



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CAMPUS RUSSAS
CURSO DE ENGENHARIA CIVIL

ISABELA GUILHEM BEZERRA DA SILVA

**EVOLUÇÃO DA DISPERSÃO DE COBRE EM LINERS DE ATERRO SANITÁRIO:
MODELAGEM COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL**

RUSSAS

2025

ISABELA GUILHEM BEZERRA DA SILVA

EVOLUÇÃO DA DISPERSÃO DE COBRE EM LINERS DE ATERRO SANITÁRIO:
MODELAGEM COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Civil do Campus Russas da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do grau de bacharel em Engenharia Civil.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Daniela Lima Machado da Silva

RUSSAS

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

B469e Bezerra da Silva, Isabela Guilhem.
Evolução da dispersão de cobre em liners de aterro sanitário: modelagem como ferramenta de avaliação ambiental / Isabela Guilhem Bezerra da Silva. – 2025.
61 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Campus de Russas, Curso de Engenharia Civil, Russas, 2025.
Orientação: Prof. Dr. Daniela Lima Machado da Silva.

1. Aterro Sanitário. 2. Cobre. 3. Solos. I. Título.

CDD 620

ISABELA GUILHEM BEZERRA DA SILVA

EVOLUÇÃO DA DISPERSÃO DE COBRE EM LINERS DE ATERRO SANITÁRIO:
MODELAGEM COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Graduação em Engenharia Civil do Campus Russas da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharelado em Engenharia Civil.

Aprovado em: 24/07/2025

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Daniela Lima Machado da
Silva (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. M.Sc. Gabriel Araújo Paes Freire
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

Prof. Dr. Thayres de Sousa Andrade
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dedico este trabalho aos meus pais, minha base inabalável, que abriram mão de tantos sonhos para que o meu pudesse se concretizar. A força e o amor de vocês me acompanham em cada passo, lembrando-me de que, mesmo nos momentos mais desafiadores, nunca estarei sozinha. Este sonho também é de vocês.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me conceder força durante toda essa jornada e permitir que mais um sonho fosse concretizado. Nos momentos de aflição, foi ele que me amparou, cuidou, acolheu e sustentou.

Aos meus pais, Silvana e Raimundo, que abdicaram de muitas coisas e trabalharam incansavelmente para proporcionar o melhor para mim, sempre me ensinando o caminho dos estudos, amor, fé e perseverança. Vocês são o meu alicerce, os meus guias, os meus maiores incentivadores, e a vocês devo tudo o que conquistei na minha vida e mais que isso, todo o meu amor.

A minha gatinha Kitty, companheira de 4 patas durante toda a graduação e que me fez sentir menos sozinha, alegrando os meus dias tristes e fazendo companhia nos dias felizes. Sem o seu suporte emocional, lealdade e amizade tudo teria sido difícil de suportar.

A minha querida orientadora e professora Dra. Daniela Lima Machado da Silva, pela sua paciência, ensinamentos, oportunidades, dedicação e sabedoria. Aos professores Dra. Elizabeth May Braga Dulley Pontedeiro e Dr. Martinus Th. Van Genuchten, pelas sugestões valiosas e contribuições significativas para a elaboração deste trabalho, expresso a minha mais sincera gratidão.

A todos os professores que passaram e contribuíram de alguma forma a minha jornada acadêmica, os seus ensinamentos foram essenciais para formar a profissional e pessoa que sou hoje.

Aos meus amigos, em especial Vytorya, Larissa, Millyanne, Levi e Isa, por sempre me ouvirem e estarem comigo nos momentos mais desafiadores, compartilhando risadas, acolhimento, incentivo e apoio.

A todos que me apoiaram e torceram por mim, a minha mais sincera gratidão.

”O tempo é um dom divino, outorgado ao homem para que o explore, sim, meu caro Engenheiro, para que o explore a serviço do progresso da humanidade.”

(Thomas Mann)

RESUMO

A gestão sustentável dos resíduos sólidos urbanos é um dos principais desafios ambientais da atualidade, especialmente no que se refere à contaminação dos solos por metais pesados. O avanço da industrialização e o crescimento populacional têm intensificado os impactos ambientais, tornando necessária a adoção de soluções eficazes na engenharia civil para mitigar esses efeitos. Este estudo tem como objetivo analisar a contaminação do solo por metais pesados oriundos da decomposição de resíduos sólidos urbanos, com enfoque na contaminação por cobre. A pesquisa justifica-se pela necessidade de compreender os mecanismos de interação entre os metais pesados e o solo, bem como os impactos resultantes da presença dessas substâncias em diferentes condições ambientais. A metodologia dessa pesquisa consistiu na modelagem computacional por meio do software Hydrus 1D, que permitiu simular no período de 16 anos (5844 dias) o transporte de solutos e o fluxo de água no solo. O estudo de caso teve como foco os solos utilizados em um aterro sanitário localizado no semiárido paraibano, que recebe grandes volumes de resíduos urbanos e industriais, sendo um ponto estratégico para avaliar os impactos ambientais associados à poluição dos solos. A modelagem foi realizada utilizando a caracterização geotécnica de misturas de solo arenoso e bentonita nas proporções de 15%, 20% e 25% (massa/massa), os quais são utilizados como liner em um aterro sanitário. Os resultados demonstraram que o teor de bentonita influencia significativamente na contenção do contaminante ao longo do tempo. A mistura com 15% apresentou maior fluxo acumulado de água (20,75 cm/ano) e menor retenção de cobre, com maior taxa de migração (262,67 mg/cm³/ano), indicando maior vulnerabilidade. Em contrapartida, os solos com 20% e 25% de bentonita apresentaram melhor desempenho, com maiores taxas de adsorção e menores gradientes de concentração (0,01143 mg/cm³ e 0,00282 mg/cm³, respectivamente). A simulação de longo prazo evidenciou a importância da seleção criteriosa de materiais para a base dos aterros, especialmente em regiões vulneráveis, como o semiárido. Conclui-se que misturas com maior teor de bentonita são mais eficazes na retenção do cobre, reduzindo o potencial de lixiviação e protegendo as camadas inferiores do solo e os aquíferos.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos; contaminação do solo; metais pesados; cobre; aterro sanitário; modelagem computacional; Hydrus 1D.

ABSTRACT

The sustainable management of municipal solid waste is one of the main environmental challenges today, particularly concerning soil contamination by heavy metals. The advancement of industrialization and population growth has intensified environmental impacts, making it necessary to adopt effective solutions in civil engineering to mitigate these effects. This study aims to analyze soil contamination by heavy metals resulting from the decomposition of municipal solid waste, with a focus on copper contamination. The research is justified by the need to understand the interaction mechanisms between heavy metals and soil, as well as the impacts resulting from the presence of these substances under different environmental conditions. The methodology of this research consisted of computational modeling using the Hydrus 1D software, which allowed the simulation of solute transport and water flow in the soil over a period of 16 years (5,844 days). The case study focused on soils used in a sanitary landfill located in the semi-arid region of Paraíba, Brazil, which receives large volumes of urban and industrial waste, making it a strategic site for assessing the environmental impacts associated with soil pollution. The modeling was carried out using the geotechnical characterization of sandy soil and bentonite mixtures in proportions of 15%, 20%, and 25% (by mass), which are commonly used as liners in sanitary landfills. The results showed that the bentonite content significantly influences the contaminant containment over time. The 15% mixture showed higher cumulative water flow (20.75 cm/year) and lower copper retention, with a higher migration rate (262.67 mg/cm³/year), indicating greater vulnerability. In contrast, the 20% and 25% bentonite mixtures performed better, with higher adsorption rates and lower concentration gradients (0.01143 mg/cm³ and 0.00282 mg/cm³, respectively). The long-term simulation highlighted the importance of careful material selection for landfill liners, especially in vulnerable regions such as the semi-arid zone. It is concluded that mixtures with higher bentonite content are more effective in retaining copper, reducing leaching potential, and protecting the lower soil layers and aquifers.

Keywords: municipal solid waste; soil contamination; heavy metals; copper; sanitary landfill; computational modeling; Hydrus 1D.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Componentes que constituem um aterro sanitário de resíduos sólidos.....	23
Figura 2 – Composição do lixiviado em relação a fase de degradação dos resíduos sólidos biodegradáveis	28
Figura 3 – Pluma de contaminação causada por contaminantes industriais.....	29
Figura 4 – Esquema de uma seção transversal S1 do ASCG.....	34
Figura 5 – Perfil do solo gerado pelo programa Hydrus 1D com 3 camadas.....	37
Figura 6 – Perfil do solo gerado pelo programa Hydrus 1D com 2 camadas.....	38
Figura 7 – Gráfico do fluxo acumulado de água para o solo 15SB.....	41
Figura 8 – Gráfico do volume de água <i>versus</i> profundidade do solo 15SB	42
Figura 9 – Gráfico do fluxo acumulado de água para o solo 20SB.....	43
Figura 10 – Gráfico do fluxo acumulado de água para o solo 25SB.....	43
Figura 11 – Gráfico do fluxo acumulado de água para o solo 20SB.....	44
Figura 12 – Gráfico do fluxo acumulado de água para o solo 25SB.....	44
Figura 13 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto Cobre para o solo 15SB.....	46
Figura 14 – Gráfico da concentração do soluto Cobre para o solo 15SB.....	46
Figura 15 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto + água para o solo 15SB.....	47
Figura 16 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto Cobre para o solo 20SB.....	48
Figura 17 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto Cobre para o solo 25SB.....	48
Figura 18 – Gráfico da concentração do soluto Cobre para o solo 20SB.....	49
Figura 19 – Gráfico da concentração do soluto Cobre para o solo 25SB.....	49
Figura 20 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto + água para o solo 20SB.....	50
Figura 21 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto + água para o solo 25SB.....	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Emissões de metais pesados por setor industrial	19
Tabela 2 – Parâmetros do solo natural e dos solos 15SB, 20SB e 25SB (solo + bentonita)...	38
Tabela 3 – Dados de entrada Hydrus 1D	39
Tabela 4 – Parâmetros hidráulicos para RSU.....	39
Tabela 5 – Parâmetros hidráulicos para RSU adaptados.....	39
Tabela 6 – Características da estação meteorológica de Campina Grande (PB).....	40
Tabela 7 – Parâmetros de entrada do modelo de Langmuir para inserção no HYDRUS 1D. ...	40

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas

ASCG Aterro Sanitário de Campina Grande

Cu Cobre

HYDRUS 1D Software de simulação de transporte de água e soluto em meio poroso

INMET Instituto Nacional de Meteorologia

PB Paraíba

RSU Resíduos Sólidos Urbanos

TCC Trabalho de Conclusão de Curso

LISTA DE SÍMBOLOS

q	Quantidade de metal adsorvido (mg/g)
k	Constante relacionada à energia de ligação (cm ³ /mg)
b	Capacidade máxima de adsorção (mg/cm ³)
C_{eq}	Concentração de equilíbrio na solução (mg/cm ³)
θ	Conteúdo volumétrico de água no solo (L/m ²)
K_s	Condutividade hidráulica saturada (cm/dia)
n	Parâmetro da equação de van Genuchten
l	Parâmetro de forma da curva de retenção
θ_s	Umidade do solo na saturação
θ_r	Umidade residual
K_l	Constante de Langmuir (mg/cm ³)
t	Tempo (dias)
Ψ	Função do potencial capilar

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	Objetivo geral	14
1.2	Objetivos específicos	14
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
2.1	Poluição dos Solos	16
2.1.1	<i>Poluição dos Solos por metais pesados</i>	18
2.1.2	<i>Impactos dos resíduos sólidos no solo</i>	21
2.2	Aterro Sanitário	22
2.2.1	<i>Estrutura e componentes do aterro sanitário</i>	23
2.2.2	<i>Definição de camada base</i>	25
2.2.3	<i>Formação e decomposição do lixiviado</i>	26
2.3	Modelagem de Plumas de Contaminação	28
2.3.1	<i>Definição de plumas</i>	29
2.3.2	<i>Modelagem computacional</i>	30
2.4	Cobre	31
3	METODOLOGIA	34
3.0.1	<i>Área de Estudo</i>	34
3.0.2	<i>Hydrus 1D</i>	35
3.0.3	<i>Parâmetros de entrada</i>	36
4	RESULTADOS	41
4.1	Fluxo de água	41
4.2	Fluxo de Cobre	45
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	52
5.1	Conclusões	52
5.2	Sugestões de trabalhos futuros	53
	REFERÊNCIAS	54

1 INTRODUÇÃO

As características do solo são primordiais na engenharia para qualquer tipo de construção realizada, norteadas desde os materiais a serem utilizados até o sistema construtivo a ser adotado. O avanço da industrialização, o aumento populacional e o consumo desenfreado de recursos naturais têm contribuído significativamente para a intensificação dos impactos ambientais, especialmente no que se refere a poluição dos solos.

A contaminação dos solos representa uma ameaça direta não apenas ao meio ambiente, mas também à saúde pública, uma vez que substâncias tóxicas podem ser absorvidas pelo solo e, conseqüentemente, atingir a água subterrânea, contaminando fontes de água potável e prejudicando fauna e flora locais. Devido a isso, a adoção de técnicas que visam à redução dos impactos ambientais pelas atividades antrópicas, tais como a disposição final dos resíduos sólidos urbanos, pode contribuir na mitigação desses impactos negativos (Adriano, 2001).

Entre essas soluções, destaca-se o uso de aterros sanitários devidamente projetados e regulamentados, que visam minimizar os efeitos adversos da disposição inadequada de resíduos. A estrutura e gerenciamento desses aterros requerem uma abordagem multidisciplinar, abrangendo a modelagem de plumas de contaminação, a decomposição dos resíduos e a dinâmica dos metais pesados presentes no lixiviado no solo, uma vez que esses elementos podem comprometer a qualidade ambiental da área onde estão inseridos (Rowe, 2020).

Diferentemente de outros agentes contaminantes, os metais pesados se destacam por sua persistência no meio ambiente, uma vez que não podem ser destruídos nem sintetizados por processos biológicos ou químicos naturais. Seus efeitos tóxicos impactam não apenas os ecossistemas, mas também a saúde humana, com manifestações que podem ocorrer a curto prazo. Entre esses metais, o cobre (Cu) é um dos mais recorrentes nos aterros sanitários, sendo liberado a partir da degradação de resíduos sólidos urbanos que o contêm em sua composição, como resíduos de equipamentos eletroeletrônicos, materiais da construção civil, pilhas, baterias e resíduos orgânicos (Kabata-pendias, 2011).

A Resolução CONAMA nº 420/2009 estabelece como Valor de Referência de Qualidade (VRQ) para o cobre no solo o limite de 60 mg/kg, acima do qual pode haver risco ambiental, mesmo sem destinação específica do solo. Para solos com uso definido, os Valores de Investigação (VI) são mais elevados, sendo de 200 mg/kg para uso agrícola, 300 mg/kg para uso residencial e 900 mg/kg para uso industrial, níveis que indicam a necessidade de investigação quanto ao risco potencial à saúde humana e ao ambiente (Brasil, 2009).

A camada de base de um aterro sanitário desempenha uma função essencial na contenção de contaminantes. Essa camada, comumente chamada de liner, tem como principal objetivo impedir ou minimizar a infiltração do lixiviado no subsolo e, conseqüentemente, evitar a contaminação do solo e das águas subterrâneas. Sua eficácia está diretamente relacionada à escolha adequada dos materiais utilizados na sua composição, onde existem diversos tipos de liners que podem ser classificados em naturais (argilas compactadas), sintéticos (geomembranas de polietileno de alta densidade - PEAD) ou compostos (combinação de materiais naturais e sintéticos).

Neste estudo, a camada de base é constituída por uma mistura de solo local com solo bentonítico, uma argila com alta capacidade de absorção e baixa permeabilidade. Essa combinação apresenta diversas vantagens, como a redução da permeabilidade hidráulica, maior retenção de contaminantes e custo reduzido, uma vez que aproveita materiais disponíveis localmente, promovendo uma solução eficiente e economicamente viável para a impermeabilização da base do aterro (Daniel, 2018).

Diante dessa realidade, o presente estudo buscou analisar a contaminação dos solos por metais pesados provenientes da decomposição de resíduos sólidos urbanos e industriais, com enfoque especial na contaminação por cobre, um dos elementos amplamente utilizados na indústria moderna e que apresenta alto potencial de poluição quando não tratado adequadamente. A pesquisa se justifica pela necessidade de compreender os processos de interação entre esses metais e o solo, bem como os impactos resultantes da sua presença em diferentes concentrações e condições ambientais.

1.1 Objetivo Geral

Analisar o comportamento do transporte e da retenção do cobre (Cu) em misturas de solos utilizados como liner em um aterros sanitário localizado no seminário paraibano, por meio de modelagem computacional com o software Hydrus 1D.

1.2 Objetivos específicos

- Realizar uma análise comparativa entre a dispersão do fluxo vertical de água e solução contaminante contendo cobre, considerando um cenário de 16 anos (5844);

- Avaliar a influência das diferentes proporções de bentonita (15%, 20% e 25% massa/massa) nas misturas de solo quanto à retenção e mobilidade do cobre;
- Comparar os resultados dos fluxos acumulados e gradientes de concentração nos diferentes solos analisados, identificando os que oferecem maior proteção contra a migração de contaminantes;
- Verificar a eficácia das misturas como barreira de base (*liner*) para conter a migração de Cu considerando o potencial de lixiviação a longo prazo;
- Contribuir para o aprimoramento de critérios técnicos na seleção de materiais utilizados em camadas de base de aterros sanitários em regiões semiáridas.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Poluição dos Solos

O solo é um dos principais fatores contribuintes para toda a vida e sua sustentação desde os primórdios da humanidade, onde todas as obras construídas sobre um solo necessitam da mínima análise do terreno na qual ela está sendo alocada. A sua formação se dá por meio de processos químicos e físicos ocasionando a alteração das rochas, nomeado intemperismo. Dentro da Engenharia Civil no Brasil, há presente no território três solos que são mais predominantes, sendo eles: arenoso, argiloso e siltoso.

Sendo assim, a composição dos solos se dá prioritariamente e comumente com partículas e água nos espaços intermediários entre os grãos. O movimento deles e a força gerada pelos contatos entre si irá definir o comportamento do solo, em que várias teorias iniciadas pela Engenharia Civil e expandidas para a área de Mecânica dos Solos apresentam teorias e cálculos para estabelecer parâmetros a estas e mais diversas outras variáveis pertinentes ao solo (Pinto, 2013).

As suas principais diferenças estão no tamanho das partículas e nos Limites de Plasticidade e Liquidez (classificado de acordo com a SUCS, criada por Casagrande no ano de 2017). Para partículas de maiores dimensões, o peneiramento é o método mais adequado para a aferição das características como a dimensão e o peso da amostra. Já os solos com partículas menores o processo de sedimentação é o mais adequado, onde o respectivo solo é misturado com água destilada e o processo é observado.

Conforme define a CETESB, o solo é formado por diversas camadas denominadas horizontes que podem apresentar a mesma composição ao longo da profundidade ou diferentes tipologias conforme o tamanho das partículas. A granulometria irá influenciar diretamente na capacidade que o solo terá de transportar os poluentes. Como exemplo, pode-se citar os solos ácidos, arenosos e baixos em matéria orgânica, havendo uma maior possibilidade das substâncias atingirem o subterrâneo.

O comportamento dos solos é amplamente influenciado pelo movimento relativo entre suas partículas e pelas forças de contato exercidas entre elas. Essas forças podem atuar tanto entre as moléculas constituintes do próprio solo quanto em relação a outros componentes frequentemente em interação com o solo, como a água. No caso da água, forma-se uma estrutura em camadas devido ao desequilíbrio entre os átomos que a compõem, resultando em interações específicas com as partículas do solo.

Diante disso, a sua complexidade e a possibilidade de exploração e de uso para os seres humanos tem causado impactos negativos devido ao uso exagerado e a realização de alterações indevidas em suas características que podem ser prejudiciais ao ecossistema como um todo (Fraga *et al*, 2005). A NBR 10703 define a destruição do solo como uma alteração em suas características relacionadas a fauna e flora presentes, a camada fertilizável do solo e a qualidade do sistema hídrico.

O Departamento de Defesa dos Estados Unidos (DoD), no ano de 2011, estimou que 126 mil locais existentes no país apresentam contaminação em níveis inaceitáveis de resíduos, principalmente aqueles considerados perigosos, e a sua restauração foi classificada como inalcançável mesmo com anos de trabalho para executá-la. Dentro do Brasil, os estudos para detalhamento e posterior restauração destas áreas ainda são escassos, e os dados são precários para estabelecer uma linearidade (Hart, 2023).

As substâncias tóxicas lançadas têm a capacidade de diminuir a qualidade não só do solo, mas de todo o sistema nele inserido, sendo a água, o ar e a biodiversidade local. O problema é um alerta a saúde pública, visto que em muitos casos esta contaminação pode não ser vista a olho nu, mas estar presente nos alimentos cultivados e na água ingerida e utilizada para a higienização, gerando uma lenta contaminação e acumulação no corpo humano (Bento *et al*, 2021).

De acordo com a European Environment Agency, as principais atividades que geram impactos ambientais nos solos são a agricultura, com o uso desenfreado de agrotóxicos no cultivo; a ocupação populacional com a construção de habitações; a indústria, com o lançamento de resíduos que apresentam composições que alteram a química dos solos e a construção de estradas e rodovias devido a ampliação do sistema de transportes. O processo em que os agrotóxicos se ligam ao solo é denominado adsorção, onde as moléculas de um líquido são aderidas pelo solo (adsorvente) (Correia *et al*, 2007).

A globalização tecnológica gerou o consumo exacerbado de aparelhos eletrônicos e o seu constante descarte devido a novos modelos sendo lançados e divulgados fazem com que a sua inserção no meio ambiente seja de forma indevida, com a ausência de tratamento e as suas substâncias se tornarem tóxicos para o solo sendo em sua maioria metais pesados, que são altamente prejudiciais para a saúde dos seres humanos, devido a sua dificuldade de sintetização pelos organismos (Kasper *et al*, 2009).

Segundo Bortolin, o principal responsável para a grande quantidade de lixo industrial eletrônico seria o sistema econômico mundial em que todos os países estão inclusos atualmente, o Modelo de Produção e Consumo Capitalista (MPCC), em que muitas relações entre empresas, nações e produtos fazem com que o crescimento seja constante e ágil, corroborando para o sentimento de desinteresse nos produtos já que novos são lançados e antigos descartados. A prioridade será o poder econômico, e isto afeta conseqüentemente não só o presente, mas o futuro também.

2.1.1 Poluição dos Solos por metais pesados

Os metais pesados são assim chamados devido ao seu grande peso molecular, também denominado de densidade molecular ou peso atômico, usualmente maior que 5 g/cm^3 , apresentando na tabela periódica altos números atômicos (valores maiores que 20). Devido as suas vastas características resistivas e reativas, a sua capacidade de bioacumulação no meio ambiente e nos organismos pode ser prejudicial em quantidades inseguras, principalmente se tratando dos metais considerados mais tóxicos, sendo alguns deles o Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Cádmio (Cd) e Zinco (Zn) (Hawkes, 1997).

Há uma variabilidade de formatos em que estes metais podem ser encontrados na natureza, podendo ser aquosos, em forma de íons livres, gasosos ou sólidos. Dificilmente essas partículas metálicas irão estar sozinhas, combinando-se com estruturas mais complexas como hidróxidos e óxidos, além de serem altamente influenciáveis pelo pH do meio, visto que quanto mais ácido o meio estiver, o estímulo para ocorrer a troca de cargas negativas e positivas será maior, aumentando a atração eletrostática.

A contaminação dos solos pode correr de maneira antropogênica, com o depósito direto ou indireto de produtos como detergente, solventes e diversos tipos de agrotóxicos ou de acumulações resultantes de processos naturais das rochas formando minerais primários. A Tabela 01 apresenta as quantidades, em toneladas/ano, em que as principais atividades industriais emitem os metais pesados na atmosfera, sendo a principal delas com maiores valores a indústria de metais não ferrosos, devido aos processos de fundição, refino e produção de metais como cobre, zinco e chumbo, que liberam grandes quantidades de resíduos.

Tabela 1 – Emissões de metais pesados por setor industrial

Setor Industrial	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Sn	Zn
Papel e celulose	0.02	1.1	0.5	0.01	0.3	0.1	-	2.4
Petroquímica	0.05	0.8	0.3	0.03	1.2	0.5	-	1.8
Cloro-álcalis (eletrolítica)	0.01	0.2	0.1	0.15	0.1	0.05	-	0.3
Fertilizantes	0.3	0.5	0.4	0.02	0.7	0.2	-	5.0
Refinaria de petróleo	0.1	1.5	0.6	0.04	2.0	1.0	-	3.2
Metais não ferrosos	2.5	8.0	12.0	0.3	15.0	4.0	1.2	20.0
Automotivo/aeronáutico	0.2	3.0	4.0	0.01	5.0	1.5	0.8	8.0
Vidro/cimento/cerâmica	0.1	2.0	0.8	0.02	3.0	0.7	-	4.5
Têxtil	0.02	0.7	0.2	-	0.4	0.1	-	1.0
Curtumes	0.01	10.0	0.3	-	0.5	0.2	-	2.0
Siderurgias	0.4	12.0	6.0	0.1	8.0	3.0	0.5	15.0
Termoelétricas (carvão)	0.5	5.0	3.0	0.25	6.0	2.0	-	10.0

Fonte: Adaptado de Pacyna & Pacyna (2001).

Todavia, a atividade que mais gera uma variabilidade de metais pesados com diferentes impactos são as usinas siderúrgicas onde o metal é a principal matéria prima, principalmente devido as altas quantidades de água utilizada tanto nos processos de produção quanto na limpeza e manutenção das máquinas, onde a maior dificuldade é o seu reaproveitamento.

Nas grandes cidades, a predominância de atividades industriais com a queima de carvão e petróleo, que tem como objetivo servirem de combustível e fonte de energia para o funcionamento destes polos emitem os diversos metais de forma particulada na atmosfera por meio do vapor, e isto evidencia a importância da análise e uso de fontes que reduzam a quantidade de contaminantes no ar e sejam mais limpas como o gás natural, em que, por exemplo, a quantidade de mercúrio (Hg) será 1.200 menor se comparada ao carvão mineral (Lacerda, 2007).

A disposição inadequada de resíduos sólidos é uma das principais fontes de contaminação do solo e da água por metais pesados. Aterros sanitários e lixões, quando não devidamente impermeabilizados, permitem que o chorume infiltre no solo, carreando metais como chumbo (Pb), cádmio (Cd) e cromo (Cr) para os lençóis freáticos (Smith *et al.*, 2013). Estudos indicam

que mesmo aterros controlados podem liberar metais tóxicos ao longo do tempo, devido à degradação dos materiais de revestimento e à lixiviação pelas chuvas (Zhang *et al.*, 2015).

Além disso, a incineração de resíduos sólidos urbanos e industriais é uma prática que contribui significativamente para a emissão de metais pesados na atmosfera, principalmente na forma de partículas finas e gases. Metais como mercúrio (Hg) e arsênio (As) volatilizam-se durante a combustão, dispersando-se no ar e posteriormente depositando-se no solo e em corpos d'água por meio de precipitação (Pacyna *et al.*, 2010). Essa deposição atmosférica é particularmente preocupante em áreas urbanas e industriais, onde a concentração de metais pode exceder os limites seguros para a saúde humana e ecossistemas (Dunker *et al.*, 2016).

Outra fonte relevante de poluição por metais pesados é a disposição inadequada de resíduos eletrônicos. A reciclagem informal de placas de circuito, baterias e outros componentes eletrônicos em países em desenvolvimento frequentemente envolve a queima a céu aberto ou tratamento ácido, liberando chumbo (Pb), cádmio (Cd) e níquel (Ni) no ambiente (Robinson, 2009).

Essas práticas não apenas liberam vapores tóxicos destes metais, mas também geram efluentes ricos em cobre (Cu), que contaminam rios e solos próximos a áreas de descarte. Em países em desenvolvimento, onde a regulamentação é mais frágil, essa contaminação tem sido associada a elevados níveis de cobre no sangue de trabalhadores informais e moradores de comunidades vizinhas (Grant *et al.*, 2013).

No meio rural, as técnicas para o melhoramento da produtividade são essenciais, como a correção de acidez de um solo e a supressão de micronutrientes importantes no cultivo de determinadas espécies, e este é o objetivo primordial dos fertilizantes, sendo os metais indispensáveis para este objetivo contidos neles são o Cu, Fe, Mn, Mo e Zn. Já aqueles considerados tóxicos e sem utilidade são o Cd, Cr, Hg e Pb (Nava *et al.*, 2011).

Alguns outros produtos que igualmente aos fertilizantes contaminam os solos agrícolas quando ocorre o seu contato com ele são o lixiviado, lodo gerado nos esgotos, materiais radioativos e tóxicos, gases emitidos pelos automóveis e a mineração. Além destes fatores, terrenos com declividades menores e conseqüentemente com uma menor erosão e transporte de partículas tendem a possuir teores de metais pesados maiores se comparados àqueles com características contrárias (Caires, 2009).

A característica primordial de um solo para o cultivo e análise da disponibilidade de nutrientes é o seu pH, em que solos com valores muito altos serão mais propícios a apresentarem uma alta solubilidade de componentes químicos. Devido a isso, as partículas de metais pesados irão se mover com maior facilidade no meio ocorrendo o balanceamento entre elas e as cargas

negativas e trocas facilitadas com íons, visto que as cargas negativas na superfície do solo (coloide) aumentam e as trocas com os cátions presentes nos metais devido a maior atração eletrostática é facilitada (Domingues, 2009).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define por meio da Resolução Nº 420 do ano de 2009 diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas com substâncias químicas. Destaca-se as definições de valores referenciais de qualidade, sendo elas:

Valores orientadores – estabelecem as concentrações das substâncias químicas presentes no solo e nas águas subterrâneas, além de orientações relacionadas a qualidade. Valor de Referência de Qualidade (VRQ) – medida definida como a concentração de uma determinada substância que estabelece a qualidade natural do solo, determinada via análises físico-químicas. Valor de Prevenção (VP) – atribuição de um certo valor limite para uma determinada substância com base na capacidade de sustentação do solo. Valor de Investigação (VI) – concentração na qual sua presença no solo ou nas águas subterrâneas gera riscos à saúde humana devido a exposição (Conama, 2009).

2.1.2 Impactos dos resíduos sólidos no solo

A NBR-10.004/2004 (ABNT, 2004) classifica os resíduos sólidos de acordo com as suas características e nível de agressividade dos impactos que eles podem causar a população e o seu meio. Essa classificação é definida como:

1. Classe I (Perigosos) – São aqueles que podem ser caracterizados como tóxicos, reativos, corrosivos, inflamáveis e conter algum tipo de organismos patogênicos, podendo ser eles vírus, bactérias e parasitas.

2. Classe II A (Não Inertes) – Estes resíduos contém algumas características intrínsecas como serem biodegradáveis, apresentarem solubilidade na água e combustão.

3. Classe II B (Inertes) – Quando em contato com água destilada ou desionizada, não há a sua solubilização, somente ocorrendo mudança em aspectos como cor, turbidez, sabor e dureza.

A população brasileira cresce a cada ano, e com isso o maior volume de resíduos sólidos urbanos (RSU) são gerados e o seu destino efetuado de maneira incorreta, tornando as políticas públicas relacionadas ao controle e implementação da tecnologia para o melhoramento de sua destinação de suma importância. Conforme a pesquisa efetuada pela ABREMA (Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente), no ano de 2022 o Brasil produziu 77.076.428 toneladas de RSU, totalizando 380 kg por habitante.

Ainda de acordo com esta pesquisa, 38,9% dos resíduos são depositados de maneira inadequada, com destinações que possuem danos a saúde e impactos ambientais consideráveis, sendo as mais comuns os lixões e valas. É importante ressaltar que as regiões que apresentam o menor controle em relação a disposição dos resíduos são a Norte, Nordeste e Centro-oeste, evidenciando a falta de uma gestão de qualidade em locais mais vulneráveis socioeconomicamente. Porém, os seus impactos ambientais são grandes devido a má execução e projeção, a incorreta impermeabilização e drenagem dos líquidos e gases gerados.

Por fim, o tratamento destes resíduos é comum de serem realizados em etapas, e a tipologia do processo irá depender dentre muitos fatores, da disponibilidade de área e de recursos financeiros. Os principais meios atuais são a compostagem, vermicompostagem, pirólise e incineração, cada um com diversas vantagens mas também desvantagens que devem ser analisadas para a correta instalação e operação de acordo com as necessidades locais (Santaella *et al*, 2014).

2.2 Aterro Sanitário

Conforme é definido pela NBR-8419, aterro sanitário de RSU é um método que consiste em utilizar-se da engenharia para diminuir os impactos ambientais e a saúde pública (ABNT, 1992). Os primeiros aterros sanitários legalizados foram construídos por volta dos anos 1900, e o seu principal objetivo era o depósito de resíduos sólidos minimizando questões como o mau cheiro e a presença de grandes quantidades de animais transmissores de doenças, com uma camada de solo, cobrindo-o para que estes feitos sejam realizados. Essa camada é preenchida conforme a capacidade do aterro em relação a quantidade de resíduos possíveis de serem colocados em cada uma delas. A Figura 02 ilustra um real aterro sanitário localizado no município de Osasco/SP.

Figura 1 – Componentes que constituem um aterro sanitário de resíduos sólidos.



Fonte: Fral (2015).

Alguns dados levantados pelo MMA (Ministério do Meio ambiente) constataram que 40% do total de municípios no Brasil utiliza-se de aterros sanitários para o depósito do lixo gerado pela população. O restante (60% do total) utilizam os lixões e aterros controlados, ambos inadequados para a saúde humana e do meio ambiente, visto que não há a preparação e tratamentos adequados para o recebimento e disposição dos resíduos. É importante ressaltar que o Planares (Plano Nacional de Resíduos Sólidos) tem como principal objetivo o encerramento destes locais e posteriormente a sua devida recuperação (MMA, 2022).

2.2.1 Estrutura e componentes do aterro sanitário

Os aterros constituem um dos métodos mais utilizados no Brasil e simples de serem executados, mas o seu gerenciamento é importante para que a sua capacidade de contenção tenha uma maior durabilidade, visto que em sua maioria a condição geológica/hidrológica do local não é levada em consideração quando em sua projeção, podendo ocorrer interações químicas com o lixiviado levando ao aumento da condutividade hidráulica e levando a prevalência do processo de difusão, causando o rompimento da contenção (Allen, 2001).

A cobertura dos resíduos é feita com uma camada de solo compactado, anteriormente havendo a impermeabilização adequada do local, mas mesmo com esta barreira e com a correta retirada dos gases e líquidos, ao longo dos anos, devido as diversas condições ambientais, características do solo e dos resíduos, espessura das camadas compactadas, quantidade de drenos verticais (DV) e volume de armazenagem podem influenciar diretamente o aumento de escape

dos gases poluidores. A cobertura diárias dos resíduos é feita com camas de aproximadamente 20 cm, enquanto a cobertura final 60 cm de espessura (Moreira *et al*, 2020).

Além disso, o tempo de operação de um aterro sanitário é curto devido ao esgotamento de sua capacidade, mas os resíduos que se acumulam durante os seus anos de operação não se tornam inertes mesmo com a sua inatividade, pois com as ações naturais (chuva, sol e microrganismos), processos químicos, físicos e biológicos entram em ação e convertem toda a matéria orgânica ali presente em dois componentes altamente poluentes: o biogás e o lixiviado (Silva *et al*, 2003).

O biogás produzido nos aterros sanitários é composto primordialmente dos gases metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), ambos sendo os principais contribuintes para a intensificação do efeito estufa, causando o aquecimento global. A sua formação se inicia já no depósito de resíduos nos aterros, principalmente no período em que ele permanece sem a camada de terra em sua superfície, possibilitando o contato direto com o ar. No ambiente entorno, pode causar o desenvolvimento de doenças humanas como câncer e afetar os diversos órgãos do corpo, impactando também a fauna e flora locais (Ensinas, 2003).

Os processos de captação e uso do biogás se dão via tubulações coletoras verticais que são perfuradas em conjunto com motores elétricos que irão auxiliar na pressão do gás para a sua retirada. Controles relacionados a sua pressão, temperatura, umidade e vazão também são executados para posteriormente haver a sua queima ou o seu reaproveitamento como energia elétrica. Há diversos projetos de aterros no mundo com reaproveitamento de biogás, e no Brasil há dois grandes aterros com esta tecnologia, ambos localizados na cidade de São Paulo (Figueiredo, 2011).

Já o lixiviado é predominantemente aquoso, apresentando grande variabilidade em sua formação pois irá depender das diversas características citadas anteriormente relacionadas as condições que influenciam a operação de um aterro, sendo a mais enfática no que tange aos processos de tratamento desse efluente e as suas dificuldades é a caracterização e composição, que depende exclusivamente dos resíduos depositados (Dantas, 2018).

Na maioria dos aterros, os processos comuns ou que se utilizam de somente uma tecnologia para tratamento não são eficientes, tornando a combinação dos processos biológicos (lagoas e reatores aeróbios e anaeróbios) com os físico-químicos (coagulação, floculação, adsorção e neutralização) mais conveniente, e em muitos casos, com a presença de elevadas quantidades de compostos orgânicos no efluente, a separação por membrana antes da combinação anteriormente citada é economicamente mais viável e com uma maior garantia de segurança (Campos, 2020).

2.2.2 Definição de camada base

Um dos principais objetivos de um aterro sanitário é evitar que os contaminantes gerados pelos resíduos sólidos sejam liberados no meio ambiente, prevenindo sua infiltração em aquíferos, cursos d'água e no solo. Para isso, é construída uma camada de base projetada para minimizar a migração de poluentes por processos como difusão e adsorção, garantindo maior segurança ambiental. Usualmente, ela é revestida com minerais ou membrana sintética.

A camada de base, de acordo com Sarsby (2013), pode ser composta por três tipos de revestimentos, sendo eles:

1. Revestimento simples: Constituído somente de uma barreira, sendo ela formada por geossintéticos ou geomembrana;
2. Revestimento com duas camadas: Formados por barreiras de diferentes materiais, e é utilizado para locais onde os resíduos depositados possuem um alto potencial tóxico.
3. Revestimento duplo com dreno: A camada é dupla, porém entre ambas há uma camada de drenagem com o objetivo de remover os gases e líquidos acumulados entre as barreiras.

Para verificar a eficácia da barreira proporcionada pela camada base, a água é o material mais utilizado para os ensaios. A permeabilidade do solo à água, conforme definido pelas normas internacionais, deve ser inferior a 10^{-9} m/s. Em contrapartida, as normas brasileiras não exigem valores limites para a permeabilidade da camada, além da ausência de características essenciais para o desempenho da camada (Boscov, 2008).

A contenção eficaz de contaminantes em aterros sanitários é fundamental para prevenir impactos ambientais, especialmente em áreas que recebem resíduos de alto potencial tóxico, como metais pesados e compostos orgânicos voláteis. Para tanto, o revestimento com duas camadas destaca-se como uma das soluções mais robustas, combinando diferentes materiais para criar barreiras complementares que minimizam riscos de vazamentos e falhas (Sarsby, 2013).

De acordo com Sarsby (2013), esse sistema é composto por uma barreira primária, geralmente constituída por argila compactada (AC) ou geossintéticos argilosos (GCL), e uma barreira secundária, formada por geomembranas de polietileno de alta densidade (HDPE) ou membranas asfálticas.

A argila compactada, com espessura mínima de 60 cm e permeabilidade igual ou inferior a 1×10^{-9} m/s atua não apenas como barreira hidráulica, mas também como meio adsorvente para metais pesados, graças à sua carga superficial negativa (Daniel; Koern, 2018). Já os GCLs, que incorporam bentonita de sódio entre camadas de geotêxteis, apresentam permeabilidade ainda menor ($\leq 5 \times 10^{-11}$ m/s), embora sejam sensíveis a solos com alta salinidade (Katsumy *et al.*, 2020).

A camada secundária, por sua vez, é frequentemente construída com geomembranas de HDPE, material resistente a produtos químicos e com espessura variando entre 1,5 e 2,5 mm. No entanto, sua exposição prolongada a fatores como raios UV e solventes orgânicos pode levar à degradação em períodos de 10 a 15 anos (Rowe *et al.*, 2020). Alternativamente, membranas asfálticas têm sido empregadas em regiões de clima frio devido à sua maior flexibilidade (Narejo *et al.*, 2016).

A principal vantagem desse sistema duplo reside na redundância: caso uma das camadas falhe, a outra mantém a contenção, reduzindo significativamente o risco de vazamentos (EPA, 2021). Além disso, a combinação de materiais potencializa a eficácia do revestimento, uma vez que a argila adsorve poluentes enquanto a geomembrana bloqueia o fluxo hidráulico (Shackelford, 2020). Em configurações que incluem uma camada de drenagem intermediária, como no revestimento duplo com dreno, é possível monitorar e remover líquidos e gases acumulados, facilitando a detecção precoce de falhas (Benson *et al.*, 2019).

Apesar das vantagens, desafios persistem, como a degradação de materiais e os custos elevados. Estudos indicam que sistemas duplos podem ser 20 a 30% mais caros que revestimentos simples, mas esse investimento se justifica em áreas de alto risco ambiental. (EPA, 2021).

No contexto brasileiro, o aterro sanitário de Nova Iguaçu (RJ) exemplifica a aplicação bem-sucedida desse sistema. A adoção de um revestimento duplo (GCL + HDPE), associada a sensores de vazamento, resultou em uma redução de 95% na contaminação do lençol freático (Abrelpe, 2022). Casos como esse reforçam a importância de políticas públicas que incentivem a adoção de tecnologias avançadas em aterros, alinhadas às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010).

2.2.3 Formação e decomposição do lixiviado

Entre os diversos componentes tóxicos gerados, o lixiviado possui um impacto maior quando se trata da poluição dos solos e águas subterrâneas.

A sua formação se dá pela combinação entre a mistura de diversos resíduos mistos depositados nos aterros com a água da chuva que percola entre as camadas dos materiais, resultando em uma solução líquida com a presença de quatro principais grupos de poluentes, sendo eles: A matéria orgânica dissolvida (DQO, COT, ácidos graxos e compostos refratários); sais inorgânicos (Ca, Mg, Na, K, NH_4^+ , Fe, Mn, Cl, SO_4^{2+} e HCO_3^-); metais pesados; compostos orgânicos xenobióticos (Christensen *et al.*, 2001).

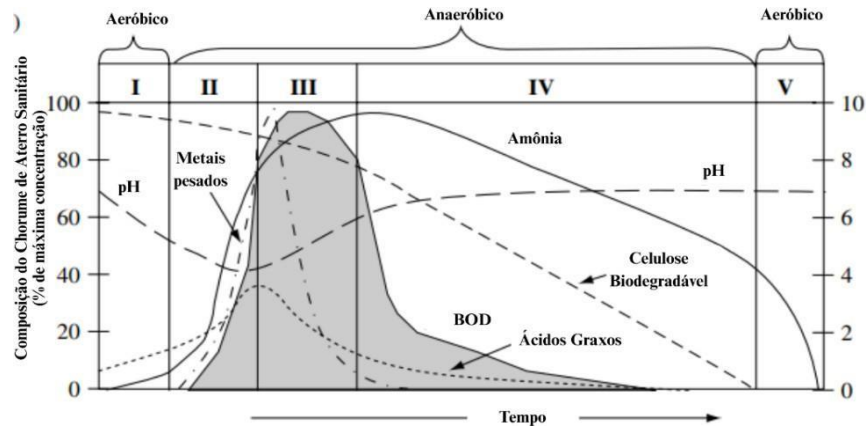
O processo natural de degradação dos componentes orgânicos e inorgânicos depositados em aterros pode ser dividido em 5 estágios, em que cada um deles terá uma quantidade máxima das diferentes substâncias que compõe o lixiviado. Em geral, esses estágios são divididos e classificados de acordo com o tempo e pH, sendo este último dependente diretamente dos compostos predominantes nas respectivas fases, conforme ilustra a Figura 03: aeróbia inicial, anaeróbica ácida, metanogênica inicial, metanogênica estável e aeróbia final (Williams, 2005).

A fase aeróbia inicial (estágio I) ocorre em um período de alguns dias ou semanas, e irá depender diretamente da quantidade de oxigênio presente no ar, devido aos micro-organismos dependerem dele para o seu processo metabólico em conjunto com uma pequena proporção de matéria orgânica. Os produtos formados a partir desta degradação são os hidrocarbonetos simples, gás carbônico (CO_2), água (H_2O) e calor (Williams, 2005).

O estágio II consiste na fase anaeróbica ácida, em que os organismos tolerantes a condições com pouca incidência de oxigênio no ar irão prevalecer, fazendo com que os carboidratos, proteínas e lipídios sejam hidrolisados e transformados em açúcares simples, posteriormente decompostos e gerando substâncias como dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e ácidos orgânicos. Os valores de pH aumentam, promovendo a lixiviação dos metais (Williams, 2005).

A fase III, denominada metanogênica inicial, é caracterizada pelo início da produção de metano pelas bactérias devido a queda dos níveis de dióxido de carbono e hidrogênio. Esta redução se dá pela utilização dessas substâncias por outros organismos para a conversão de carboidratos diretamente para ácido acético. Em consequente, há o aumento de íons metálicos, aumentando a presença de sulfetos e tornando a solução mais ácida com níveis de pH com valores de 4 para menos (Williams, 2005).

Figura 2 – Composição do lixiviado em relação a fase de degradação dos resíduos sólidos biodegradáveis



Fonte: Adaptado de Williams (2005).

Posteriormente ao processo inicial, o estágio IV, classificado como metanogênico estável, é considerado o mais longo comparado aos outros, tendo uma duração média de 15 à 30 anos, a depender das características dos resíduos. Embora as reações aconteçam lentamente e os percentuais de metano e ácidos sejam estáveis (aproximadamente 60 de metano e 40 de dióxido de carbono), o lixiviado ainda irá apresentar altas concentrações de sais (Cl , Na e NH_4^+), com o pH entre 7 e 8, atingindo a neutralidade (Williams, 2005).

Por último, tem-se o estágio aeróbico final (fase V), que resulta no final das reações de degradação, e há o retorno das bactérias anaeróbicas para a conversão do metano em dióxido de carbono e água, estabelecendo o valor de pH igual a 7. Os valores de nitrogênio, dióxido de carbono e oxigênio retornam aos valores iguais ao estágio inicial I. As condições para que as fases ocorram de maneira exata e simultâneas depende exclusivamente do meio ambiente e da quantidade de fração biodegradável de cada um dos materiais inseridos no aterro (Williams, 2005).

2.3 Modelagem de Plumas de Contaminação

As análises e estudos relacionados ao fluxo de contaminantes subterrâneo foram implementados a algumas décadas atrás, e isto ocorreu devido a diminuição constante da presença abundante de águas superficiais, consideradas mais acessíveis e economicamente mais viáveis de serem exploradas.

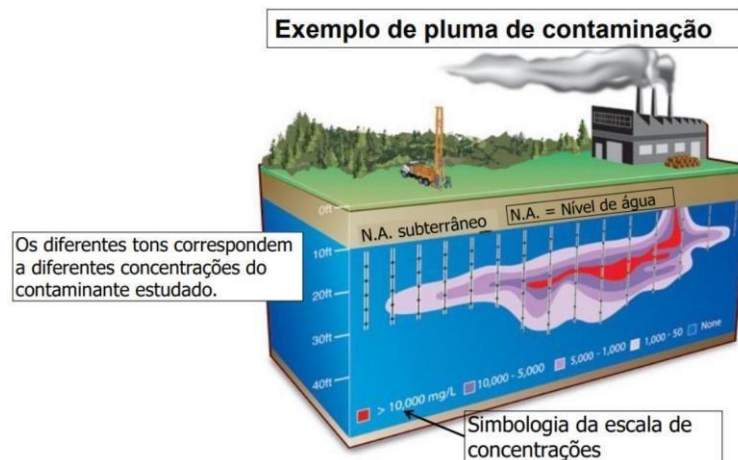
Políticas de uso destes aquíferos cresceram consideravelmente ao longo dos anos pois a imperceptibilidade e velocidade com que a contaminação acontece são grandes e difíceis de serem pesquisadas e analisadas (Cota, 2000).

Pode-se constatar que as propriedades do solo, a sua capacidade de drenagem de água ou qualquer soluto e a forma com que os resíduos são nele depositados influência diretamente na contaminação das águas subterrâneas, concluindo que quanto mais arenosos os solos, maior permeabilidade, enquanto os argilosos iram reter as águas e conseqüentemente os possíveis contaminantes nela presentes (Shiraiwa, 2011).

2.3.1 Definição de plumas

De acordo com a CETESB/SP, pluma de contaminação, como mostra a Figura 3, é definida como uma proporção tridimensional de contaminantes presentes no meio ambiente que afeta diretamente a qualidade do local, usualmente encontrados nas águas subterrâneas e se espalhando para grandes áreas conforme os fenômenos naturais transcorrem. A investigação destas plumas e análise dos seus impactos é de grande importância para o entorno e a população.

Figura 3 – Pluma de contaminação causada por contaminantes industriais.



Fonte: Disponível em: <https://www.geoportalufjf.com/post-unico/transporte-de-contaminantes>. Acesso em 06 jan. 2025 às 16:00.

Ademais, elas ainda podem ser encontradas em diferentes estados e fases, sendo as mais comuns a residual, adsorvida, dissolvida e vapor. A sua classificação pode adentrar tanto como sendo uma fonte de contaminação primária quanto uma fonte secundária.

A fonte secundária é um ambiente altamente afetado pela fonte primária de contaminação, gerando um igual acúmulo de substâncias e até mesmo o surgimento de uma pluma de contaminação diferente, afetando outra parte do meio.

2.3.2 Modelagem computacional

Os modelos computacionais estão cada vez mais inseridos na avaliação de todos os riscos presentes e futuros de uma localidade contaminada, mensurando desde o transporte do contaminante até as reações que ocorrem ao longo dele, visto que as reações de advecção, difusão e dispersão são as mais atuantes, fazendo com que haja a possibilidade de remoção e diminuição dos resíduos encontrados (Toledo, 2016).

O baixo custo alinhado com a possibilidade de hipóteses com um modelo realístico e semelhante ao físico também são benefícios que os modelos numéricos fornecem, por mais que ainda exista receios em relação ao uso total desta tecnologia com a ausência de modelos geológicos e da realização de ensaios, sendo uma correta abordagem a combinação de ambos para que os resultados sejam os mais precisos possíveis.

Santos (2015) realizou um estudo do transporte e fluxo de contaminantes em uma lagoa de estabilização com um formato genérico baseado em lagoas já existentes, utilizando-se da modelagem computacional com o software ANSYS CFX® 12, onde diferentes simulações com propriedades diferentes foram executadas possibilitando a análise do comportamento dos contaminantes, o alcance obtido pela pluma e seus potenciais riscos ao solo e as águas.

Toledo (2016) estudou a influência das precipitações ocorrentes em um solo envoltório de um aquífero na região de Maceió-AL no transporte de contaminantes, tendo como enfoque o Nitrato, contaminante que possui uma maior presença em quantidades nos diversos aquíferos existentes no mundo. Os resultados dos efeitos foram obtidos com o software de modelagem numérica MODFLOW, em que a contaminação dos poços existentes ao redor foi justificada nos resultados, ocasionada devido ao encontro de plumas de contaminação.

Aquino Sobrinho (2011) utilizou o software CAD para a modelagem 3D de uma pluma de contaminação localizada em um posto de combustíveis na cidade de Natal/RN auxiliando na investigação ambiental dos impactos gerados pelos compostos constituídos de hidrocarbonetos, apresentando além dos riscos ambientais, risco a explosão e incêndio, comprometendo não só a saúde, mas a segurança de toda a população.

Espeschit (2021) analisa o transporte e contaminação dos vírus entéricos no solo, em que ensaios foram realizados com latossolo vermelho e indicadores sendo colifagos F+. O transporte, as curvas, os perfis e a calibração para um modelo unidimensional foram modelados

e feitos pelo software Hydrus-1D, que possibilita diversas simulações e a variação delas foram em relação a profundidade, se estendendo em até 100 metros.

O Hydrus-1D é um software amplamente utilizado em estudos hidrogeológicos e de contaminação de solos devido à sua capacidade de simular o transporte unidimensional de água, solutos e calor em meios porosos variáveis. Desenvolvido por Šimunek et al. (2016), o programa se baseia na equação de Richards para o fluxo de água e na equação de advecção-dispersão-reação (ADR) para o transporte de solutos, permitindo a análise de cenários complexos, como a lixiviação de nitratos, a migração de metais pesados e até a propagação de patógenos no solo (Šimunek *et al.*, 2018).

No estudo de Espeschit (2021), o Hydrus-1D foi empregado para modelar o transporte de vírus entéricos (colifagos F^+) em um perfil de latossolo vermelho, considerando parâmetros como condutividade hidráulica, porosidade e taxas de adsorção.

Os resultados demonstraram que a profundidade de infiltração dos vírus pode atingir até 100 metros em condições de alta saturação hídrica, destacando o risco de contaminação de aquíferos freáticos em áreas com saneamento inadequado. Essa aplicação reforça a utilidade do software na avaliação de contaminantes biológicos, que demandam modelos específicos para representar sua interação com partículas do solo (Bradford *et al.*, 2013).

Além de patógenos, o Hydrus-1D tem sido utilizado para prever a dispersão de contaminantes químicos, como nitratos e hidrocarbonetos. Por exemplo, Tuller & Or (2005) aplicaram o modelo para simular a lixiviação de nitratos em solos agrícolas, identificando que a taxa de infiltração e a matéria orgânica do solo são fatores críticos para a retenção do poluente. Comparado a outras ferramentas, como o MODFLOW (empregado por Toledo, 2016), o Hydrus-1D oferece maior detalhamento em escalas menores (cm a m), sendo mais adequado para estudos de zonas não saturadas (Van Genuchten *et al.*, 2012).

2.4 Cobre

A descoberta do Cobre (Cu) foi dada em aproximadamente 9 mil a.C no Oriente Médio, e é considerado o primeiro metal a ser manipulado pelo homem. Na tabela periódica, seu número atômico é 29 e é considerado um metal com alta resistência a corrosão, além de ser um bom condutor de eletricidade e calor. O processo de retirada do cobre nos minerais fez com que houvesse um grande progresso na humanidade, visto que a sua fundição não ocorria em fogueiras ao ar livre, sendo necessário a criação de fornalhas que atingiam temperaturas maiores que 1358 K.

Ademais, no mundo atual, a extração ocorre por processos hidrometalúrgicos e pirometalúrgicos, onde o cobre impuro é utilizado como ânodo e o cobre puro como cátodo, havendo a sua transição do ânodo para o cátodo e formando vários subprodutos, dentre eles a prata e o ouro (Rodrigues, 2012).

No Brasil, estima-se que a produção total bruta por ano totaliza 111.340.233 toneladas, concentradas nos estados do Pará, Goiás e Bahia, com maiores índices de depósito e mineração deste composto. Com menores índices, há as reservas de cobre associado com outros minérios, encontradas nos estados do Mato Grosso, São Paulo, Pará e Paraná. Embora o valor total seja alto, há diversos setores com atividades que necessitam de um alto consumo de cobre para o seu funcionamento e produção, fazendo com que a oferta não supra a demanda e com isso a necessidade cada vez maior de importar o minério (Silva, 2019).

A sua acumulação tem como consequência a contaminação das áreas ao entorno, principalmente nas superfícies dos solos, por ser um elemento que sofre reações de adsorção com os minerais e substâncias orgânicas presentes no substrato.

Perlatti *et al.* (2021) estudou os impactos do Cobre (Cu) encontrado em uma mina abandonada no estado do Ceará. Foram realizados experimentos para medir a sua quantidade nas rochas residuais, lixiviado, adsorvido no solo e quantidade presente na água. Os resultados constataram que mesmo após 30 anos sofrendo processos químicos e físicos como intemperismo, as rochas residuais apresentam altas concentrações de Cobre (aproximadamente 7,2 toneladas), evidenciando que mesmo após longos períodos, os resíduos das minas abandonadas ainda contêm grandes índices do metal, sendo uma ameaça ao ecossistema em geral.

Estudos realizados em aterros sanitários brasileiros, como o de Silva *et al.* (2020) no estado da Paraíba, mostraram que o cobre é encontrado em elevadas concentrações no lixiviado, podendo ultrapassar os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, que define valores máximos permitidos para efluentes líquidos lançados em corpos hídricos.

Nestes casos, os valores de Cu chegaram a ultrapassar 3,0 mg/L, indicando a necessidade de barreiras de contenção mais eficientes e monitoramento contínuo da qualidade do solo e da água subterrânea. A presença prolongada de cobre em aterros também influencia negativamente a qualidade dos solos utilizados como *liner*.

Em pesquisas desenvolvidas por Rowe et al. (2020), foi identificado que solos argilosos contaminados por lixiviado rico em cobre apresentaram alterações nas suas propriedades físicas e químicas, como aumento da condutividade elétrica e redução da capacidade de troca catiônica (CTC), fatores que comprometem a função de barreira desses solos ao longo do tempo.

Além disso, o cobre pode bioacumular-se em plantas e organismos aquáticos, entrando na cadeia alimentar. Estudos como o de Faria *et al.* (2010) alertam que a exposição prolongada a concentrações elevadas de cobre em ambientes contaminados pode levar à fitotoxicidade, redução do crescimento vegetal, clorose foliar e morte celular. Essa bioacumulação é particularmente preocupante em áreas próximas a aterros instalados em regiões agrícolas ou com comunidades ribeirinhas dependentes de fontes hídricas subterrâneas.

3 METODOLOGIA

3.1 *Área de Estudo*

A metodologia empregada na pesquisa envolveu a utilização do software Hydrus 1D, uma ferramenta computacional amplamente reconhecida para simulação do transporte de solutos e fluxo de água no solo, sendo um dos proprietários do software o professor e pesquisador colaborador do departamento de Engenharia Nuclear da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Martinus Theodorus van Genuchten. A modelagem computacional permitiu prever o comportamento dos contaminantes em diferentes cenários, considerando fatores como permeabilidade do solo, características físico-químicas dos resíduos e condições climáticas da área de estudo.

Para a elaboração dos gráficos de curvas em diferentes intervalos de tempo, definiu-se o limite máximo de 10 curvas por gráfico, sendo que cada curva representa um tempo específico. O estudo de caso focou em um aterro sanitário localizado no semiárido nordestino que tem uma camada de base (liner) composta por 80% de solo da localidade do aterro e 20% de solo bentonítico (massa/massa).

A operação do aterro analisado nessa pesquisa teve início em julho de 2015. O projeto inicial previa o recebimento diário de 350 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU), com uma vida útil estimada de 25 anos. Contudo, a adesão de diversos municípios circunvizinhos ao uso do aterro resultou na duplicação do volume diário inicialmente projetado. Atualmente, aproximadamente 90 por cento do total de RSU aterrados têm origem no município de Campina Grande, destacando-se como o maior contribuinte para a quantidade de resíduos (Silva, 2023).

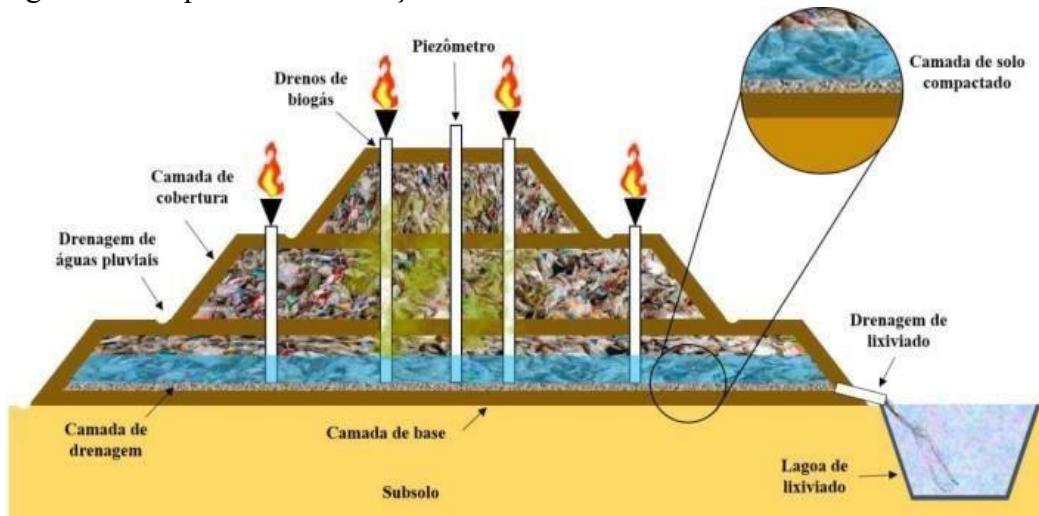
No momento, três células foram implantadas no Aterro Sanitário de Campina Grande, designadas como Célula 1 (C1), Célula 2 (C2) e Célula 3 (C3), onde a Célula 3 se encontra em operação. Com o objetivo de ampliar a capacidade do aterro, a unificação destas três Células formará uma grande Macrocélula, originando a Célula 4 (C4).

A composição das camadas de base do aterro consiste em 80 por cento de solo obtido localmente e 20 por cento de solo bentonítico, proveniente de uma jazida localizada no município de Boa Vista, também no estado da Paraíba (Silva, 2023).

Ademais, o aterro sanitário conta com um sistema de drenagem de lixiviado integrado a quatro lagoas destinadas ao seu armazenamento e tratamento. Cada célula dispõe de nove drenos verticais, os quais são responsáveis por permitir o fluxo descendente do lixiviado e a liberação ascendente dos gases produzidos no processo de decomposição, conforme ilustra a Figura 06.

O sistema também inclui uma lagoa destinada à captação de águas pluviais, que são drenadas e utilizadas para umidificar as vias de acesso ao aterro, minimizando os impactos causados pelo acúmulo excessivo de poeira (Silva, 2023).

Figura 4 – Esquema de uma seção transversal S1 do ASCG



Fonte: Silva (2024).

O sistema de drenagem da camada de base é denominado “espinha de peixe” devido ao seu respectivo formato, em que os drenos são instalados de forma oblíqua e em série, conduzindo o composto para um ramal único ligado à rede central, possibilitando o escoamento rápido e em altas quantidades. Os tubos foram construídos com PEAD (Polietileno de Alta Densidade) e britas de 25 mm (Silva, 2024).

3.1.1 *Hydrus 1D*

O pacote HYDRUS 1D são softwares desenvolvidos por pesquisadores da Universidade de Riverside Califórnia que possuem como objetivo simular o transporte de solutos divergentes, além do calor e água, associando-os a meios e saturações diferentes.

Inicialmente, o original programa era denominado UNSATCHEM, tendo como principal função a análise do transporte de íons. Posteriormente, o HYDRUS foi desenvolvido com um computador Pentium 4, implementando em sua versão final a linguagem computacional C++.

Existem ainda as versões HYDRUS 2D e HYDRUS 2D/3D, onde há o uso de semelhantes formulações presentes no modelo primordial, entretanto com a diferença quanto a modelagem do fluxo de água, contaminante ou outra substância da qual se deseja analisar.

O programa resolve numericamente a equação de Richards (Eq.1) pelo método das diferenciais finitas para meios tanto saturados quanto insaturados, fazendo com que o fluxo nos diferentes solos seja analisado e auxiliando na determinação de suas características.

Ele também considera o fluxo com dupla – porosidade e dupla – permeabilidade, além de realizar a modelagem inversa para se obter os parâmetros hidráulicos através dos resultados obtidos em relação ao solo e as suas propriedades. Os principais processos decorrentes da inserção dos dados necessários ao programa são a simulação da geometria e o tempo desta simulação.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial [K \cdot \theta \cdot (\frac{\partial \psi}{\partial z} + 1)]}{\partial z} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

K = condutividade hidráulica

z = elevação acima de uma altura de referência

t = tempo

Ψ = função do potencial capilar

Θ = umidade

Ademais, o programa também considera a região do fluxo, que pode ser não uniforme ou uniforme, e o plano em que ele irá ocorrer, podendo ser vertical, horizontal ou em três dimensões. As condições de contorno são consideradas tanto para a carga hidráulica quanto em relação ao fluxo.

O transporte de solutos pode ser analisado na fase líquida e gasosa em conjunto, e o calor é definido por meio da condução ou convecção. Um dos dados requeridos pelo programa está relacionado a precipitação da região, além daqueles relacionados ao solo, como o percentual de areia, argila e silte. Na última versão lançada do programa, foi acrescentado o termo (S) relacionado ao cálculo da absorção de água pelas plantas (Souza, 2011).

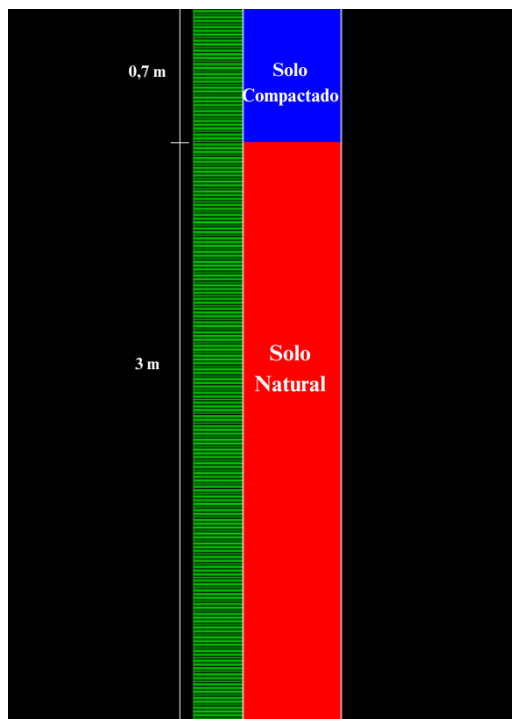
3.1.2 Parâmetros de entrada

O aterro foi considerado com três camadas principais para a condição inicial de infiltração, sendo elas a de resíduos com 20 metros, a de solo compactado com 0,7 metros e por fim a de solo natural com 3 metros, como ilustrado na Figura 05 retirada e adaptada do programa HYDRUS 1D.

Inicialmente, foi realizada a simulação do fluxo de água que irá percolar através dos vazios do solo durante um período considerado de 5844 dias (16 anos) para os solos analisados (15SB, 20SB e 25SB).

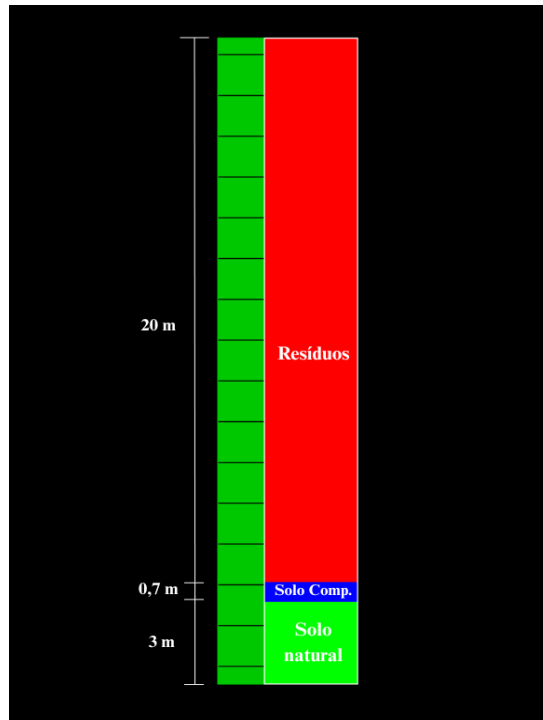
Para a modelagem da infiltração do soluto contaminante, neste caso o cobre, foram consideradas apenas as camadas de solo compactado, com espessura de 0,7 metro, e de solo natural, com 3 metros de profundidade, conforme observa-se na Figura 06. Essa delimitação se deve ao fato de que a migração do soluto ocorre exclusivamente a partir da base da camada compactada em direção às camadas inferiores compostas de 15%, 20% e 25% de bentonita misturada com solo.

Figura 5 – Perfil do solo gerado pelo programa Hydrus 1D com 3 camadas



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 6 – Perfil do solo gerado pelo programa Hydrus 1D com 2 camadas



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Os valores referentes a caracterização dos solos pertencente a camada base e a camada compactada foram utilizados dos estudos de Silva (2022), dispostos na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros do solo natural e dos solos 15SB, 20SB e 25SB (solo + bentonita).

Propriedades	SNL	15SB	20SB	25SB
Pedregulho	20,5	8,3	8,6	0,41
Areia Grossa	3,5	8,7	8,6	3,6
Areia Média	8,2	19,6	19,6	22,6
Areia Fina	52,3	41,0	40,8	48,8
Silte	8,3	13,0	12,8	11,6
Argila	7,2	9,4	9,6	13,0
Densidade do solo (g.cm ⁻³)	1,99	1,85	1,76	1,75
Permeabilidade (m.s ⁻¹)	1,8x10 ⁻⁷	8,0x10 ⁻⁸	2,2x10 ⁻⁸	9,9x10 ⁻⁹

Fonte: Silva (2022).

Para a camada de resíduos sólidos, os parâmetros hidráulicos adotados especificados nas Tabelas 3 e 4 foram relativos ao estudo de Breitmeyer (2011), em que estes dados foram analisados e detalhados de forma abrangente além do emprego do HYDRUS 1D para auxiliar na estimativa de parâmetros mais precisos utilizando-se do modelo de van Genuchten-Mualem, visto que camadas de resíduos comumente apresentam uma grande heterogeneidade em sua composição.

Tabela 3 – Dados de entrada do Hydrus 1D.

Θ_s - Conteúdo volumétrico de água saturado.
Θ_r - Conteúdo volumétrico de água saturado.
n – Parâmetro empírico para a curva de retenção de van Genuchten ou Brooks-Corey.
Ks – Condutividade hidráulica saturada.
ρ_d – Densidade dos resíduos.
l – Parâmetro de Van Genuchten

Fonte: Souza (2015).

Tabela 4 – Parâmetros hidráulicos para RSU.

Van Genuchten-Mualem							
Material	$\rho_d(Kg/m^3)$	Ks (m/s)	θ_s	θ_r	kPa ⁻¹	n	l
RSU	632	2,7x10 ⁻⁵	0,53	0,25	2,00	1,98	0,50

Fonte: Breitmeyer (2011).

Estes valores convertidos para as unidades exigidas pelo programa foram coletados dos estudos realizados por Souza (2011), como consta na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros hidráulicos para RSU adaptados.

van Genuchten-Mualem							
Material	$\rho_d (Kg/m^3)$	Ks (cm/dia)	θ_s	θ_r	cm ⁻¹	n	l
RSU	632	233	0,53	0,25	0,2	1,98	0,50

Fonte: Adaptado de Breitmeyer (2011).

Em relação as curvas de fluxo de água no solo, foram coletados os dados climáticos referentes a precipitação total (cm/dia), temperatura máxima diária (°C), temperatura mínima diária (°C) e o valor absoluto da sucção mínima permitida na superfície do solo (cm) da estação de Campina Grande (PB), monitorada pelo INMET, com características fornecidas conforme a Tabela 6, obtidos pelo INMET.

Tabela 6 – Características da estação meteorológica de Campina Grande (PB).

Estação de Campina Grande (PB)	
Código da estação	82795
Latitude	-7,22
Longitude	-35.90
Altitude	546.27
Situação	Operante
Data Inicial	01/01/2009
Data Final	31/12/2024
Periodicidade da Medição	Diária

Fonte: INMET (2025).

Na Tabela 7, constam os valores da constante de equilíbrio do modelo de Langmuir (K_L), do parâmetro estatístico do modelo (r^2) e do coeficiente de distribuição do (K_d) referentes ao modelo Linear para os solos analisados tanto nas unidades coletadas da tese de Silva (2022) quanto os valores convertidos para as unidades compatíveis com as exigidas pelo programa Hydrus 1D, de modo a garantir a correta configuração do modelo.

Tabela 7 – Parâmetros de entrada do modelo de Langmuir para inserção no HYDRUS 1D.

Solo	Kd (L/mg)	Kd (mg/cm³)	R²	b (mg/kg)	b (mg/cm³)
15SB	1,0938	0,000914	0,7475	30382,64	272,26
20SB	0,2178	0,00459	0,9771	4093,15	36,67
25SB	0,0597	0,01675	0,9819	30382,64	272,23

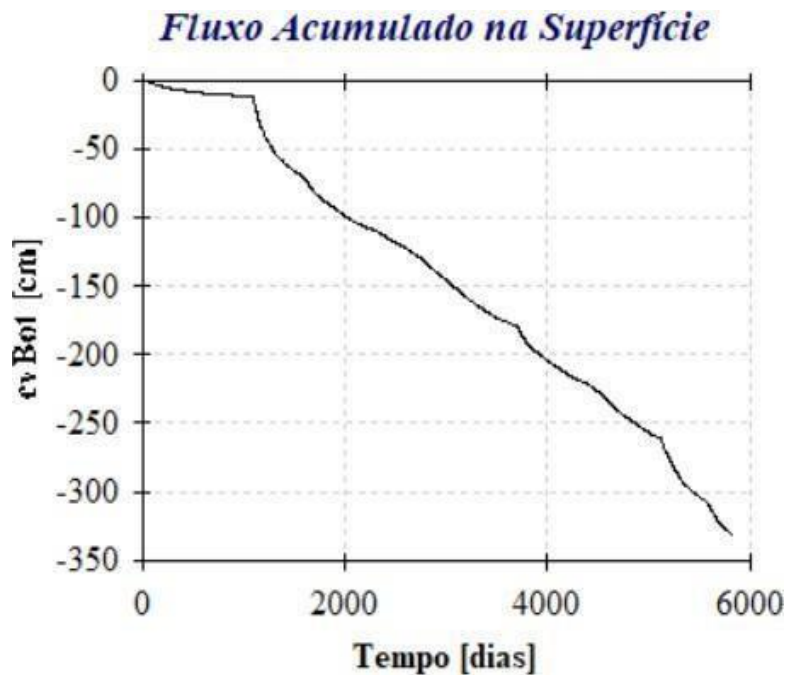
Fonte: Adaptado de Silva (2022).

4 RESULTADOS

4.1 Fluxo de água

Primeiramente, foi executado o fluxo acumulado de água do solo 15SB, apresentado na Figura 7.

Figura 7 – Fluxo acumulado de água para o solo 15SB.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

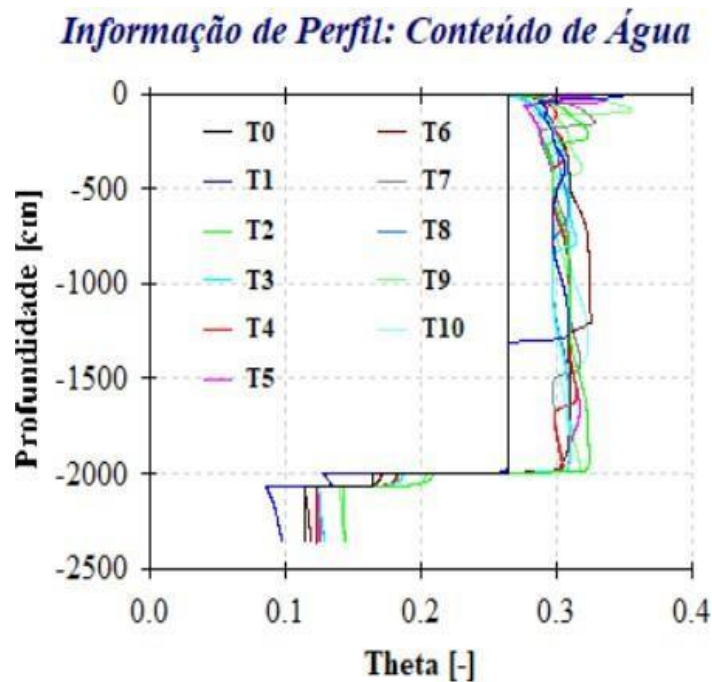
A taxa de infiltração anual é determinada pela razão entre o valor final do fluxo acumulado ao longo do período de monitoramento e a duração total desse período, expressa em dias. O resultado dessa razão é então multiplicado por 365, a fim de obter a estimativa anual da infiltração. Para o solo 15SB, a taxa calculada corresponde a 20,75 cm por ano.

O volume de água acumulada no solo 15SB (representado por Theta), em função da profundidade, também pode ser determinado, conforme apresentado na Figura 8. O teor de água acumulada na profundidade de -2370 centímetros, com base na curva 05 do gráfico (T5) e em seu último nó, resultou em um valor de 3420 L/m². Cada uma das curvas constadas nos gráficos de volume de água versus profundidade do solo representam um determinado tempo de simulação, totalizando 10 períodos de tempo executados pelo programa.

Posteriormente, a simulação da dispersão dos fluxos de água dos solos 20SB e 25SB foi realizada, obtendo os gráficos constados nas Figuras 9 e 10, respectivamente. A taxa de infiltração anual de ambos os solos, 20SB e 25SB, resultou nos valores de 20,78 cm/ano e 20,77 cm/ano.

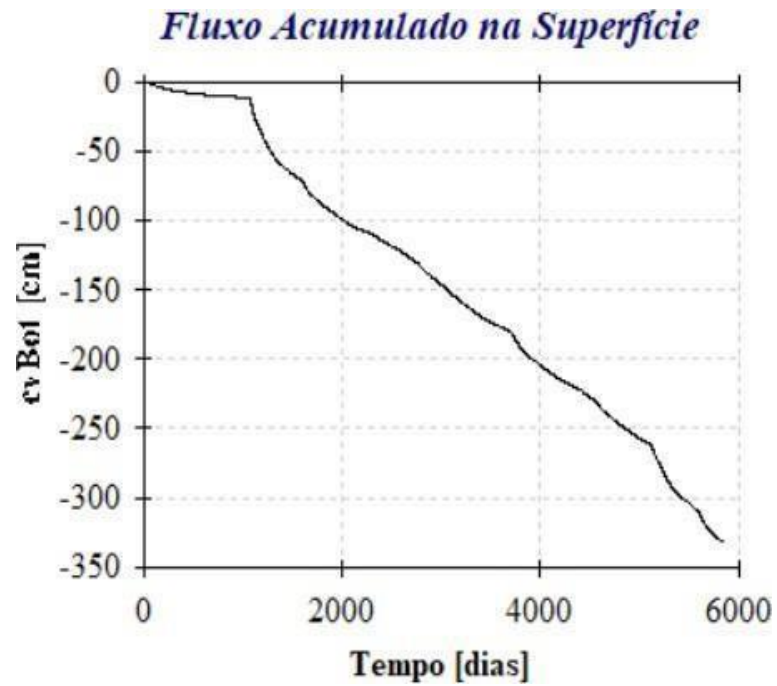
Os gráficos do volume de água de acordo com a profundidade para os solos 20SB e 25SB estão representados nas figuras 11 e 12. O teor de água para ambos com base na curva 05 (T5) resultou em 3429,91 L/m². De acordo com Walker (1989), este teor de água para solos com textura franca é um valor entre intermediário e alto, convertido em 171,5 mm/m (limites entre 175 a 250 mm/m).

Figura 8 – Gráfico do volume de água *versus* profundidade do solo 15SB



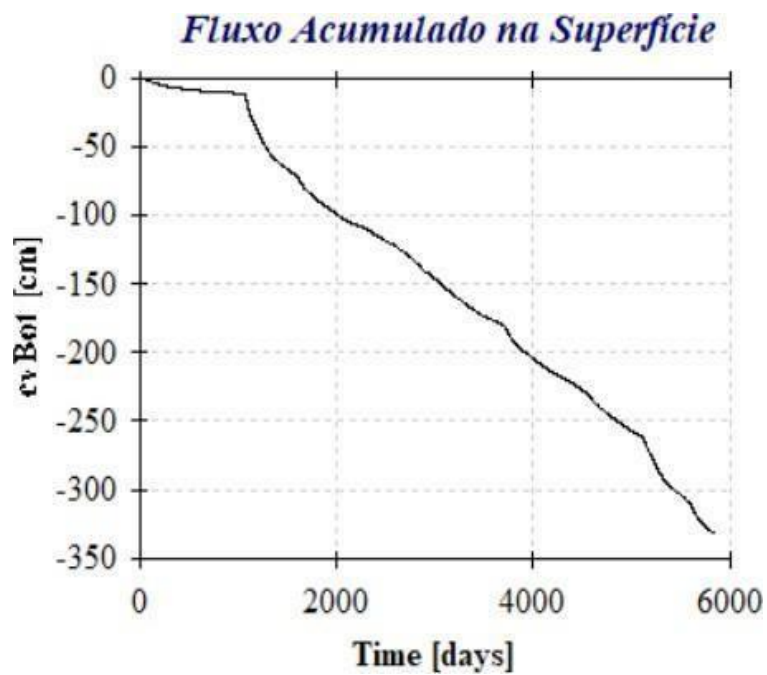
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 9 – Gráfico do fluxo acumulado de água para o solo 20SB



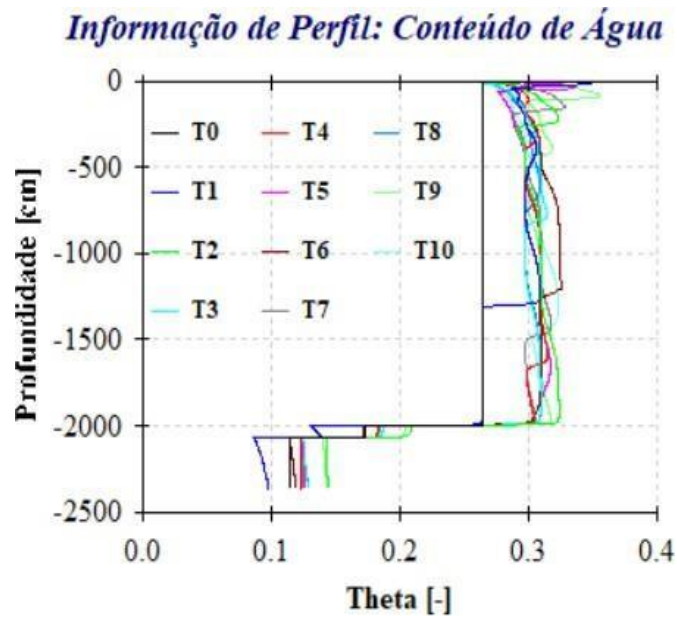
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 10 – Gráfico do fluxo acumulado de água para o solo 25SB



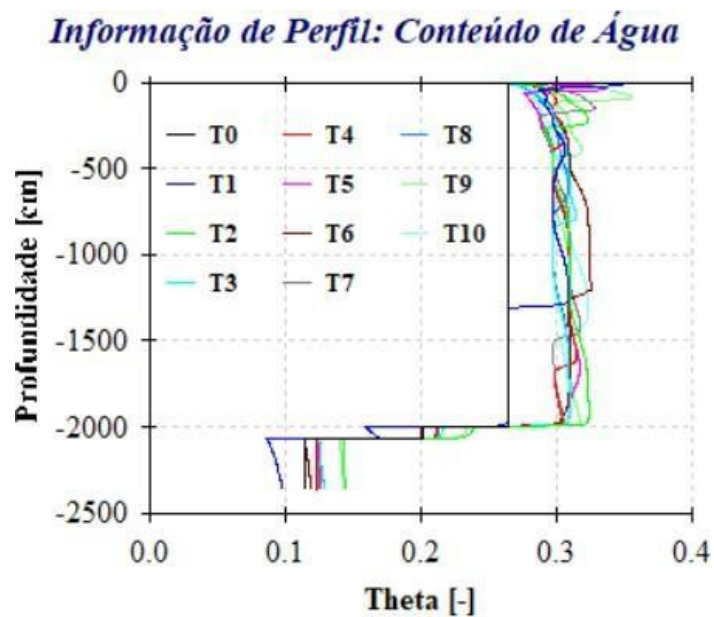
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 11 – Gráfico do fluxo acumulado de água para o solo 20SB



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 12 – Gráfico do fluxo acumulado de água para o solo 25SB



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A partir dos resultados apresentados referentes ao fluxo de água ilustram o comportamento hidráulico de cada solo conforme as suas características geotécnicas, mostrando curvas ascendentes mais acentuadas no solo 15SB, indicando maior acúmulo de água ao longo do tempo, mas com distribuição mais homogênea ao longo do perfil. Estudos como os de Souza (2011) e Breitmeyer (2011) corroboram com esses resultados ao afirmarem que solos com maior teor de silte e argila, além de menor densidade aparente, tendem a reter água por mais tempo e apresentar menor condutividade hidráulica saturada (K_s).

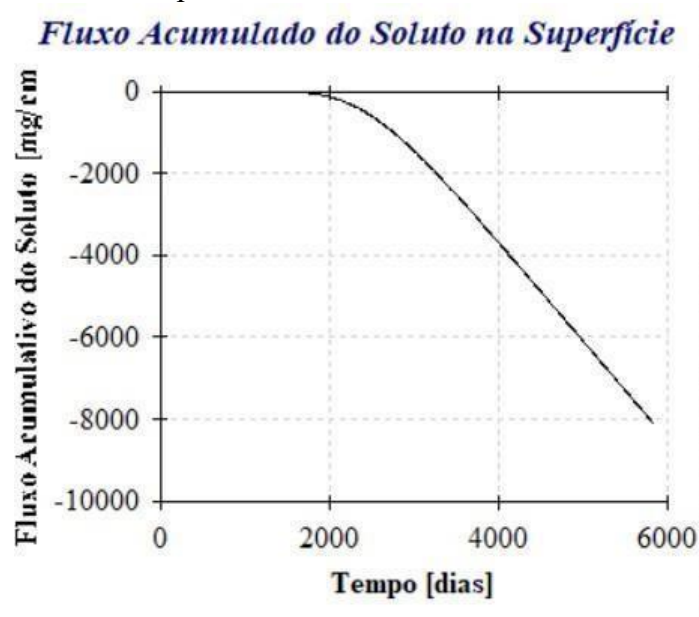
Além disso, a capacidade de retenção hídrica observada nos solos 20SB e 25SB está associada à maior presença de microporos, responsáveis pela manutenção da umidade em profundidade e pela maior resistência ao avanço do fluxo vertical. Esse comportamento é desejável em liners de aterros sanitários, pois minimiza o risco de percolação de lixiviado para as camadas inferiores e, conseqüentemente, para o lençol freático.

4.2 Fluxo de Cobre

Na Figura 13, observa-se o fluxo acumulado do soluto cobre no solo 15SB, o que possibilita a avaliação de seu deslocamento e retenção no perfil do solo. A sua taxa de fluxo acumulado anual resultou em 262,67 mg/cm²/ano.

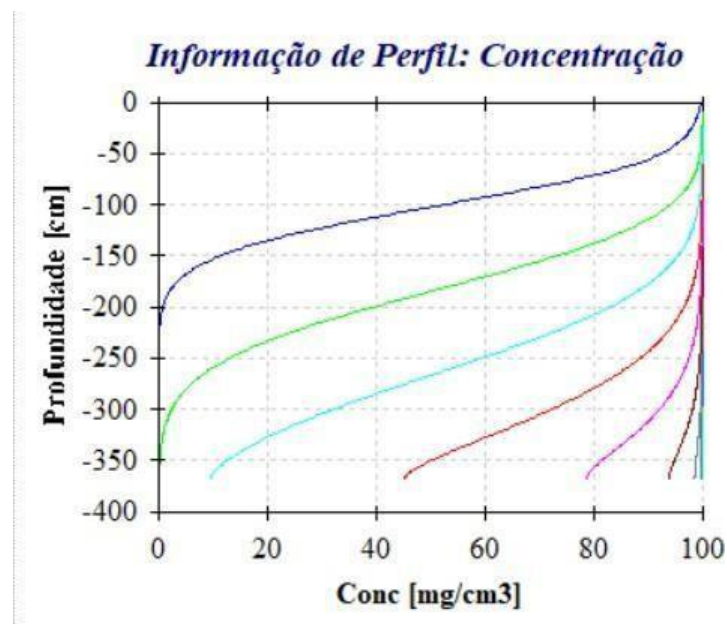
A concentração do soluto *versus* a profundidade para o solo 15SB também foi obtida conforme consta no gráfico da Figura 14. Com este gráfico e os dados a ele associados, pode-se calcular o gradiente de concentração do soluto, que será a derivada da variação de concentração sobre a profundidade, resultando em 0,00637 mg/cm⁴ para o solo 15SB.

Figura 13 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto Cobre para o solo 15SB



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 14 – Gráfico da concentração do soluto Cobre para o solo 15SB



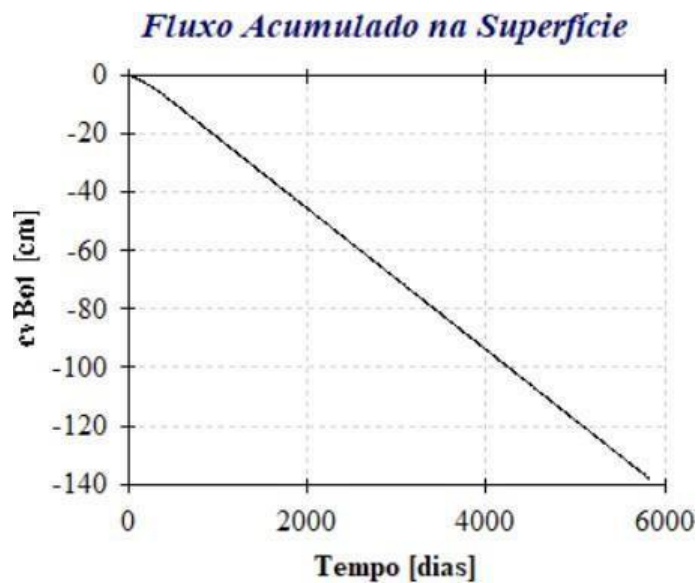
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O gráfico da Figura 15 apresenta o fluxo de água associado ao soluto cobre na superfície do perfil do solo 15SB, exibindo um comportamento próximo ao linear. A taxa de infiltração anual é de 8,654 cm/ano.

Nos gráficos das Figuras 16 e 17, pode-se constatar o fluxo acumulado do soluto Cobre na superfície para os solos 20SB e 25SB. As taxas de fluxo acumulado anual para ambos os solos são de 237,66 mg/cm²/ano e 255,58 mg/cm²/ano, respectivamente. Os gráficos das concentrações do soluto nos solos 20SB e 25SB estão apresentados nas Figuras 18 e 19, em que os gradientes de concentração do soluto para os solos resultara em 0,01143 mg/cm⁴ e 0,00282 mg/cm⁴.

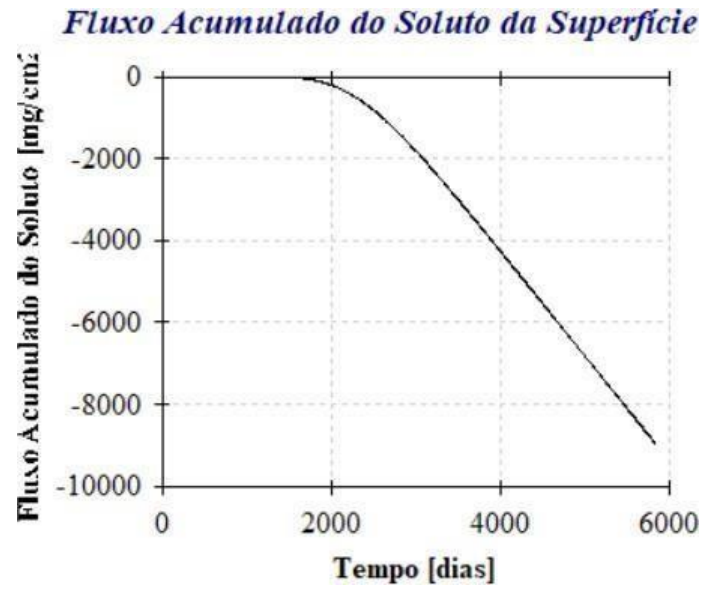
Por fim, o fluxo acumulado do soluto Cobre combinado com água dos solos 20SB e 25SB são apresentados conforme os gráficos das Figuras 20 e 21. As taxas de infiltração anual para os solos são de 9,34 cm/ano e 9,29 cm/ano. De acordo com um estudo realizado pela USGS considerando a água como soluto, as taxas obtidas de infiltração anual estão dentro da faixa observada para regiões mais úmidas, com valores variando entre 0,6-180 mm/ano.

Figura 15 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto + água para o solo 15SB



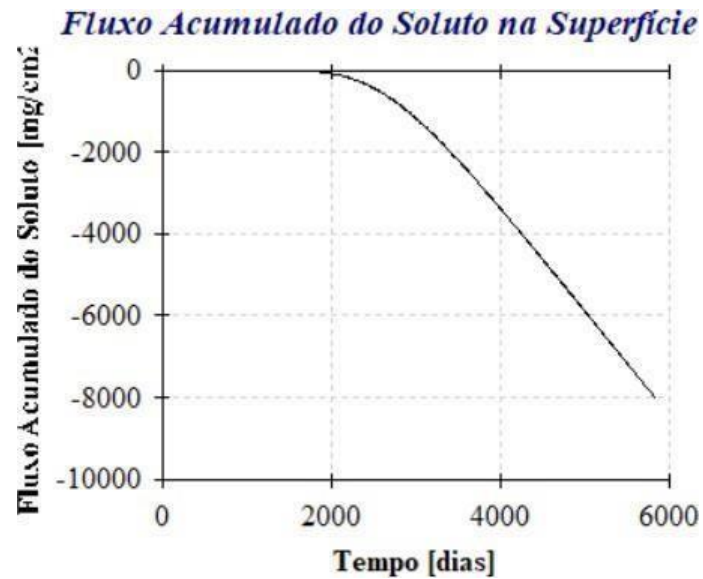
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 16 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto Cobre para o solo 20SB



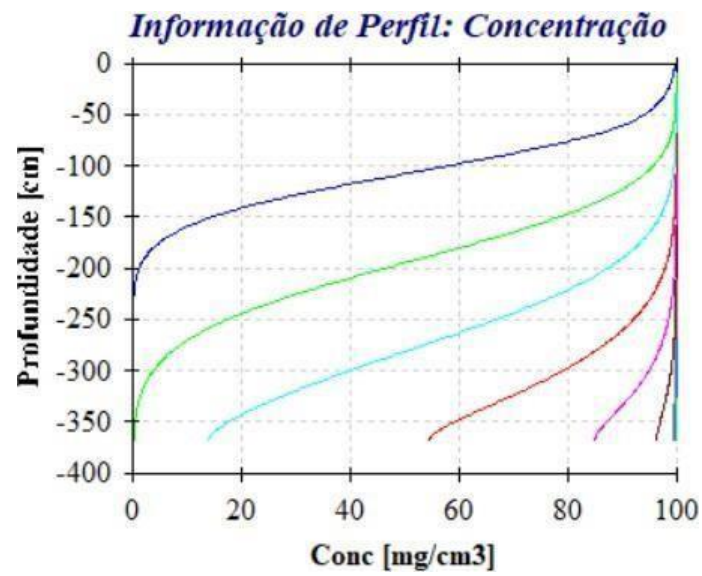
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 17 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto Cobre para o solo 25SB



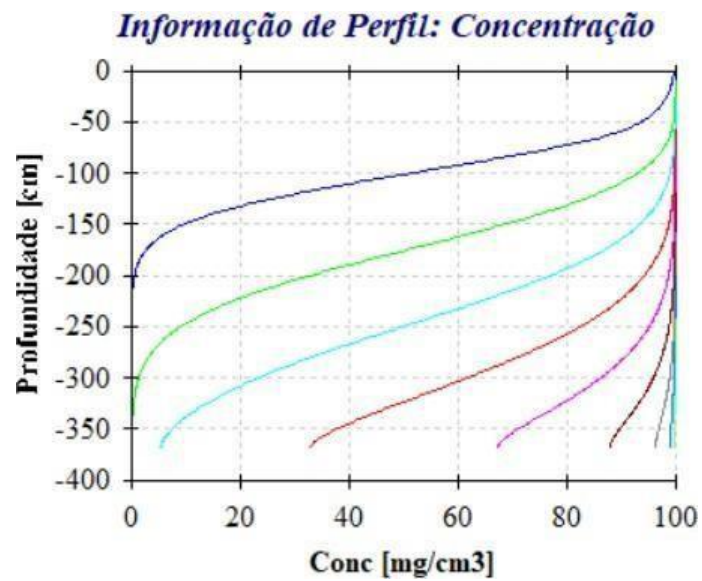
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 18 – Gráfico da concentração do soluto Cobre para o solo 20SB



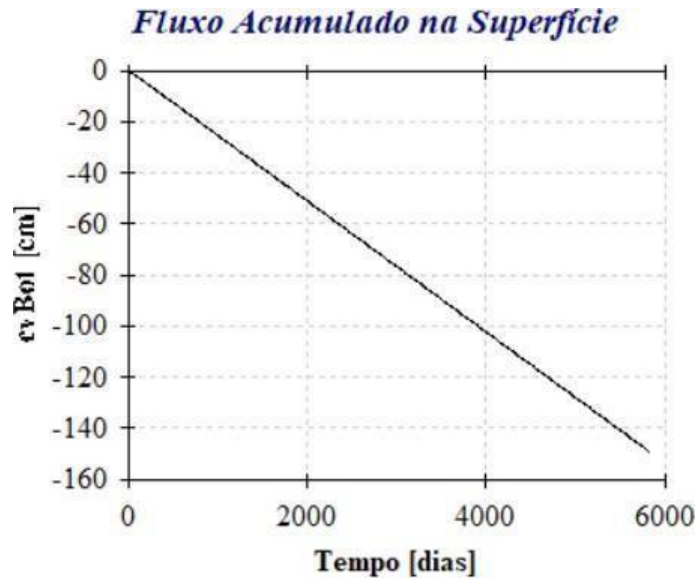
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 19 – Gráfico da concentração do soluto Cobre para o solo 25SB



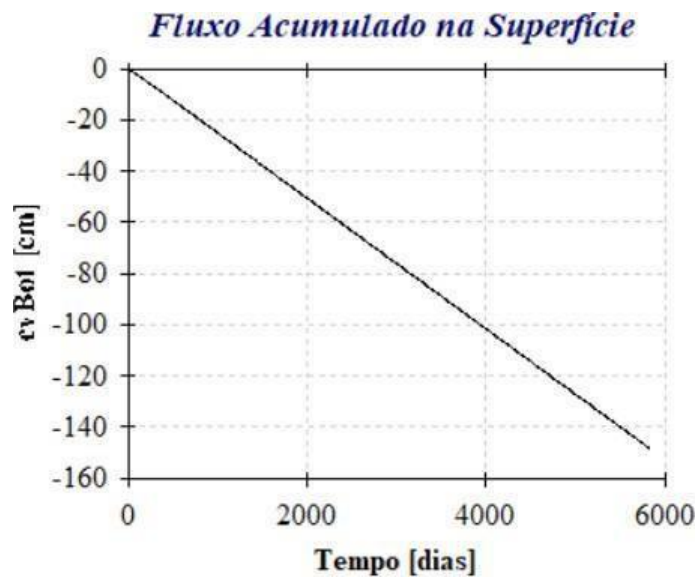
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 20 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto + água para o solo 20SB



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 21 – Gráfico do fluxo acumulado do soluto + água para o solo 25SB



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A simulação do transporte do cobre nas camadas de solo compactado e natural evidenciou diferenças marcantes entre os três tipos de solos. Os resultados mostraram que o solo 15SB possui menor capacidade de adsorção do cobre, permitindo maior avanço da pluma contaminante ao longo do perfil (Figuras 15 a 17). Em contrapartida, os solos 20SB e 25SB demonstraram maior eficiência na retenção do contaminante, com concentração significativamente reduzida nas camadas mais profundas (Figuras 18 a 21).

Essa maior capacidade de retenção pode ser atribuída ao maior teor de argila e silte presentes nesses solos, além da composição mineralógica mais favorável à adsorção iônica. O modelo de adsorção de Langmuir, utilizada como base para a modelagem, reforça esse comportamento ao demonstrar maior afinidade dos íons metálicos com solos de maior capacidade de troca catiônica (CTC).

Gasparin (2023) observou que mais de 50% do cobre presente no solo está ligado à matéria orgânica, e apenas uma pequena fração é considerada móvel. Esse dado reforça a importância de liner com maior retenção superficial, evitando a mobilização do cobre por eventos de recarga hídrica.

Quando comparados aos resultados de estudos conduzidos por Espescht (2021) e Toledo (2016), os solos 20SB e 25SB se destacam como barreiras eficazes contra a migração de contaminantes. Toledo (2016), ao analisar a dispersão de nitrato em solos da região de Maceió-AL, observou comportamento semelhante em solos argilosos, com maior retenção e menor avanço vertical do contaminante.

O estudo de Perlatti et al. (2017) também evidenciou que resíduos de cobre em minas desativadas mantêm alta concentração mesmo após décadas de exposição, o que confirma a necessidade de barreiras com alta capacidade de adsorção. Os dados do presente trabalho validam o uso do solo 25SB como material potencial para composição de liners em regiões semiáridas.

A utilização do Hydrus 1D mostrou-se eficiente na previsão do comportamento dos contaminantes e do fluxo de água nos diferentes tipos de solo. No entanto, é importante destacar que, embora o modelo forneça previsões robustas, ele depende fortemente da precisão dos parâmetros de entrada, como a condutividade hidráulica saturada, os parâmetros da equação de van Genuchten, porcentagens de materiais do solo, parâmetros da equação de Langmuir, além da correta definição das condições de contorno e inicial.

Além disso, fatores como a heterogeneidade dos resíduos, variações climáticas e interações biológicas não foram incorporados na modelagem, o que pode gerar diferenças entre os resultados simulados e os reais. Mesmo assim, os dados obtidos indicam com segurança que os solos 20SB e 25SB possuem melhores propriedades para retenção de contaminantes e controle da percolação de lixiviados, como também evidenciado por Lima et al. (2022).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1 Conclusões

A partir das simulações realizadas com o programa HYDRUS 1D, foi possível avaliar a evolução temporal da dispersão do cobre em diferentes misturas de solos, especificamente os solos 15SB, 20SB e 25SB, utilizadas como liners em um aterro sanitário. Os resultados revelaram diferenças significativas entre os solos quanto à capacidade de retenção e transporte do contaminante. A seguir, apresentam-se os principais pontos obtidos a partir dessas simulações e análises:

- As simulações realizadas com o programa HYDRUS 1D foram fundamentais para avaliar a dinâmica do fluxo de água e o transporte do cobre nos diferentes solos ao longo de um período de 16 anos (5844 dias). Esse período de tempo permitiu observar a evolução da dispersão do contaminante, simular diferentes condições de percolação e compreender o comportamento dos solos em longo prazo.

- As misturas de solo com diferentes proporções de bentonita (15SB, 20SB e 25SB) mostraram influências distintas na retenção e mobilidade do cobre. O solo com 15% de bentonita (15SB) apresentou maior fluxo acumulado de cobre e menor capacidade de retenção do metal. Em contraste, as misturas com 20% e 25% de bentonita (20SB e 25SB) demonstraram melhores características de retenção, resultando em menores fluxos de cobre e maior adsorção do contaminante, o que é atribuído à maior presença de argila e silte, que favorecem esses processos.

- Comparando os fluxos acumulados e os gradientes de concentração entre os diferentes solos, observou-se que o solo 15SB foi o mais vulnerável à contaminação, apresentando maior migração de cobre para camadas mais profundas. Em contrapartida, os solos 20SB e 25SB mostraram menor dispersão do contaminante, oferecendo maior proteção contra a migração do cobre devido à sua maior capacidade de adsorção e retenção na superfície.

- As simulações indicaram que as misturas de solo com maior proporção de bentonita, especialmente 20SB e 25SB, são mais eficazes como barreira de base (liner) para conter a migração do cobre (Cu). A capacidade desses solos de reduzir o fluxo de lixiviado e a dispersão do metal ao longo do tempo é um fator crucial para a proteção do meio ambiente, principalmente em regiões onde a contaminação dos aquíferos pode ser um risco significativo.

- A utilização de solos com maior capacidade de retenção, como os 20SB e 25SB, pode ser incorporada nas diretrizes de construção de aterros sanitários, ajudando a prevenir contaminações em longo prazo, considerando as condições específicas das regiões semiáridas e os desafios que esses ambientes impõem.

O presente estudo reforça a importância da correta caracterização e escolha dos materiais utilizados em sistemas de engenharia ambiental e evidencia o potencial do HYDRUS 1D como ferramenta de suporte à tomada de decisão em projetos de disposição de resíduos.

5.2 Sugestões de trabalhos futuros

Por fim, com base nos resultados obtidos e nas limitações naturais de uma simulação computacional, alguns caminhos promissores para pesquisas futuras podem ser apontados:

1. Validação em campo e em laboratório: Recomenda-se a realização de ensaios laboratoriais e amostragens in situ para validar os resultados obtidos via Hydrus 1D, garantindo que as simulações estejam de acordo com as condições reais de transporte de contaminantes.
2. Ampliação da análise para outros metais pesados: A inclusão de outros metais de alto potencial tóxico, como cádmio, chumbo e mercúrio, permitiria uma avaliação mais abrangente do comportamento das camadas de liner frente à contaminação múltipla.
3. Modelagem em duas dimensões (2D): A utilização do software Hydrus 2D, ou ferramentas similares, permitirá uma simulação mais precisa do transporte lateral e vertical de contaminantes, contemplando a complexidade tridimensional dos sistemas reais de aterros sanitários.
4. Análise de custo-benefício ambiental e econômico: Além da eficiência técnica, considerar o custo de implantação e manutenção dos diferentes tipos de liners pode auxiliar gestores públicos e privados na tomada de decisão quanto à escolha dos materiais.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE. **Relatório Anual 2022**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública. ALCARDE, J.C. **Manual de análise de fertilizantes**. Piracicaba, FEALQ, 2009. 259p.
- ALMODOVAR, Marta Lúcia Nunes. **A origem natural da poluição por cromo no aquífero adamantina, município de Urânia (SP)**. 2000. 199 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- ALMEIDA, Ronei de; CAMPOS, Juacyara Carbonelli. Análise tecnocoenômica do tratamento de lixo de aterro sanitário. **Revista Ineana**, Rio de Janeiro, v. 08, n. 01, p. 6-27, jun. 2020.
- ALLEN, A.. Containment landfills: the myth of sustainability. **Elsevier: Engineering Geology**, [s. l], v. 60, n. 60, p. 3-19, abr. 2000.
- ANJOS, José Ângelo Sebastião Araujo dos. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. 2003. 301 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia, Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- AQUINO SOBRINHO, Hércules Lisboa de. **Design gráfico da pluma de contaminação por compostos orgânicos voláteis utilizando software CAD na investigação de passivo ambiental em um posto revendedor de combustíveis em Natal/RN**. 2011. 79 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Petróleo, Centro de Tecnologia - Ct, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal/Rn, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros de resíduos industriais perigosos**. Rio de Janeiro, 1992.
- BARBOSA, Eder Queiroz. **Radônio como indicador de contaminação de solos por hidrocarbonetos**. 2013. 136 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Instituto de Geociências e Ciências Exatas - Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro (Sp), 2013.
- BEZERRA, Daniel Epifânio. **Evolução do comportamento dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário sob aspectos mecânicos**. 2023. 150 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós - Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - Pb, 2023.
- BENTO, Sofia *et al.* **Contaminação de solos e água em Estarreja (Portugal): que efeitos na vida dos habitantes?** Captar - Ciência e Ambiente Para Todos, Portugal, v. 10, n. 11, p. 2-16, 2021. Anual.

BRADL, H. B.. Sources and Origins of Heavy Metals. In: BRADL, Heike. **Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation**. Germany: Academic Press, 2005. Cap. 1. p. 2-27.

BRADL, H.B. **Chapter 1: Sources and origins of heavy metals**. Interface Science And Technology, [S.L.], p. 1-27, 2005. Elsevier. [http://dx.doi.org/10.1016/s1573-4285\(05\)80020-1](http://dx.doi.org/10.1016/s1573-4285(05)80020-1).

BRASIL. André Luiz Felisberto França. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. 2. ed. Brasília, Df: Biblioteca Nacional do Meio Ambiente, 2022. 209 p.

BREITMEYER, R. J. **Hydraulic Conductivity of Municipal Solid Waste in Landfills**. University of Wisconsin, 2011.

BORTOLIN, José Ricardo Melges. **Mecanismos de transporte de metais pesados em misturas de solos utilizados como camada de base em aterro sanitário**. 2009. 133 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geociências, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro (Sp), 2009.

BOSCOV, Maria Eugenia Gimenez. **Geotecnia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 242 p.

CAMPOS, Valquíria de. **Comportamento de Arsênio, fósforo e metais pesados (cromo, cobre, chumbo e mercúrio) em solos expostos a cultivares frutíferos, município de Jundiá, São Paulo**. 2001. 143 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

CAIRES, Sandro Marcelo de. **Determinação dos teores naturais de metais pesados em solos do estado de Minas Gerais como subsídio ao estabelecimento de valores de referência de qualidade**. 2009. 321 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

CAVALCANTE, L. D. **Isotermas de adsorção em solos contaminados por metais pesados**. UFRPE, 2022.

CAVALCANTE, Pedro Henrique de Melo. **Isotermas de adsorção de langmuir para fósforo em solos de alagoas**. 2022. 45 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Agrônoma, Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, 2022.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Propriedades do solo**. São Paulo: CETESB. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/solo/propriedades/>. Acesso em: 4 maio 2025.

CHRISTENSEN, Thomas H.; KJELDSSEN, Peter; BJERG, Poul L.; JENSEN, Dorthe L.; CHRISTENSEN, Jette B.; BAUN, Anders; ALBRECHTSEN, Hans-Jorgen; HERON, Gorm. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, Lyngby, v. 16, n. 16, p. 659-718, jul. 2000.

COSTA, Jhone Robson da Silva. Efeitos da toxicidade do cromo em plantas. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, [S.L.], v. 13, n. 1, p. 45-46, 28 fev. 2020. Revinter. <http://dx.doi.org/10.22280/revintervol13ed1.463>.

COTA, Stela D. Santos. **Modelagem da contaminação de aquíferos livres por naps residuais na zona não-saturada**. 2000. 167 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia, Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

CONDE, Thassiane Telles; STACHIW, Rosalvo; FERREIRA, Elvino. Aterro sanitário como alternativa para a preservação ambiental. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, Rondônia, v. 3, n. 01, p. 69-80, abr. 2014.

CONSULTORIA, Daj; NOCKO, Leticia Maria; BATISTA, Lorena Gonzaga Dobre; PAZ, Suzani Maria Rodrigues da; SANTOS, Wagner José Odilon dos. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2023**. São Paulo: Grappa Marketing Editorial, 2023. 51 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO Nº 420: RESOLUÇÃO Nº 420, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2009**. 420 ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. 16 p.

CORREIA, Fábio Veríssimo; MERCANTE, Fábio Martins; FABRÍCIO, Amoacy Carvalho; CAMPOS, Tacio Mauro Pereira de; VARGAS JUNIOR, Eurípedes; LANGENBACH, Tomaz. ADSORÇÃO DE ATRAZINA EM SOLO TROPICAL SOB PLANTIO DIRETO E CONVENCIONAL. **Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, n. 17, p. 37-46, dez. 2007.

DAJ CONSULTORIA. Abrema. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. Brasil: Grappa Marketing Editorial, 2023. 51 p.

DANIEL, D. E.; KOERNER, R. M. **Geosynthetic Clay Liners for Waste Containment**. Springer, 2018.

DANTAS, Edilma Rodrigues Bento *et al.* IDENTIFICAÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO. **Abes - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental: AESABESP - Associação dos Engenheiros da Sables**, Brasília - Df, v. 259, n. 3, p. 1-8, 30 nov. 2018.

DIAS, Tatiana Gonçalves; CAXITO, Fabrício. **Cromo**. Minas Gerais: Codemge, 2018. Disponível em: <http://recursomineralmg.codemge.com.br/wp-content/uploads/2018/10/Cromo.pdf>.

DOMINGUES, Thabata Costa de Godoy. **Teor de metais pesados em solo contaminado com resíduo de sucata metálica, em função de sua acidificação**. 2009. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical, Instituto Agrônomo, Instituto Agrônomo, Campinas, Sp, 2009.

DUNKER, S. et al. (2016). **Atmospheric deposition of heavy metals in urban areas: A review**. *Environmental Pollution*, v. 210, p. 227-238.

ENSINAS, Adriano Viana. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas - SP**. 2003. 143 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós - Graduação em Engenharia Mecânica, Departamento de Engenharia Térmica e de Fluidos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

EPA. **Landfill Liners: Design and Performance**. U.S. Environmental Protection Agency, 2021.

ESPESCHIT, Guilherme Tadeu de Melo. **Avaliação da mobilidade dos colifagos f-específicos presentes em efluentes sanitários aplicados em um latossolo vermelho**. 2021. 102 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos., Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021.

ESPESCHIT, I. V. **Transporte de vírus entéricos em latossolo vermelho: simulação com HYDRUS-1D**. UFLA, 2021.

FARIA, Marcos Vieira de. **Metais pesados em solo e planta com aplicação de silicatos em cana-de-açúcar**. 2010. 57 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, 2010.

FARIA, L. A. de. **Avaliação da contaminação do solo e de águas subterrâneas por metais pesados em áreas próximas a lixões**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 15, n. 3, p. 271–278, 2010.

FRAGA, Helena; DINIS, Alzira; MOTA, Goreti. **O Desenvolvimento Sustentável na Gestão de Resíduos**. Revista da Faculdade de Ciência e Tecnologia, Porto, v. 2, n. 2, p. 83-96, nov. 2005.

FIGUEIREDO, Natalie Jimenez Vérdi de. **Utilização de biogás de aterro sanitário para geração de energia elétrica - estudo de caso**. 2011. 147 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

GASPARIN, Amanda. **Contaminação de solos por cobre no brasil: revisão sobre fontes, riscos ecológicos e mitigação**. 2023. 60 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Tecnologias Ambientais, Centro Tecnológico, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2023.

GRANT, K. et al. **Health consequences of exposure to e-waste**. The Lancet, v. 381, p. 1970-1971, 2013.

HART, Sasha Tom; BERTOLO, Reginaldo Antonio; FEIG, Roland; BARRETO, Fernanda Souto; GIOVANNI, Joyce Cruz di Giovanni di; GOUVÊA JÚNIOR, José Carlos Rocha; AGOSTINI, Maria Stella. **Modelagem implícita para detalhamento do Modelo Conceitual Temporal de Área Complexa com remediação de Plumas Combinadas na Região Metropolitana de São Paulo**. Geologia Usp. Série Científica, v. 23, n. 3, p. 57-70, 5 set. 2023. Universidade de São Paulo. Agência de Bibliotecas e Coleções Digitais. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v23-207070>.

HELENE, Livia Portes Innocenti. **Dinâmica da geração e fluxo de lixiviado em aterro sanitário de pequeno porte a partir de monitoramento geofísico**. 2019. 112 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Geociências e Meio Ambiente., Instituto de Geociência e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro – Sp, 2019.

JIMÉNEZ, Alexei Gino Najar. **Análises Tensão-Deformação de Estruturas de Solo Grampeado**. 2008. 99 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Geotécnica, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

KASPER, Angela Cristina; COSTA, Rodrigo Calçada da; ANDRADE, Pablo Araújo de; VEIT, Hugo Marcelo; BERNARDES, Andréa Moura. Caracterização de Sucatas Eletrônicas Provenientes de Baterias Recarregáveis de Íons de Lítio, Telefones Celulares e Monitores de Tubos de Raios Catódicos. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, Rio de Janeiro, v. 12, p. 1-9, abr. 2009.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace Elements in soils and plants**. 4th Edition, CRC Press, Boca Raton, 2011

LACERDA, Luiz Drude de; SANTOS, Angelo Francisco dos; MARINS, Rozane Valente. **Emissão de mercúrio para a atmosfera pela queima de gás natural no Brasil**. **Química Nova**. v. 30, n. 2, p. 366-369, abr. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422007000200024>.

LACERDA, Luiz Drude de. **Mercúrio na Amazônia: Uma bomba-relógio química?**. **Ciência Hoje**, v. 40, p. 26-3, 2007.

LEUNG, A. O. W. et al. (2008). **Heavy metals concentrations of surface dust from e-waste recycling and its human health implications in southeast China**. **Environmental Science & Technology**, v. 42, p. 2674-2680.

MALLMANN, Fábio Joel Kochem. **Modelagem da transferência de cobre e zinco em solos contaminados por dejetos líquidos de suínos**. 2013. 105 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. Rs, 2013.

MELLA, Bianca. **Remoção de cromo de banhos residuais de curtimento através de precipitação química e eletrocoagulação**. 2013. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

Metodologia oficial de análises de corretivos de acidez. Porto Alegre: Abracal, v. 3, jan. 2015.

MOREIRA, Francisco Gleson dos Santos; GUEDES, Maria Josicleide Felipe; MONTEIRO, Veruschka Escarião Dessoles; MELO, Márcio Camargo de. **Emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura de solo compactado em aterro sanitário**. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.L.], v. 25, n. 2, p. 247-258, mar. 2020. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522020189648>.

NAVA, Ivair André; GONÇALVES JUNIOR, Affonso Celso; NACKE, Herbert; GUERINI, Valdir Luiz; SCHWANTES, Daniel. **Disponibilidade dos metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo no solo e tecido foliar da soja adubada com diferentes fontes de NPK+Zn**. **Ciência e Agrotecnologia**. v. 35, n. 5, p. 884-892, out. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-70542011000500004>.

NAJAR JIMÉNEZ, Alexei Gino. **Análises tensão-deformação de estruturas de solo grampeado**. 2008. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

NUNES, Luis Antonio Oliveira. **Ganhos econômicos com créditos de carbono: uma estimativa para o aterro sanitário em Campina Grande - PB**. 2018. 49 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - Pb, 2018.

ODUM, Eugene P. **Fundamentos de Ecologia**. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004. 927 p.

PACYNA, J. M. et al. **Global emission of mercury from anthropogenic sources in 2005**. *Atmospheric Environment*, v. 45, p. 2487-2499, 2010.

PERLATTI, Fabio; MARTINS, Eve Pimentel; OLIVEIRA, Daniel Pontes de; RUIZ, Francisco; ASENSIO, Veronica; REZENDE, Carla Ferreira; OTERO, Xose Luis; FERREIRA, Tiago Osorio. Copper release from waste rocks in an abandoned mine (NE, Brazil) and its impacts on ecosystem environmental quality. **Chemosphere**. United Kingdom, p. 2-13. jan. 2021.

PINTO, Carlos de Sousa. **Curso básico de mecânica dos solos**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 368 p.4

RIBEIRO, Ondina; BRIONES, Maria J.I.; RIBEIRO, Cláudia; NATAL-DA-LUZ, Tiago; SOUSA, João Ricardo; CARROLA, João Soares. A POLUIÇÃO DO SOLO: CAUSAS, FONTES DOS PRINCIPAIS POLUENTES E CONSEQUÊNCIAS. **Captar - Ciência e Ambiente Para Todos**, Portugal, v. 13, n. 1, p. 1-20, fev. 2024.

RIBEIRO, José Admário Santos. **COBRE**. 2001. Balanço Mineral Brasileiro. Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/anm/paginas/balanco-mineral/arquivos/balanco-mineral-brasileiro-2001-cobre>. Acesso em: 14 maio 2025.

RODRIGUES, Mônica Aparecida; SILVA, Priscila Pereira; GUERRA, Wendell. **COBRE. Química Nova na Escola**, São Paulo, v. 34, n. 3, p. 161-162, ago. 2012.

ROBINSON, B. H. **E-waste: An assessment of global production and environmental impacts**. *Science of the Total Environment*, v. 408, p. 183-191, 2009.

ROWE, R. K. **Long-term performance of landfill liners**. *Canadian Geotechnical Journal*, 2020.

ROWE, R. Kerry; YANFUL, Ernest K.; SANGAM, H. P. **Barrier systems for waste disposal facilities**. *Geotechnical and Geoenvironmental Engineering Handbook*. Springer, 2020. p. 419-460.

SANTAELLA, Sandra Tédde *et al.* **Resíduos sólidos e a atual política ambiental brasileira**. 7. ed. Fortaleza: Ufc / Labomar / Nave, 2014. 232 p.

SANTOS, Jobsan Sueny de Sousa. **Simulação numérica da dispersão de poluentes em solos. estudo de caso: lagoas de estabilização.** 2015. 131 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – Paraíba, 2015.

SILVA, Daniela Lima Machado da. **Mecanismos de transporte de metais pesados em misturas de solos utilizados como camada de base em aterro sanitário.** 2023. 183 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Geotecnia Ambiental e Obras de Terra, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – Pb, 2023.

SILVA, Thiago Fernandes da. **Variações macro e microestruturais na permeabilidade ao lixiviado em camada de base de aterro sanitário pela interação solo-contaminante.** 2024. 224 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós - Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - Pb, 2024.

SILVA, D. F. da et al. **Avaliação da qualidade do lixiviado de aterros sanitários do semiárido paraibano: implicações ambientais.** Revista Brasileira de Engenharia Ambiental e Sustentabilidade, v. 7, n. 1, p. 24–35, 2020.

SILVA, Luciana; VICTOR, Mauricio; LOPES, Wilson; CUNHA, Silvio. **COBRE: produção industrial e aplicações.** Química Nova, [S.L.], v. 42, n. 10, p. 1154-1161, ago. 2019. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170439>.

SOUZA, André Afonso Borges de. **Isotermas de langmuir e freundlich da adsorção de zinco por resíduos da construção civil cerâmicos.** 2023. 67 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2023.

SOUZA, Victoria Ottoni Almeida de. **Simulação de fluxo vertical em aterro de resíduos sólidos urbanos.** 2011. 196 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Centro Tecnológico, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SHACKELFORD, C. D. **Containment of Hazardous Waste using Engineered Barriers.** Journal of Hazardous Materials, 2020.

SHIRAIWA, Manabu; AMMANN, Markus; KOOP, Thomas; PÖSCHL, Ulrich. **Gas uptake and chemical aging of semisolid organic aerosol particles.** Proceedings Of The National Academy Of Sciences, [S.L.], v. 108, n. 27, p. 11003-11008, 20 jun. 2011. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1103045108>.

SMITH, S. R. et al. **Concentrations of heavy metals in urban soils and their potential contamination risks: A review.** Environmental Geochemistry and Health, v. 35, p. 579-601, 2013.

TOREM, Maurício Leonardo; CASQUEIRA, Rui de Góes. **Flotação aplicada à remoção de metais pesados.** Rio de Janeiro: Editoração Eletrônica, 2003. 75 p. (28).

TOLEDO, Pedro Henrique de Omena. **Modelagem de pluma de contaminação do nitrato em aquífero urbano considerando os efeitos da sazonalidade do clima em parte da Região Metropolitana de Maceió-AL**. 2016. 72 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2016.

WALKER, W. R. **Guidelines for designing and evaluating surface irrigation systems**. Rome: FAO, 1989. (FAO Irrigation and Drainage Paper, 45).

WILLIAMS, Paul T.. **Waste Treatment and Disposal**. 2. ed. Uk: John Wiley & Sons, Ltd, 2005. 388 p.

ZANTA, Viviana Maria; FERREIRA, Cynthia Fantoni Alves. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges de. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro sustentável para Municípios de pequeno porte**. Florianópolis: Rima Artes e Textos, 2003. Cap. 1. p. 1-18.

ZHANG, H. et al. (2015). **Long-term leaching behavior of heavy metals from landfill liners**. Waste Management, v. 43, p. 301-308.