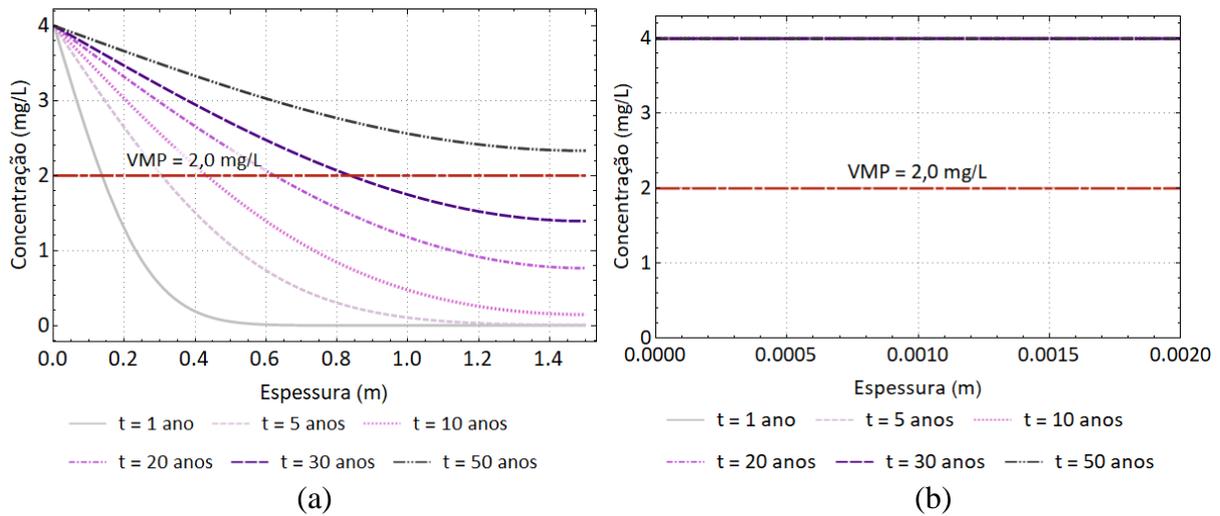


Figura A.9. Concentração \times espessura para o cobre por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.9.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 2 mm.

Cromo

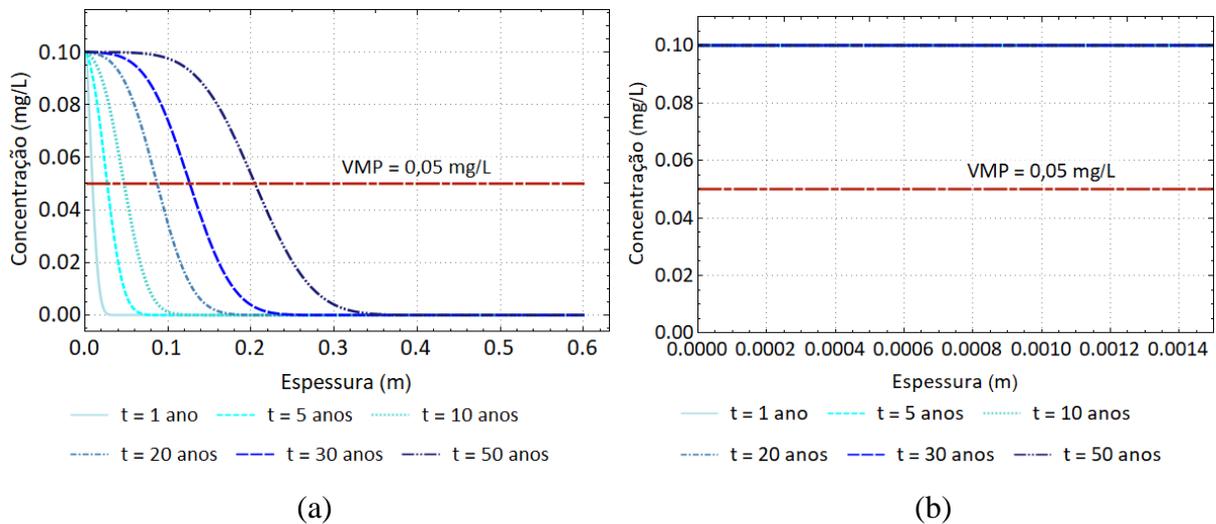


Figura A.10. Concentração \times espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.10.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

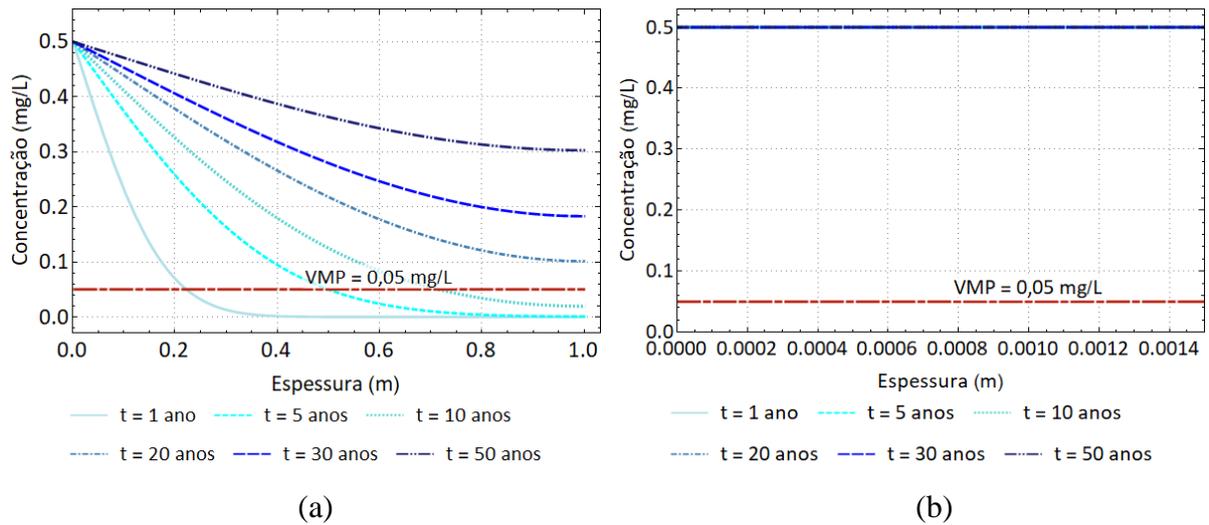


Figura A.11. Concentração \times espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.11.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

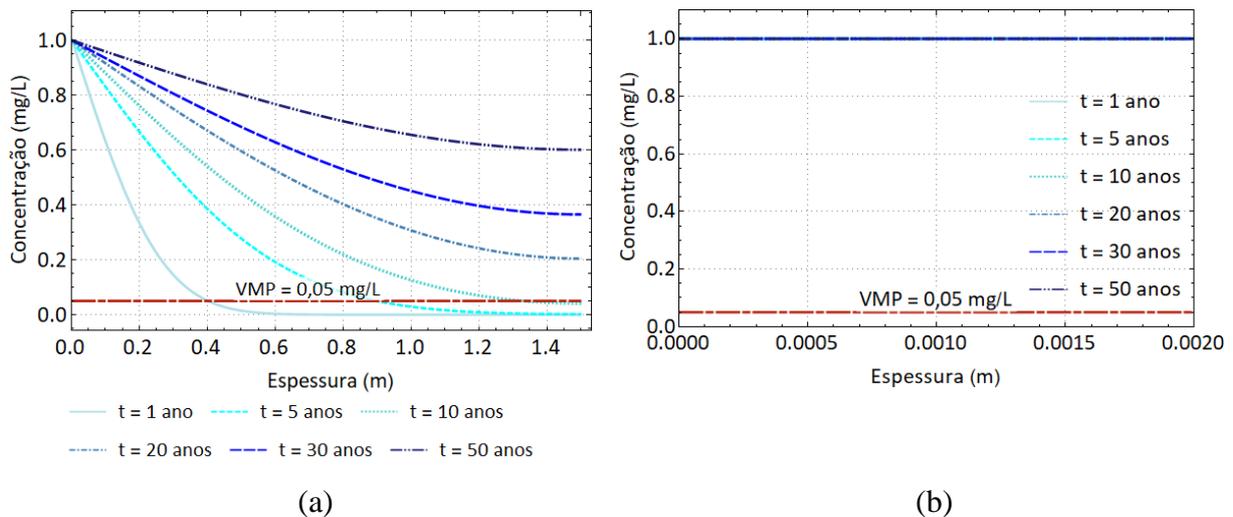


Figura A.12. Concentração \times espessura para o cromo por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.12.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 2 mm.

Cloretos

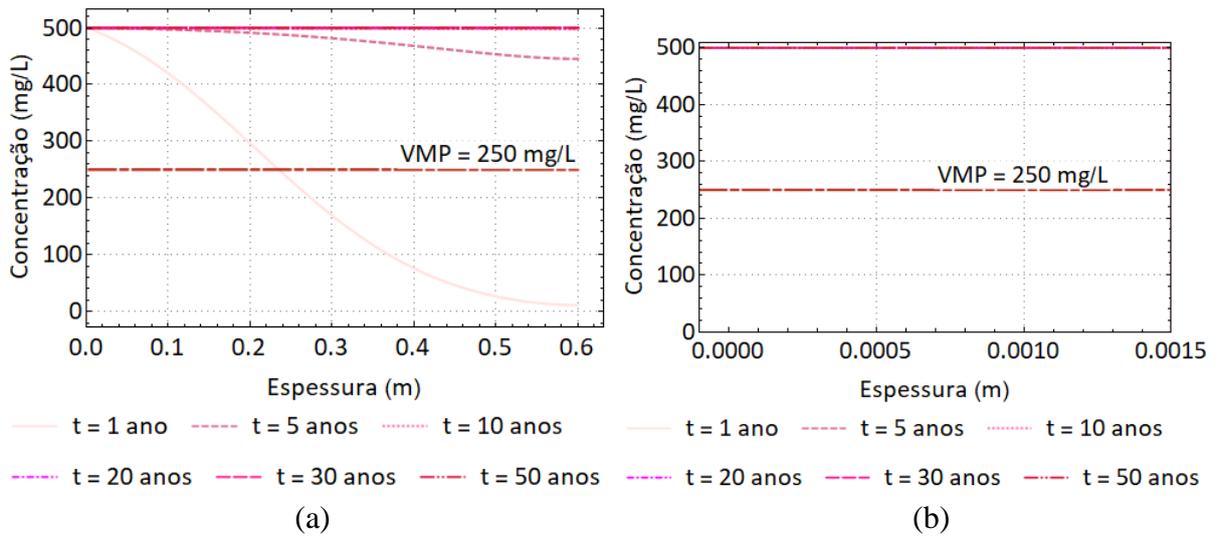


Figura A.13. Concentração × espessura para os clorets por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.13.
 (a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

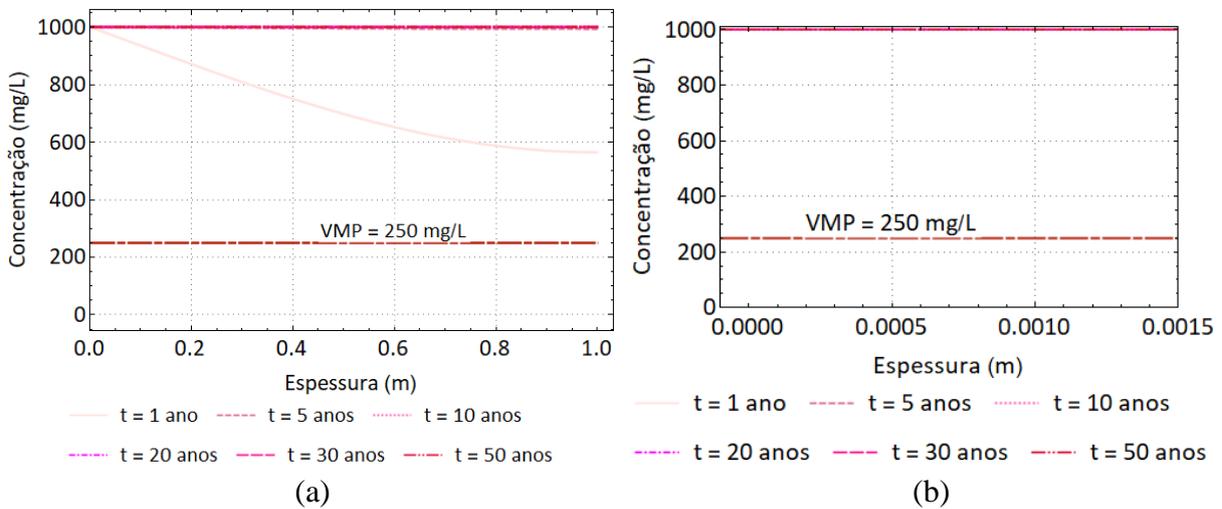


Figura A.14. Concentração × espessura para os clorets por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.14.
 (a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 1,5 mm.

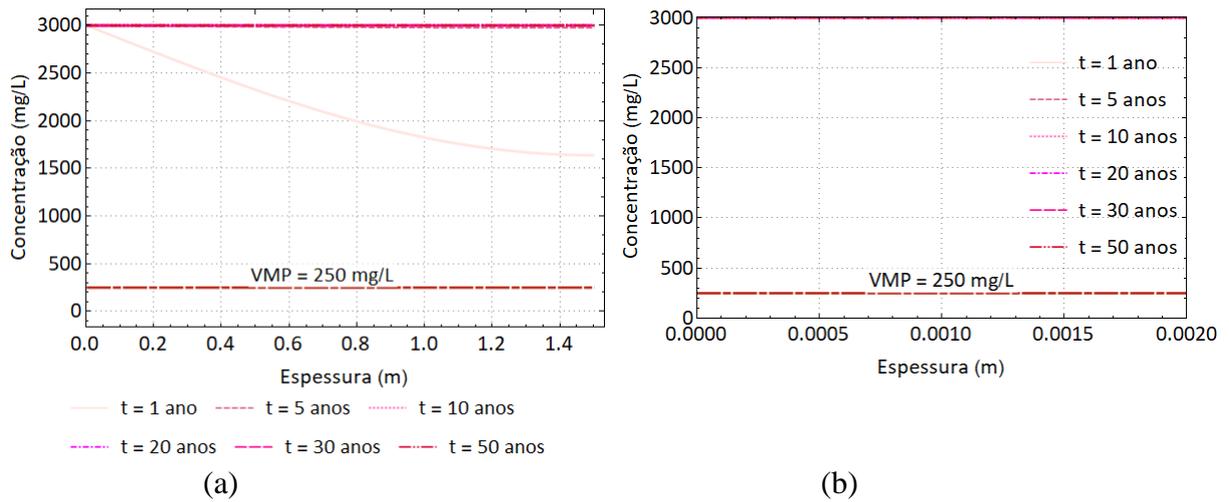
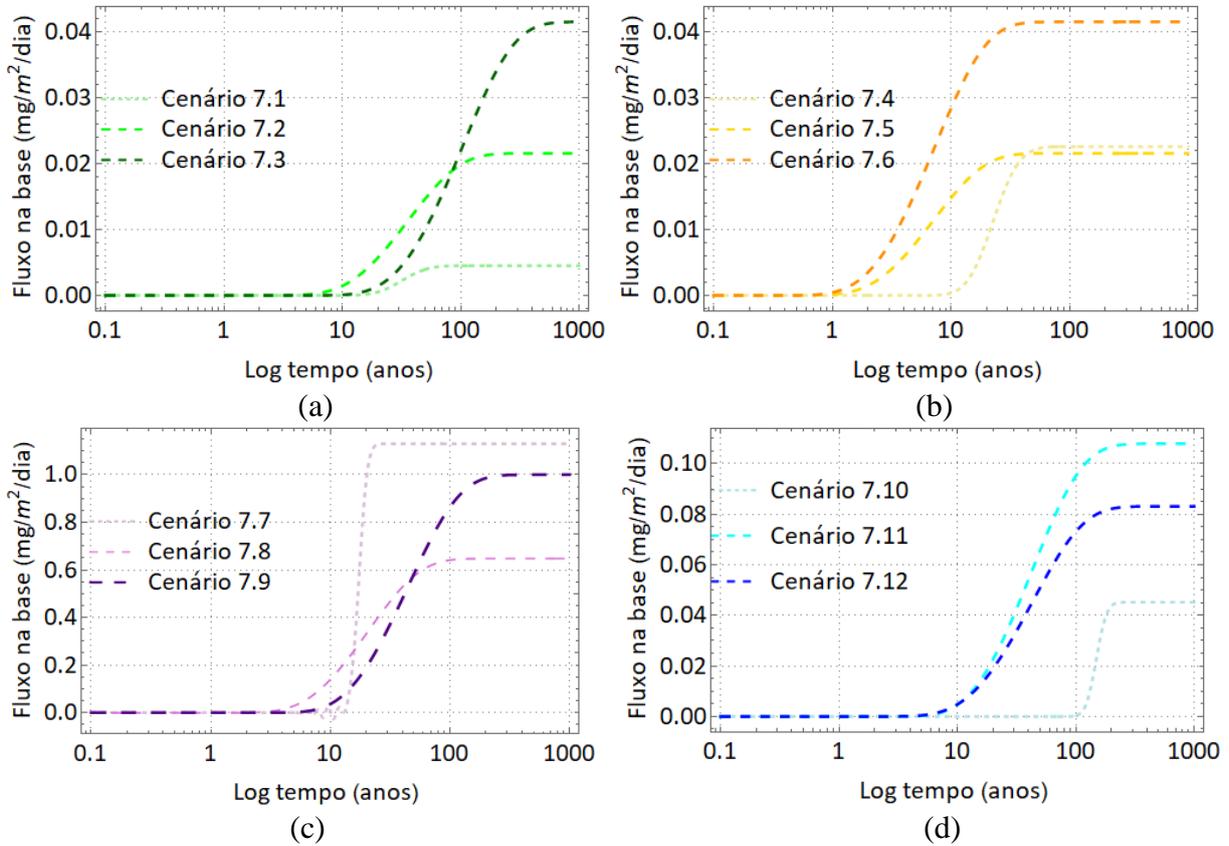
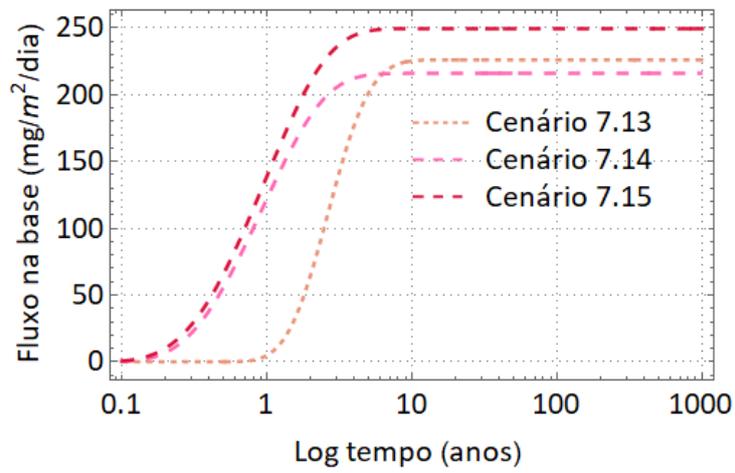


Figura A.15. Concentração × espessura para os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto – Cenário 7.15.

(a) Geomembrana com furos com argila compactada (b) Ampliação para visualizar a geomembrana de 2 mm.

Fluxo na base para os cinco contaminantes





(e)

Figura A.16. Fluxo na base \times tempo, em log, para o benzeno, o diclorometano, o cobre, o cromo e os cloretos por advecção, sorção e dispersão hidrodinâmica no *liner* composto com furos e rugas na GM.

ANEXOS

A. Solução de Carr (2020) e Lemos & Cavalcante (2021)

A solução proposta pelos autores considerou as seguintes condições gerais de contorno no topo/entrada ($z = 0$) e na base/saída ($z = L$):

$$a_0 c_1(0, t) - b_0 \frac{\partial c_1}{\partial z}(0, t) = g_0(t) \quad (\text{A.1})$$

$$a_L c_m(L, t) - b_L \frac{\partial c_m}{\partial z}(L, t) = g_L(t) \quad (\text{A.2})$$

As condições limites das Equações A.1 e A.2, a_0 , b_0 , a_L e b_L são constantes e $g_0(t)$ e $g_L(t)$ são funções auxiliares. Os subscritos “0” e “L” denotam o topo e o fundo do fundo do aterro sanitário, respectivamente. Como visto na Equação 2.40, pode-se considerar $a_0 = 1$, $b_0 = 0$ e $g_0(t) = c_0$. Dito isso, temos que:

Primeira camada ($i = 1$)

$$P_1(z, s) = \Psi_1(s) + \frac{a_0}{\beta_1(s)} \{ \lambda_{1,1}(s) \Psi_{1,2}(z, s) - \lambda_{1,2}(s) \Psi_{1,2}(\ell_1, s) \Psi_{1,1}(z, s) \} \Psi_1(s) \quad (\text{A.3})$$

$$A_1(z, s) = \frac{1}{\beta_1(s)} \{ \lambda_{1,2}(s) \Psi_{1,2}(\ell_1, s) \Psi_{1,1}(z, s) - \lambda_{1,1}(s) \Psi_{1,2}(z, s) \} \quad (\text{A.4})$$

$$B_1(z, s) = \frac{1}{\theta_1 D_1 \beta_1(s)} \{ [a_0 - b_0 \lambda_{1,1}(s)] \Psi_{1,1}(0, s) \Psi_{1,2}(z, s) - [a_0 - b_0 \lambda_{1,2}(s)] \Psi_{1,1}(z, s) \} \quad (\text{A.5})$$

$$\beta_1(s) = [a_0 - b_0 \lambda_{1,1}(s)] \lambda_{1,2}(s) \exp(-[\lambda_{1,1}(s) - \lambda_{1,2}(s)] \ell_1) - [a_0 - b_0 \lambda_{1,2}(s)] \lambda_{1,1}(s) \quad (\text{A.6})$$

Em que para os casos com a presença de geomembrana, o termo “ $\theta_l \times D_l$ ” deve ser alterado para “ $S_{L, GM} \times D_{GM}$ ”.

Camada do meio ($i = 2, \dots, m - 1$)

$$P_i(z, s) = \Psi_i(s) \quad (\text{A.7})$$

$$A_i(z, s) = \frac{1}{\theta_i D_i \beta_i(s)} \{ \lambda_{i,2}(s) \Psi_{i,2}(\ell_i, s) \Psi_{i,1}(z, s) - \lambda_{i,1}(s) \Psi_{i,2}(z, s) \} \quad (\text{A.8})$$

$$B_i(z, s) = \frac{1}{\theta_i D_i \beta_i(s)} \{ \lambda_{i,1}(s) \Psi_{i,1}(\ell_{i-1}, s) \Psi_{i,2}(z, s) - \lambda_{i,2}(s) \Psi_{i,1}(z, s) \} \quad (\text{A.9})$$

$$\beta_i(s) = \lambda_{i,1}(s) \lambda_{i,2}(s) \left\{ \exp(-[\lambda_{i,1}(s) - \lambda_{i,2}(s)](\ell_i - \ell_{i-1})) - 1 \right\} \quad (\text{A.10})$$

Última camada ($i = m$)

$$P_m(z, s) = \Psi_m(s) + \frac{a_L}{\beta_m(s)} \{ \lambda_{m,2}(s) \Psi_{m,1}(z, s) - \lambda_{m,1}(s) \Psi_{m,1}(\ell_{m-1}, s) \Psi_{m,2}(z, s) \} \Psi_m(s) \quad (\text{A.11})$$

$$A_m(z, s) = \frac{1}{\theta_m D_m \beta_m(s)} \{ [a_L - b_L \lambda_{m,2}(s)] \Psi_{m,2}(L, s) \Psi_{m,1}(z, s) - [a_L - b_L \lambda_{m,1}(s)] \Psi_{m,2}(z, s) \} \quad (\text{A.12})$$

$$B_m(z, s) = \frac{1}{\beta_m(s)} \{ \lambda_{m,1}(s) \Psi_{m,1}(\ell_{m-1}, s) \Psi_{m,2}(z, s) - \lambda_{m,2}(s) \Psi_{m,1}(z, s) \} \quad (\text{A.13})$$

$$\beta_m(s) = [a_L + b_L \lambda_{m,2}(s)] \lambda_{m,1}(s) \exp(-[\lambda_{m,1}(s) - \lambda_{m,2}(s)](\ell_m - \ell_{m-1})) - [a_L - b_L \lambda_{m,1}(s)] \lambda_{m,2}(s) \quad (\text{A.14})$$

Nos casos com a presença de geomembrana, o termo “ $\theta_m \times D_m$ ” deve ser alterado para “ $S_{L, GM} \times D_{GM}$ ”.

Para todas as camadas ($i = 1, \dots, m$)

$$\Psi_i(s) = \frac{\gamma_i s^{-1} + R_i f_i}{\lambda_i + R_i s} \quad (\text{A.15})$$

$$\Psi_{i,1}(z, s) = \exp[\lambda_{i,1}(s)(x - \ell_i)], \text{ onde } \ell_m = L \quad (\text{A.16})$$

$$\Psi_{i,2}(z, s) = \exp[\lambda_{i,2}(s)(x - \ell_{i-1})], \text{ onde } \ell_0 = 0 \quad (\text{A.17})$$

$$\lambda_{i,1}(s) = \frac{v_i + \sqrt{v_i^2 + 4D_i(R_i s + \lambda_i)}}{2D_i} \quad (\text{A.18})$$

$$\lambda_{i,2}(s) = \frac{v_i - \sqrt{v_i^2 + 4D_i(R_i s + \lambda_i)}}{2D_i} \quad (\text{A.19})$$

$$\left\{ \begin{array}{l} a_{1,1} = B_1(\ell_1, s) - A_2(\ell_1, s) \\ a_{1,2} = -B_2(\ell_1, s) \\ a_{i,i-1} = A_i(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, m-2 \\ a_{i,i} = B_i(\ell_i, s) - A_{i+1}(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, m-2 \\ a_{i,i+1} = -B_{i+1}(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, m-2 \\ a_{m-1,m-2} = A_{m-1}(\ell_{m-1}, s), \\ a_{m-1,m-1} = B_{m-1}(\ell_{m-1}, s) - A_m(\ell_{m-1}, s), \\ b_1 = P_2(\ell_1, s) - P_1(\ell_1, s) - A_1(\ell_1, s)G_0(s), \\ b_i = P_{i+1}(\ell_i, s) - P_i(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, m-2 \\ b_{m-1} = P_m(\ell_{m-1}, s) - P_{m-1}(\ell_{m-1}, s) + B_m(\ell_{m-1}, s)G_L(s) \end{array} \right. \quad (\text{A.20})$$

Os termos $G_I(s), \dots, G_{m-I}(s)$ são obtidos pela continuidade de concentração em cada interface do domínio de Laplace, em que:

$$C_i(\ell_i, s) = C_{i+1}(\ell_i, s) \quad i = 1, \dots, m-1 \quad (\text{A.21})$$

Feito isso, a substituição da Equação A.22 para a Equação A.24 no sistema de equações resulta em um sistema linear onde $\mathbf{x} = [G_I(s), \dots, G_{m-I}(s)]^T$:

$$\mathbf{Ax} = \mathbf{b} \quad (\text{A.22})$$

Onde $\mathbf{A} = (a_{i,j}) \in \mathbb{C}^{(m-1) \times (m-1)}$ é uma matriz tridiagonal e $\mathbf{b} = (b_i) \in \mathbb{C}^{(m-1)}$ é um vetor com as entradas apresentadas na Equação A.20.

Para duas camadas, o modelo pode ser simplificado do seguinte modo.

A concentração das camadas no domínio Laplace é dada por:

$$C_1(z, s) = A_1(z, s)G_0(s) + B_1(z, s)G_1(s) + P_1(z, s) \quad (\text{A.23})$$

$$C_2(z, s) = A_2(z, s)G_1(s) + B_2(z, s)G_L(s) + P_2(z, s) \quad (\text{A.24})$$

O sistema linear apresentado na Equação A.20 se reduz à:

$$G_1(s) = (B_1(\ell_1, s) - A_2(\ell_1, s))^{-1} [P_2(\ell_1, s) - P_1(\ell_1, s) - A_1(\ell_1, s)G_0(s) + B_2(\ell_1, s)G_L(s)] \quad (\text{A.25})$$

Além disso, pela complexidade em converter a solução do espaço de Laplace para espaços z e t , uma solução numérica foi proposta baseada na suposição de Trefethen *et al.* (2006). Ela permite calcular o inverso da função Laplace, em que:

$$c_i(z, t) = \mathcal{L}^{-1}\{C_i(z, s)\} \approx -\frac{2}{t} \Re \left\{ \sum_{k \in O_N} w_k C_i(z, s_k) \right\} \quad (\text{A.26})$$

onde N é par, N é o conjunto de inteiros ímpares positivos menores que N , $s_k = z_k / t$ e $w_k, s_k \in \mathbb{C}$ são os resíduos e polos das melhores (N, N) aproximações racionais de e^z na linha negativa real (Carr, 2020). Ambos w_k e z_k são constantes e podem ser recalculadas usando uma função providenciada (Trefethen *et al.* 2006).

Por fim, para a determinação do fluxo por uma camada arbitrária, os autores Lemos & Cavalcante (2021) propuseram que:

A equação do fluxo de massa combinada com a Equação A.26, torna-se:

$$J_i(z, t) = -\frac{2\theta_i v_i}{t} \Re \left\{ \sum_{k \in O_N} w_k C_i(z, s_k) \right\} + \frac{2\theta_i D_i}{t} \Re \left\{ \sum_{k \in O_N} w_k \frac{\partial C_i(z, s_k)}{\partial z} \right\} \quad (\text{A.27})$$