



CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS

DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

**ANÁLISE COMPARATIVA DE MÉTODOS DE ESTIMATIVA DE LIXIVIADO EM
ATERRO SANITÁRIO DESATIVADO DA CTRS BR-040**

Laura Borba Lopes

Belo Horizonte

2025

Laura Borba Lopes

**ANÁLISE COMPARATIVA DE MÉTODOS DE ESTIMATIVA DE LIXIVIADO EM
ATERRO SANITÁRIO DESATIVADO DA CTRS BR-040**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Ambiental e Sanitarista

Orientador: Prof. Dr. Evandro Carrusca de Oliveira

Coorientador: Prof. Dr. Cícero Antonio Antunes Catapreta

Belo Horizonte

2025

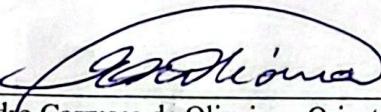
LAURA BORBA LOPES

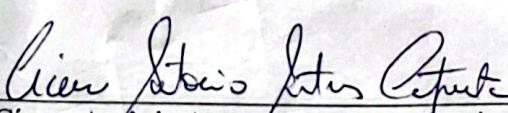
**ANÁLISE DA ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM ATERRO
SANITÁRIO DESATIVADO: ESTUDO DE CASO NO
ATERRO SANITÁRIO DA BR-040, BELO HORIZONTE/MG**

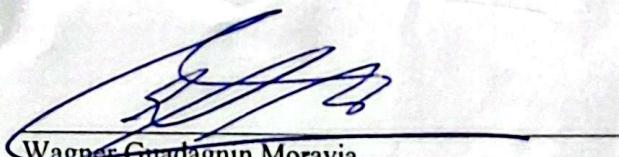
Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais-CEFET/MG como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Ambiental e Sanitarista.

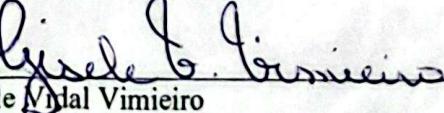
Data de Aprovação: 12 / 12 / 2025

Banca Examinadora:


Evandro Carrusca de Oliveira - Orientador e Presidente da Banca Examinadora
Prof. Dr. do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - CEFET-MG


Cícero Antônio Antunes Catapreta - Coorientador
Dr. Gerente da CTRS BR-040 - SLU/BH


Wagner Guadagnin Moravia
Prof. Dr. do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - CEFET-MG


Gisele Vital Vimieiro
Prof. Dra. do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - CEFET-MG

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e a Nossa Senhora por sempre iluminarem meu caminho, me dando força e lucidez para seguir em frente.

À minha mãe Raquel e ao meu pai Sérgio, por todo amor e apoio incondicional em minhas escolhas.

Aos meus irmãos Samuel e Daniel, pela lealdade e motivação.

Ao meu avô Vicente e minha avó Lúcia, por todo carinho e acolhimento.

Ao meu namorado Rodrigo, pela paciência e compreensão.

Às minhas amigas e parceiras de caminhada, Ana Clara, Luana, Maísa e Sarah, por todo companheirismo e risadas ao longo de 5 anos.

Aos meus orientadores, Professor Evandro e Professor Cícero, por todo auxílio e disposição durante a realização deste trabalho.

Aos professores do CEFET-MG, pelo conhecimento compartilhado.

Ao CEFET-MG, pela oportunidade de estudar nessa excelente instituição de ensino.

RESUMO

LOPES, LAURA. **Análise comparativa de métodos de estimativa de lixiviado em aterro sanitário desativado da CTRS BR-04.** 2025. 75. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2025.

A gestão de lixiviado em aterros sanitários é um dos principais desafios ambientais associados ao descarte de resíduos sólidos urbanos. O objetivo deste estudo foi fazer uma análise comparativa de estimativa de vazão de lixiviado entre os métodos do Balanço Hídrico e do Método Suíço e os dados reais obtidos para 2024 na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040, localizada em Belo Horizonte/MG. Ademais, o estudo procurou avaliar as incertezas dessas estimativas por meio do Método de Monte Carlo. A metodologia abrangeu a coleta de dados referentes à precipitação, e medições de vazão, a implementação dos dois métodos empíricos e a realização de 1.000 simulações para cada através do Método do Monte Carlo para avaliar a sensibilidade dos modelos. Os resultados mostraram que ambos os métodos superestimaram as vazões reais, com erros médios de 4,59 L/s para o Balanço Hídrico e 4,84 L/s para o Método Suíço. O Balanço Hídrico demonstrou alta sensibilidade às condições meteorológicas, ao passo que o Método Suíço exibiu superestimações consistentes. Pode-se concluir que a aplicação direta desses métodos sem calibração local pode afetar a representatividade das estimativas para aterros desativados com cobertura final e baixa infiltração.

Palavras-chave: Lixiviado. Aterro sanitário. Balanço Hídrico. Método Suíço. Monte Carlo.

ABSTRACT

LOPES, LAURA. **Comparative analysis of methods for estimating leachate in the decommissioned CTRS BR-04 landfill.** 2025. 75. Undergraduate thesis (Environmental and Sanitary Engineering) - Department of Environmental Science and Technology, Federal Center of Technological Education of Minas Gerais, Belo Horizonte, 2025.

Leachate management in landfills is one of the main environmental challenges associated with municipal solid waste disposal. The objective of this study was to perform a comparative analysis of leachate flow estimates between the Simplified Water Balance and Swiss methods and the actual data obtained in 2024 at the BR-040 Solid Waste Treatment Plant, located in Belo Horizonte, Minas Gerais. In addition, the study sought to assess the uncertainties of these estimates using the Monte Carlo Method. The methodology included the collection of data on precipitation and flow measurements, the implementation of the two empirical methods, and the performance of 1,000 simulations for each using the Monte Carlo Method to assess the sensitivity of the models. The results showed that both methods overestimated actual flows, with average errors of 4.59 L/s for the Water Balance and 4.84 L/s for the Swiss Method. The Water Balance showed high sensitivity to weather conditions, while the Swiss Method exhibited consistent overestimations. It can be concluded that the direct application of these methods without local calibration may affect the representativeness of estimates for decommissioned landfills with final cover and low infiltration.

Keywords: Leachate. Landfill. Water Balance. Swiss Method. Monte Carlo.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVO	16
2.1	Objetivo Geral	16
2.2	Objetivos Específicos	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
3.1	Definição e classificação dos resíduos sólidos	17
3.2	Resíduos sólidos no Brasil.....	19
3.3	Gerenciamento de resíduos sólidos e formas de disposição	23
3.4	Estabilização dos resíduos sólidos urbanos em aterros	25
3.5	Princípios do ciclo hidrológico	28
3.6	Lixiviado.....	30
3.6.1	Geração	30
3.6.2	Composição	31
3.6.3	Riscos ambientais e à saúde.....	32
3.7	Parâmetros do solo relevantes para estimativas hidrogeológicas em aterros sanitários	
	33	
3.8	Métodos quantitativos de lixiviado.....	34
3.8.1	Método do Balanço Hídrico.....	34
3.8.2	Método Suíço.....	37
3.8.3	Hydrology Evaluation Leachate Performance (HELP)	38
3.8.4	Limitações dos métodos empíricos encontradas na literatura	39
3.9	Método de Monte Carlo de 1 ^a ordem para análise de incerteza	40
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
4.1	Área de estudo	42
4.2	Estudo de caso: Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040	46

4.2.1	Aspectos Geológico-Hidrográficos da Área.....	49
4.3	Estimativa da geração de lixiviado através de métodos empíricos	54
4.4	Análise de Incertezas por Meio do Método de Monte Carlo	56
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	57
5.1	Vazão de lixiviado medida no aterro sanitário da BR-040.....	57
5.2	Estimativa de lixiviado utilizando o Método do Balanço Hídrico	61
5.3	Estimativa de lixiviado utilizando o Método Suíço.....	63
5.4	Análise comparativa dos Métodos frente aos dados reais	65
5.5	Resultados estatísticos da simulação Monte Carlo	68
5.5.1	Análise de distribuição – Balanço Hídrico	68
5.5.2	Análise de distribuição – Método Suíço.....	70
6	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES.....	71
	REFERÊNCIAS	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Coeficiente de escoamento superficial (C)	36
Tabela 3.2 – Características da umidade do solo.....	36
Tabela 3.3 - Valores de K para aplicação no Método Suíço	38
Tabela 4.1 - Histórico de Precipitação Mensal da estação pluviométrica da CTRS	55
Tabela 4.2 - Normal Climatológica de 1961 a 1990, para Belo Horizonte	55
Tabela 5.1 - Vazões de lixiviado medidas na CTRS	59
Tabela 5.2 - Estimativa de lixiviado através o método do Balanço Hídrico	62
Tabela 5.3 - Estimativa de lixiviado através do Método Suíço	64
Tabela 5.4 - Comparação das Vazões de Lixiviado	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Participação regional na geração brasileira de RSU em 2023	20
Figura 3.2 - Vazadouro a céu aberto (lixão) ou em áreas alagadas ou alagáveis em 2023	21
Figura 3.3 - Aterros Controlados no Brasil em 2023	22
Figura 3.4 - Aterros sanitários no Brasil em 2023	23
Figura 3.5 - Esquema de aterro sanitário	25
Figura 3.6 - Fases de estabilização de resíduos sólidos dispostos em aterros	27
Figura 3.7 - Esquema do ciclo hidrológico.....	28
Figura 3.8 - Dinâmica da geração de lixíviado	31
Figura 4.1- Mapa de altimetria do município de Belo Horizonte	43
Figura 4.2 - Mapa de Vegetação do Estado de Minas Gerais.....	45
Figura 4.3 - Localização da CTRS da BR-040.....	46
Figura 4.4 - Evolução da quantidade de resíduos sólidos urbanos destinados à aterragem, na CTRS BR-040.....	47
Figura 4.5 - Setorização da CTRS BR-040	48
Figura 4.6 - Face oeste das células desativadas do aterro.....	49
Figura 4.7 - Zoneamento Geotécnico da CTRS BR-040.....	50
Figura 4.8 - Mapa altimétrico da CTRS	52
Figura 4.9 – Mapa de declividade da CTRS.....	53
Figura 5.1 - Distribuição espacial de mangueiras de medição de vazão	58
Figura 5.2 - Histórico de vazões de lixíviado medidas na CTRS (2007-2024).....	60
Figura 5.3 - Comparação entre os métodos de estimativa de lixíviado com o medido real	65
Figura 5.4 - Gráfico de distribuição das vazões estimadas - Balanço Hídrico	68
Figura 5.5 - Gráfico de distribuição das vazões estimadas – Método Suíço	70

LISTA DE EQUAÇÕES

(3.1) Equação do Volume de Lixiviado.....	34
(3.2) Equação do Escoamento Superficial	35
(3.3) Equação da Evapotranspiração Real	37
(3.4) Equação da Vazão Média de Lixiviado	37
(3.5) Estimador de Monte Carlo	40
(3.6) Equação do Desvio-Padrão	40

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 - Classificação dos resíduos quanto à sua origem	18
Quadro 3.2 - Principais íons encontrados no lixiviado	32
Quadro 3.3 - Erros encontrados nos métodos empíricos por outros autores	39
Quadro 5.1 - Parâmetros e determinação de valores para o balanço hídrico	61
Quadro 5.2 – Parâmetros e determinação de valores para o Método Suíço	63

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

σ	Desvio-padrão
A	Área
ABREMA	Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente
AS	Armazenamento de água no solo
AAS	Variação no armazenamento de água no solo
C	Coeficiente de escoamento superficial
CTRS	Central de Tratamento de Resíduos Sólidos
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
ER	Evapotranspiração Real
ES	Escoamento Superficial
ETP	Evapotranspiração Potencial
HELP	<i>Hydrology Evaluation Leachate Performance</i>
I	Infiltração
IQR	Intervalo Interquartílico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K	Grau de compactação
P	Precipitação
PER	Volume de lixiviado
Q	Vazão
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SMAPU	Secretaria Municipal Adjunta de Planejamento Urbano
t	Tempo

1 INTRODUÇÃO

Durante séculos, o manejo de resíduos sólidos foi um tópico pouco relevante, muitas vezes em função do pouco conhecimento que a sociedade tinha sobre o assunto na época. Na Idade Média após a queda do Império Romano, por exemplo, é sabido que dejetos humanos e resíduos orgânicos eram descartados diretamente nas ruas e em rios. Essa prática contribuía principalmente para a proliferação de doenças devastadoras (VELLOSO, 2007).

A partir da Revolução Industrial, séculos XVIII e XIX, ocorreu a criação de indústrias de produção em massa e o crescimento de cidades, ocasionando um aumento escalonado da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU).

Em contrapartida, foi somente no século XX que o tema de aterros sanitários para gestão adequada de resíduos entrou em cena.

No Brasil, de acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos (ABREMA, 2024), foram gerados em torno de 80,9 milhões de toneladas de RSU, tendo sido 40,5 milhões de toneladas depositadas em aterros sanitários. Essas instalações, quando estabelecidas e monitoradas de forma correta, representam a alternativa ambiental e econômica mais viável do país para a destinação controlada final de resíduos (DIAS, 2015).

Diferente dos aterros controlados e lixões, o aterro sanitário possui impermeabilização de sua base para evitar a contaminação do solo das águas subterrâneas pelos líquidos lixiviados. Possui também sistema de drenagem que faz a coleta do efluente, que é tratado antes de ser despejado ao meio ambiente, e coleta de gases, principalmente o metano produzido pela decomposição da matéria orgânica, que pode ser utilizado como fonte de energia elétrica (biogás).

Entretanto, ainda que tecnicamente bem gerenciados, os aterros sanitários continuam configurando como fontes potenciais de contaminação em função dos líquidos lixiviados. O lixiviado é um efluente líquido escuro e de composição complexa, oriundo da decomposição da matéria orgânica, a depender da natureza do resíduo, e atrelado à percolação de águas pluviais. Não havendo impermeabilização do solo com técnicas consolidadas, o lixiviado pode se infiltrar no solo e comprometer a qualidade dos lençóis freáticos com metais pesados, microrganismos patogênicos e compostos orgânicos voláteis. Sua produção está estreitamente vinculada ao balanço hídrico do sistema (KJELDSEN *et al.*, 2002).

O balanço hídrico se resume na quantificação do volume de água que entra através das precipitações, que sai através do escoamento superficial e evapotranspiração, e que é armazenada no solo, podendo ser aplicada em pequena e larga escala, e em um determinado intervalo de tempo. No caso de aterros sanitários, o estudo do balanço hídrico é utilizado para prever o comportamento hidrológico e estimar a quantidade de lixiviado gerado em diferentes condições climáticas durante um período pré-determinado (FERREIRA & MELLO, 2017).

Sob ótica de aterros sanitários desativados, o monitoramento ambiental continua relevante. Mesmo com o encerramento das atividades de suas operações, os processos de decomposição dos resíduos e a dinâmica hidrológica ambiental são contínuos. Além disso, os sistemas de drenagem e contenção podem se desgastar com o tempo, ocasionando risco de contaminação em seu entorno (SANTOS *et al.*, 2018).

As conjunturas supracitadas tornam necessário o monitoramento pós-operacional e a observância aos parâmetros físicos, químicos e biológicos, conforme estabelecido em norma técnica brasileira (ABNT, 1992), evitando o surgimento de passivos ambientais e garantindo a segurança ambiental e sanitária da região.

Assim, este trabalho tem como foco central o aterro sanitário desativado da BR-040, que integra a Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS), localizado no município de Belo Horizonte, Minas Gerais. Inaugurado em 1975 e desativado em dezembro de 2007, apresenta características que justificam sua seleção como estudo de caso, dentre elas o histórico de operação, a localização geográfica e a sua proximidade a córregos da região.

Em aterros sanitários desativados, como é o caso da CTRS, a estimativa da produção de lixiviado depende das premissas utilizadas pelo avaliador, pois a falta de dados operacionais pode impedir a calibração direta dos métodos empregados. Nesse cenário, o erro humano se revela principalmente na seleção de parâmetros e suposições cautelosas, que são comumente adotados para garantir a segurança técnica e ambiental.

A utilização de métodos que consideram a resposta hidrológica imediata do maciço, sem levar em conta adequadamente processos internos como o armazenamento de umidade nos resíduos, drenagem interna lenta, retenção capilar e heterogeneidade do aterro, geralmente resulta em superestimações dos volumes de lixiviado produzidos.

Nesse sentido, a deterioração da cobertura e a falta de manejo ativo facilitam a retenção e o

atraso da percolação em aterros desativados, diminuindo a conversão direta da chuva em lixiviado coletado. Ao contrário dos aterros em operação, os valores superestimados em aterros desativados geralmente se mantêm como referência técnica. Isso afeta as avaliações de risco ambiental, as exigências de monitoramento e as decisões de gestão após o fechamento do aterro.

Logo, a partir da aplicação de dois métodos de estimativa de geração de lixiviado e da análise comparativa de seus resultados com os dados de geração real, este estudo busca avaliar o potencial de geração de lixiviado mesmo após a desativação do aterro sanitário da BR-040, por meio de com metodologias empíricas, ampliando o entendimento da dinâmica de percolação e a variabilidade dos resultados em função dos parâmetros adotados. Dessa forma, o trabalho objetiva subsidiar uma avaliação técnica dos métodos e reforçar a relevância do monitoramento ambiental contínuo, com vistas à prevenção de riscos e à proteção das águas subterrâneas.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Comparar os métodos do Balanço Hídrico e Método Suíço com o potencial real de geração de lixiviado no aterro sanitário desativado da BR-040, em Belo Horizonte/MG, considerando o regime pluviométrico atual e as características físicas e geológicas do local.

2.2 Objetivos Específicos

- Estimar a geração de vazão de líquidos lixiviados com base no método do Balanço Hídrico e Método Suíço e fazer uma análise comparativa com a vazão medida real;
- Analisar o grau de sensibilidade dos métodos empíricos de estimativa de lixiviado levantados neste aterro em estudo;
- Analisar a limitação da aplicação de cada método empírico em relação ao estudo de caso.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Definição e classificação dos resíduos sólidos

Segundo o artigo 3º da Lei Federal nº 12.305/2010, que dispõe sobre a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), resíduos sólidos são definidos como:

“material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.”

Compreendem os resíduos gerados nas cidades os resíduos sólidos urbanos (RSU), advindos majoritariamente de atividades cotidianas da população. Ainda, segundo o Art. 13º da PNRS, os resíduos podem ser classificados quanto à origem, estando elas resumidas no Quadro 3.1 a seguir:

Quadro 3.1 - Classificação dos resíduos quanto à sua origem

Classificação	Fonte geradora
Domiciliares	Gerados nas residências urbanas.
Resíduos sólidos urbanos	Englobam os resíduos domiciliares e os de limpeza urbana.
Resíduos de limpeza urbana	Provenientes da varrição, poda e outros serviços de manutenção.
Resíduos comerciais e de serviços	Oriundos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, executando os resíduos já classificados em outras categorias.
Resíduos dos serviços de saneamento	Gerados a partir das atividades de abastecimento de água, esgoto e limpeza pública
Resíduos industriais	Originados de processos produtivos em instalações industriais
Resíduos de serviços de saúde	Gerado em hospitais, clínicas e demais serviços de saúde
Resíduos de construção civil	Resultante de obras, demolições, escavações e reformas.
Resíduos agrossilvipastoris	Provenientes das atividades agropecuárias e silviculturais.
Resíduos de serviços de transportes	Originários de atividades em portos, aeroportos, rodoviárias, ferrovias e fronteira.
Resíduos de mineração	Gerados durante a pesquisa mineral, extração ou beneficiamento de minérios.

Fonte: PNRS, 2010

A ABNT NBR 10004:2024 classifica os resíduos sólidos de acordo com sua periculosidade, ou seja, quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, segregando-os em duas distinções principais:

a. Classe I – Resíduos Perigosos

Estes apresentam risco à saúde pública e/ou ao meio ambiente, devido às características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, entre outras. Esses

resíduos exigem tratamento, acondicionamento e destinação final controlados. Os exemplos mais comuns dessa classe são os resíduos de solventes inflamáveis, resíduos de serviço de saúde contaminados (isto é, quando não classificados por outra norma específica) e lodos de estações de tratamento com metais pesados.

b. Classe II – Resíduos não perigosos

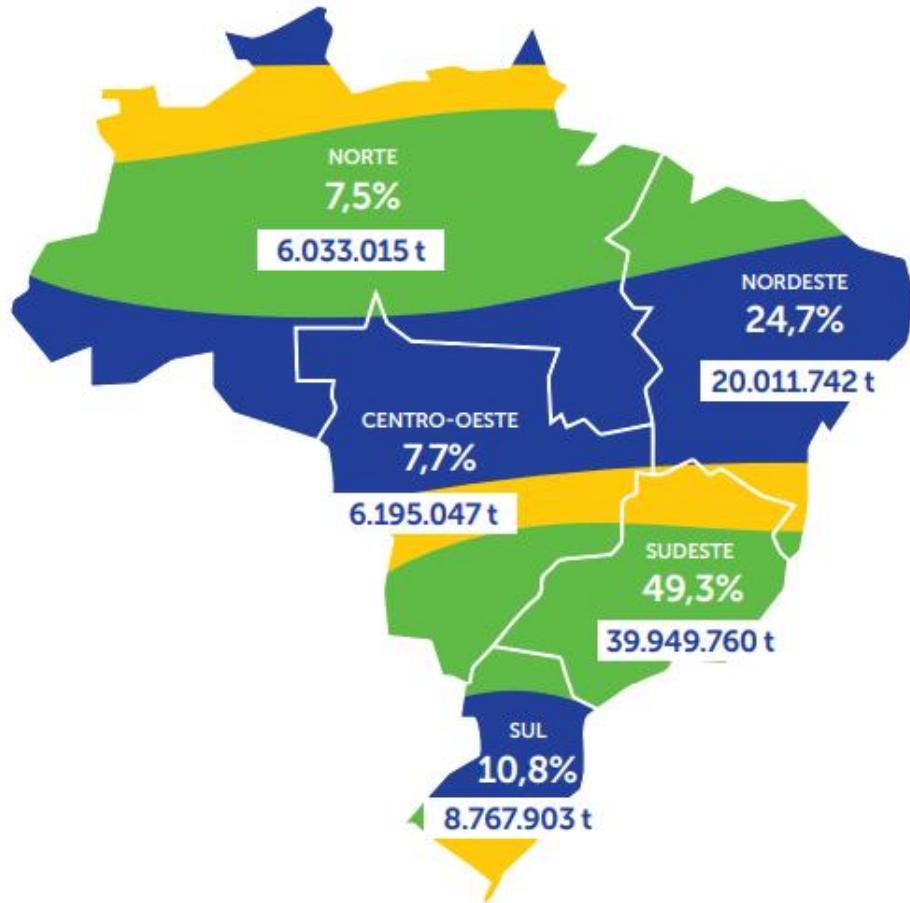
São aqueles que não apresentam periculosidade ou risco potencial ao meio ambiente e à saúde pública, nas condições de manuseios e disposição adequadas. Essa classe é subdividida em:

- Classe II A - Não inertes: podem apresentar características como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água, como resíduos de alimentos, papel, plásticos, resíduos orgânicos urbanos.
- Classe II B - Inertes: materiais que, em contato com a água, não sofrem alterações significativas, ou seja, não tem nenhum de seus constituintes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água (conforme Portaria do Ministério da Saúde), como entulhos de construção (concreto, tijolos), pedras, areia, cerâmica, vidros não contaminados, sucatas de ferro/aço, isopor e borrachas.

3.2 Resíduos sólidos no Brasil

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil de 2024, elaborado pela Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA), em 2024, o Brasil gerou cerca de 80,9 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, o equivalente a 221 mil toneladas por dia, ou 382 kg por habitante ao ano. Esse número reflete uma média diária de 1,047 kg/hab/dia. Em análise à Figura 3.1 a seguir, nota-se que a região Sudeste foi responsável por quase 50% do total gerado, somando 39,9 milhões de toneladas.

Figura 3.1 - Participação regional na geração brasileira de RSU em 2023

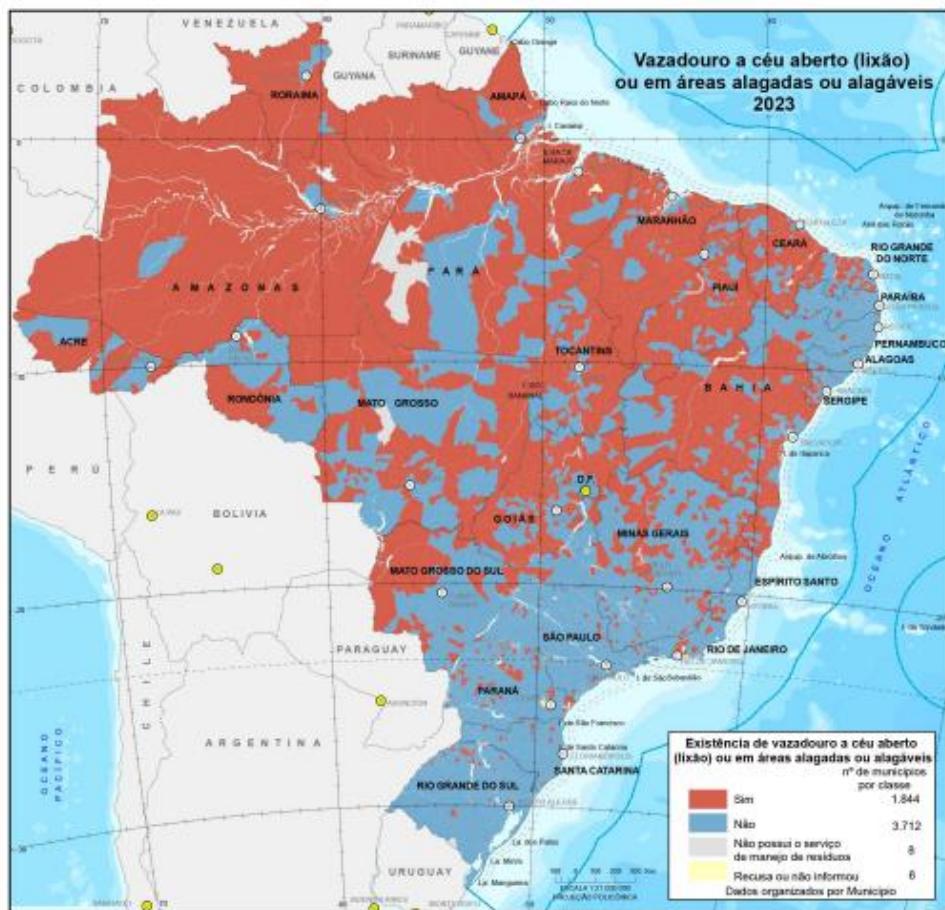


Fonte: ABREMA, 2024

Do valor total gerado, cerca de 40,5 milhões de toneladas de RSU tiveram sua disposição final adequada em aterros sanitários. Contudo, o Panorama revela que cerca de 41,5% dos resíduos foram destinados para instalações inadequadas, o que se traduz em um contexto de desafios na migração de um sistema historicamente baseado na disposição inadequada para um modelo de gestão integrada e sustentável (ABREMA,2024).

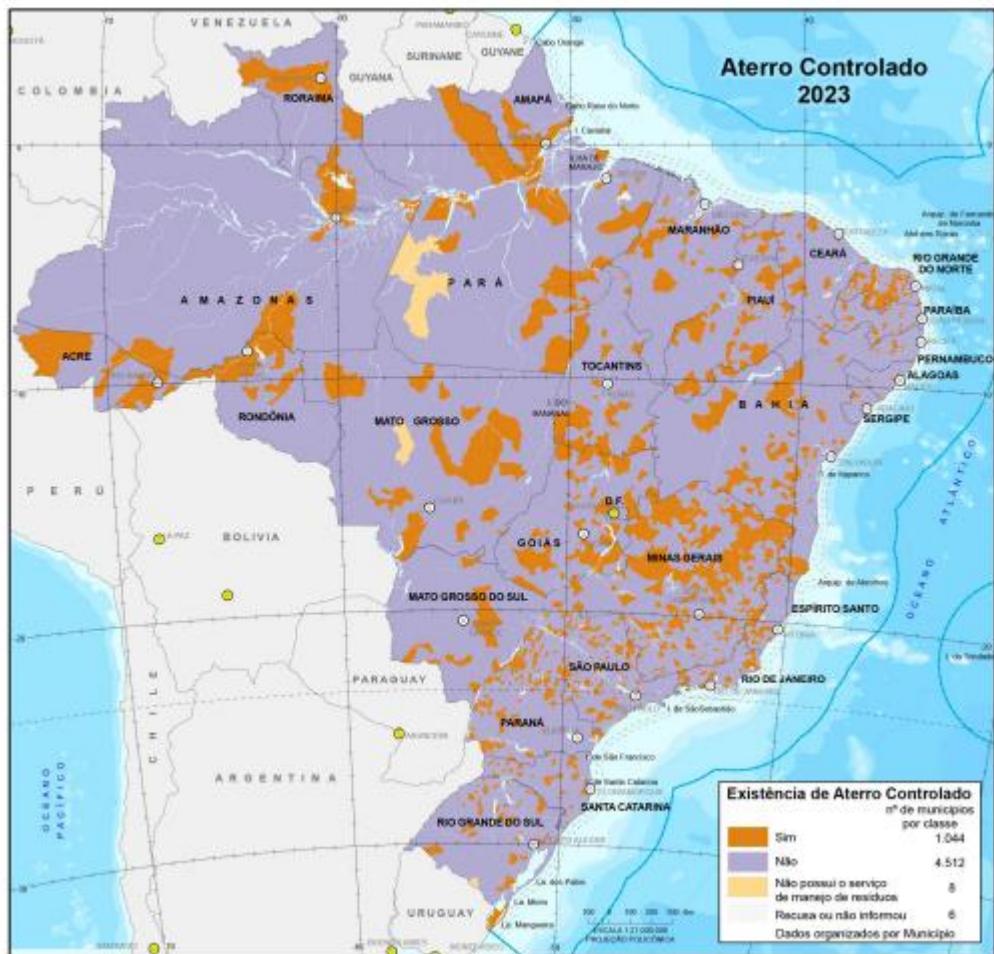
As Figuras 3.2, 3.3 e 3.4 a seguir expõem que, embora determinado pela PNRS a eliminação e recuperação de lixões, segundo o IBGE (2024), através da pesquisa MUNIC 2023, aproximadamente 31,9 % dos municípios brasileiros ainda utilizam vazadouros a céu aberto, 18,7 % dos municípios brasileiros utilizam aterros controlados e apenas 28,6 % dos municípios utilizam aterros sanitários adequadamente projetados.

Figura 3.2 - Vazadouro a céu aberto (lixão) ou em áreas alagadas ou alagáveis em 2023



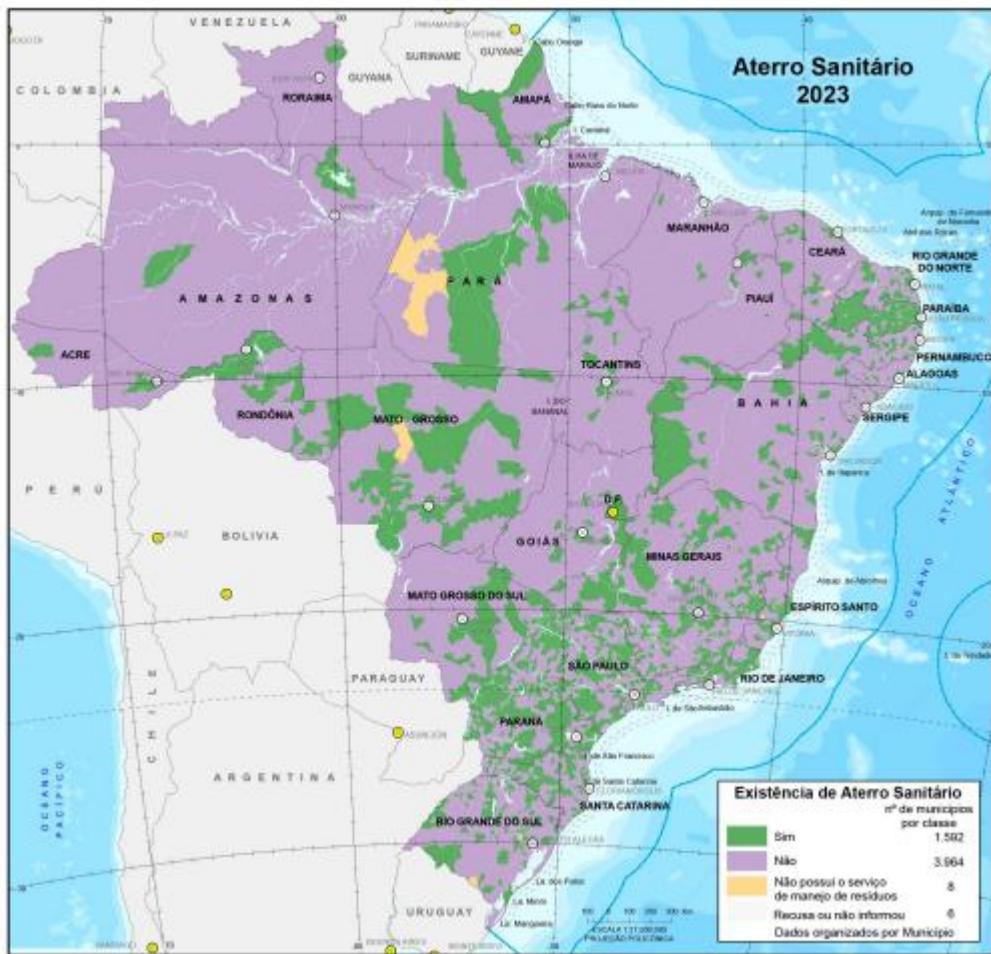
Fonte: IBGE, , 2023

Figura 3.3 - Aterros Controlados no Brasil em 2023



Fonte: IBGE, 2023

Figura 3.4 - Aterros sanitários no Brasil em 2023



Fonte: IBGE, 2023

3.3 Gerenciamento de resíduos sólidos e formas de disposição

O gerenciamento de resíduos sólidos abrange o planejamento, a implementação e o monitoramento das fases de coleta, transporte, tratamento e destinação final, fundamentando-se nos princípios da responsabilidade compartilhada, da prevenção da poluição e da valorização dos resíduos, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010).

Em relação à disposição final, a legislação brasileira considera ambientalmente adequada apenas a realizada em aterros sanitários devidamente licenciados, equipados com sistemas de impermeabilização, drenagem e tratamento de lixiviados, além de controle de gases. Aterros controlados não são considerados uma solução adequada, assim como os lixões, que são expressamente proibidos.

a. Lixões

Os lixões, ou vazadouro a céu aberto, constituem a forma mais precária de disposição de resíduos, configurada pelo simples despejo do material diretamente sobre o solo, sem nenhum controle ambiental ou técnicas de impermeabilização e drenagem de lixiviado (DIAS, 2015). Esse tipo de gerenciamento pode gerar impactos ambientais, como a contaminação do solo e das águas subterrâneas, além de configurar violação à legislação ambiental vigente.

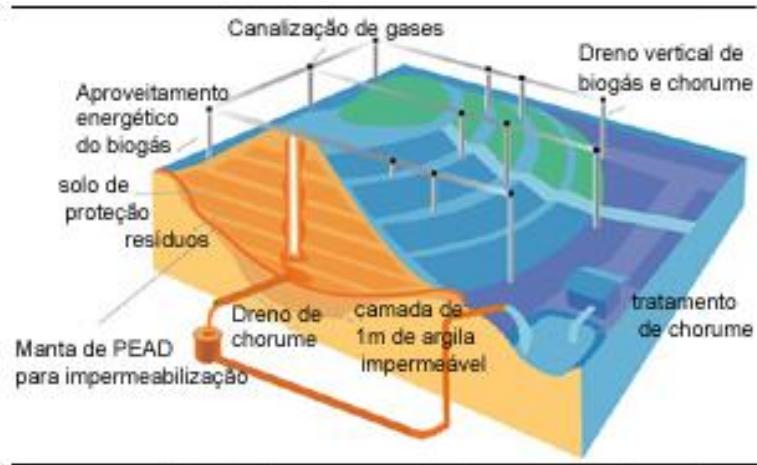
b. Aterros controlados

Os aterros controlados são uma forma de disposição intermediária entre o vazadouro a céu aberto e os aterros sanitários, tendo como sua característica principal o manejo de resíduos em células com cobertura de terra, controle de acesso, compactação dos resíduos e terraplanagem do terreno (IBAM, 2001), mas ainda sem atender em sua totalidade os requisitos da ABNT NBR 8419:1992 (ABNT, 1992) devido à ausência de impermeabilização do solo e de um sistema de drenagem.

c. Aterros sanitários

Por fim, tem-se o sistema de aterros sanitários. De acordo com a ABNT NBR 13896:1997 (ABNT, 1997), esses aterros são instalações de disposição final projetadas com barreiras de engenharia e controle ambiental, buscando a redução dos impactos ao meio ambiente e à saúde pública. Como mostra a Figura 3.5 a seguir, o sistema deve dispor de cobertura diária e impermeabilização da base com manta, argila compactada, entre outras técnicas, além de drenagem e tratamento de lixiviados, captação e tratamento de gases, monitoramento geotécnico, ambiental e hidrogeológico (ABNT, 1997).

Figura 3.5 - Esquema de aterro sanitário



Fonte: FAPERJ, 2011

O processo de operação de um aterro sanitário inicia-se com a preparação da célula de disposição, onde a base recebe camadas impermeabilizantes de argila compactada com baixa condutividade hidráulica, e geomembranas sintéticas, geralmente de polietileno de alta densidade (PEAD). Essas barreiras evitam a percolação do lixiviado no solo.

Acima dessas camadas, é implantado o sistema de drenagem do efluente, composto por uma camada de brita, geotêxtil filtrante e tubulações perfuradas que conduzem o lixiviado até as caixas de inspeção (ABNT, 1997; CETESB, 2006). O resíduo é então disposto sobre o terreno, sendo compactado e coberto por camadas do solo, etapa importante para que não haja contato do resíduo sólido com o meio externo.

3.4 Estabilização dos resíduos sólidos urbanos em aterros

A decomposição dos RSU em aterros sanitários ocorre por meio de transformações físico-químicas e microbiológicas ao longo do tempo. A produção de lixiviado está intimamente ligada ao progresso das etapas de decomposição dos resíduos sólidos, pois a capacidade de campo do maciço muda ao longo do tempo. Nos estágios iniciais, a alta porosidade e a menor retenção de água facilitam a percolação da água e a formação de lixiviado. Com o progresso da degradação microbiológica, a reestruturação dos resíduos e o crescimento da fração fina aumentam a capacidade de absorção de água, retardando a conversão direta da precipitação em lixiviado.

O modelo conceitual proposto por Pohland & Harper (1985) descreve a sequência anaeróbia da

matéria orgânica em cinco fases principais:

Fase Anaeróbia Inicial: Logo após a disposição dos resíduos no aterro, há presença de oxigênio nos poros da massa de resíduos. Esse oxigênio é consumido rapidamente por microrganismos aeróbios, que realizam a biodegradação inicial da matéria orgânica facilmente assimilável, resultando na liberação de dióxido de carbono (CO₂), calor e água. Essa fase é transitória e dura poucos dias.

Fase Anaeróbia Hidrolítica e Acidogênica: Com o consumo do oxigênio, a condição anaeróbia é estabelecida. Microrganismos hidrolíticos e acidogênicos passam a degradar compostos complexos (como proteínas, lipídios e carboidratos) em ácidos graxos voláteis (AGVs), aminas, álcoois, entre outros subprodutos.

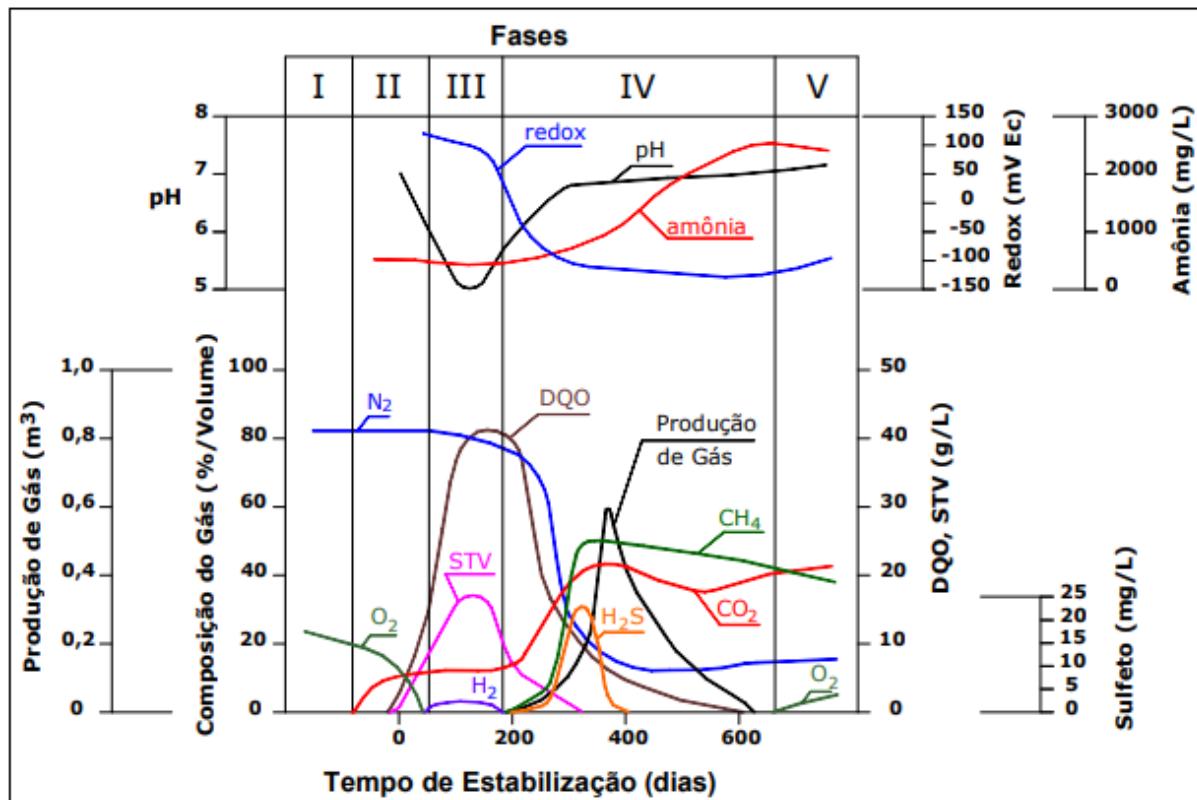
Fase Acetogênica: Os subprodutos formados anteriormente são convertidos por bactérias acetogênicas em ácido acético, dióxido de carbono, hidrogênio molecular e outros precursores do metano (CH₄). O ambiente começa a se estabilizar em termos de pH e condutividade elétrica.

Fase metanogênica: As bactérias metanogênicas controlam o processo, convertendo os compostos intermediários (como ácido acético) em CH₄ e CO₂. Essa fase é considerada pelos autores como a mais estável e prolongada.

Fase de Maturação ou Estabilização Final: Os resíduos finalmente entram em fase de estabilização devido a diminuição da atividade microbiana. A geração de lixiviado e biogás reduz-se significativamente, e os parâmetros físico-químicos tornam-se mais estáveis. No entanto, ainda podem ocorrer liberação de contaminantes residuais.

A Figura 3.6 demonstra as fases de estabilização dos resíduos descritas acima.

Figura 3.6 - Fases de estabilização de resíduos sólidos dispostos em aterros



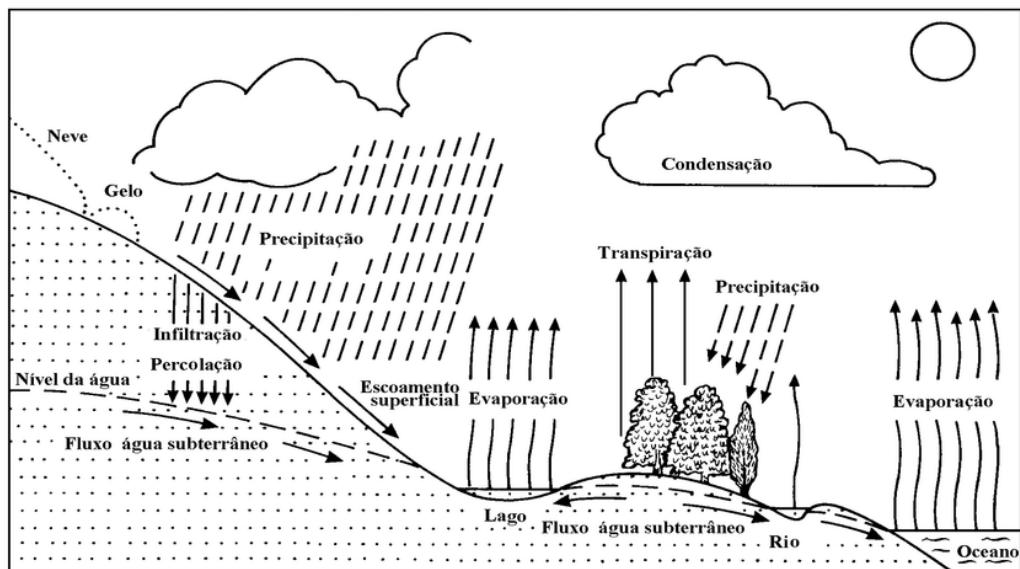
Fonte: Pohland & Harper, 1985, adaptado por Coelho, 2006

3.5 Princípios do ciclo hidrológico

O ciclo hidrológico representa o conjunto de processos de movimentação da água entre a superfície terrestre, atmosfera e subsolo. Esse ciclo não tem início nem término, sendo caracterizado como um sistema no qual a água é constantemente evaporada, transportada, precipitada e armazenada nos diferentes compartimentos do meio ambiente (TUCCI, 2013).

O ciclo pode ser examinado com base nas entradas, que são as precipitações; nas saídas, que incluem a evapotranspiração e o escoamento; e nas mudanças no armazenamento de água no solo, nos rios e nos aquíferos (TUCCI, 2013). A Figura 3.7 a seguir representa a dinâmica desse ciclo:

Figura 3.7 - Esquema do ciclo hidrológico



Fonte: Tucci, 2004

A chuva representa a principal forma de entrada de água nos sistemas hidrológicos terrestres. Ela surge da condensação do vapor presente na atmosfera, culminando na descida das gotas até o solo, sob a influência de processos atmosféricos distintos, como a convecção, as frentes e a topografia. A forma como a chuva varia no espaço e no tempo tem um impacto significativo no funcionamento hidrológico das bacias (TUCCI, 2013).

Quando a água da precipitação atinge a superfície, ela pode ser interceptada pela vegetação, processo no qual é "amortecida". Nesse processo, parte da chuva é retida em folhas, troncos e outros elementos, retornando à atmosfera por meio da evapotranspiração antes de chegar ao

solo. A evapotranspiração combina a evaporação direta da água da superfície com a transpiração das plantas. Representa uma das principais fontes de água do sistema hidrológico e é influenciada por fatores climáticos, como radiação solar, temperatura e umidade, além de aspectos da cobertura vegetal.

A fração não interceptada alimenta outros processos essenciais, como infiltração, escoamento superficial e armazenamento no solo. A infiltração depende das características físicas do solo, da intensidade da chuva e do teor de umidade antecedente, controlando o volume de água que penetra nos horizontes superficiais e que poderá contribuir para a carga do lençol freático (TUCCI, 2013).

O escoamento superficial é caracterizado pelo deslocamento da água sobre a superfície do terreno quando a intensidade da chuva ultrapassa a capacidade de infiltração do solo, um processo também denominada saturação do perfil do solo (TUCCI, 2013). Ele é o principal responsável pela geração de vazões rápidas em cursos d'água e desempenha um papel fundamental na análise de enchentes, erosão e transporte de sedimentos.

O escoamento subterrâneo é a parte mais lenta do escoamento. É composto pela água que se infiltra, percola e chega aos aquíferos rasos, retornando de forma gradual ao canal fluvial e ajudando a manter as vazões durante os períodos de estiagem. Assim, o comportamento hidrológico de uma bacia pode ser compreendido pela lógica do balanço hídrico, no qual a mudança no armazenamento de água resulta da diferença entre o que entra e o que sai.

Em regiões de clima tropical, a sazonalidade afeta o ciclo hidrológico com estações de chuva e seca bem definidas. Essa variação influencia diretamente a produção de lixiviado em aterros sanitários.

Durante o período úmido, a precipitação é intensa e ocorre em um curto espaço de tempo, o que faz com que a água penetre profundamente no maciço de resíduos. Como consequência, a capacidade do solo para reter água é excedida, resultando na formação de lixiviado. Em contrapartida, durante o período seco, a redução das chuvas, combinada com altas taxas de evapotranspiração, contribui para a diminuição da umidade disponível, o uso da água armazenada nos resíduos e a redução significativa da percolação.

3.6 Lixiviado

3.6.1 Geração

O lixiviado é um efluente líquido de coloração escura e com elevado potencial poluidor, originado por meio da degradação bioquímica da fração orgânica e inorgânica dos resíduos sólidos em decorrência da catálise enzimática dos microrganismos e do processo de oxidação de metais.

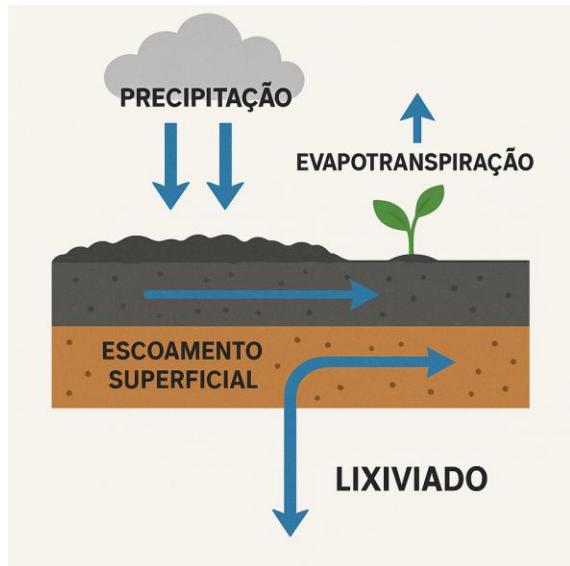
Ele é gerado quando o teor de umidade dos resíduos ultrapassa sua capacidade de campo – quantidade máxima de umidade que um solo pode reter -, devido a percolação da água através da maciço do aterro (EL-FADEL *et al.*, 2002 *apud* CATAPRETA, 2008).

A natureza e a quantidade de lixiviado produzido mudam consideravelmente ao longo do tempo e estão relacionadas às características dos resíduos depositados, às condições meteorológicas, ao estágio de decomposição do maciço e às propriedades físico-hidráulicas do aterro. Nos estágios iniciais, o lixiviado geralmente contém maiores quantidades de matéria orgânica biodegradável e ácidos orgânicos. À medida que avança para estágios mais avançados de estabilização, há uma diminuição da carga orgânica e um aumento na presença de compostos inorgânicos e recalcitrantes.

Logo, o volume de lixiviado está relacionado ao balanço hídrico da célula de disposição, que considera a precipitação, evapotranspiração, o escoamento superficial, a infiltração, a percolação e a retenção hídrica (FENN *et al.*, 1975). Sua vazão varia ao longo do tempo e exige sistemas de drenagem para as águas pluviais, a fim de evitar a formação de um volume mais elevado do efluente.

Ademais, aspectos como a intensidade das chuvas, a eficácia da cobertura e a habilidade de retenção de água dos resíduos afetam diretamente a produção e o escoamento do lixiviado (Figura 3.8)

Figura 3.8 - Dinâmica da geração de lixiviado



Fonte: Autora, 2025

3.6.2 Composição

A composição do efluente lixiviado é complexa e depende de vários fatores, como o tempo de operação do aterro, a natureza dos resíduos, o grau de compactação, as condições climáticas locais e o estágio de decomposição da matéria orgânica (SPERLING, 2016).

De acordo com Christensen *et al.* (2001), o lixiviado pode ser dividido em três principais frações: orgânica, inorgânica e microbiológica.

A fração orgânica configura os compostos biodegradáveis como ácidos graxos voláteis, açúcares, álcoois, aminoácidos e cetonas, tendo como parâmetros representativos a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e o Carbono Orgânico Total (COT). A fração inorgânica é composta por cátions e ânions dissolvidos, como cloreto, sulfeto, amônio, além de metais pesados. Já a fração microbiológica, representa a presença de microrganismos patogênicos ou não, como bactérias, vírus, fungos e protozoários, associados à matéria orgânica em decomposição.

Destaca-se que a presença elevada de metais pesados, amônio e DQO recalcitrante (aquele de difícil biodegradação) torna o lixiviado um efluente de difícil tratamento, sobretudo em estágios de maior maturação do aterro (SPERLING, 2016). Os principais íons que podem ser encontrados no efluente se encontram Quadro 3.2 a seguir:

Quadro 3.2 - Principais íons encontrados no lixiviado

Íons	Produtos
Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++}	Material orgânico, entulhos de construção, casca de ovos
PO_4^{---} , NO_3^- , CO_3^{--}	Material orgânico
Cu^{++} , Fe^{++} , Sn^{++}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg^{++} , Mn^{++}	Pilhas comuns alcalinas, lâmpadas fosforescentes
Ni^{++} , Cd^{++} , Pb^{++}	Baterias de celular e de automóveis
Al^{+3}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio X
As^{+3} , Sb^{+3} , Cr^{+3}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: Chu *et al.*, 1994

Conforme destacado por Silva (2009), a interrupção das operações de um aterro sanitário não implica o fim da geração de lixiviado, uma vez que os processos de degradação da matéria orgânica persistem ao longo dos anos. Com o avanço da idade do aterro, esse efluente tende a apresentar maior recalcitrância, ou seja, passa a conter substâncias menos biodegradáveis, o que torna necessário o uso de tecnologias de tratamento mais avançadas e específicas para garantir a eficiência na remoção dos contaminantes.

A quantificação da geração de lixiviados em aterros sanitários pode ser realizada a partir da análise do balanço de água no sistema, por meio da aplicação de diferentes metodologias de estimativa empregadas na literatura, dentre eles Método Suíço, o método do Balanço Hídrico, e o modelo HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*).

3.6.3 Riscos ambientais e à saúde

Devido a sua alta carga poluente, o lixiviado pode provocar alterações físico-químicas nos corpos d'água, além de processos de contaminação do solo e do lençol subterrâneo (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

Caso a rede de drenagem não é suficiente ou quando ocorrem eventos extremos de chuva, o lixiviado pode escoar superficialmente, atingindo córregos, rios, lagos ou nascentes. A elevada

carga orgânica invoca processos de eutrofização, com diminuição do teor de oxigênio dissolvido e provável mortalidade da biota aquática (SPERLING, 2016),

A percolação do lixiviado em áreas onde não há a devida impermeabilização pode atingir os aquíferos, contaminando-os com metais pesados ou compostos tóxicos. A migração de poluentes pode ocorrer por difusão molecular ou advecção, favorecida pela solubilidade de certos contaminantes (GIORDANO, 2003 *apud* RODRIGUES, 2007).

Esse efluente pode causar risco à saúde humana caso ocorra a ingestão direta ou indireta de substâncias presentes no lixiviado, podendo causar doenças como disfunções hepáticas e renais, distúrbios endócrinos e intoxicações neurológicas. A exposição ocupacional a vapores tóxicos também representa risco relevante para operadores de aterros sanitários (RODRIGUES, 2007).

3.7 Parâmetros do solo relevantes para estimativas hidrogeológicas em aterros sanitários

Os parâmetros físicos do solo são fundamentais para estimativas hidrológicas em aterros sanitários devido a sua influência direta nos processos de infiltração, armazenamento e escoamento da água. (VARGAS & RIGHI, 1997).

Os solos são constituídos predominantemente por quatro frações minerais – areia grossa, areia fina, silte e argila – distinguidas por sua granulometria. As partículas arenosas apresentam os maiores diâmetros, variando aproximadamente entre 0,2 mm e 2,0 mm para a porção grossa, e entre 0,05 mm a 0,2mm para sua porção fina; as partículas de silte possuem dimensões intermediárias, entre 0,002 mm e 0,05 mm; enquanto as partículas argilosas são as mais finas, com diâmetros inferiores a 0,002 mm (EMBRAPA, [s.d.]).

A granulometria do solo exerce influência direta sobre sua condutividade hidráulica e capacidade de retenção hídrica, uma vez que o tamanho das partículas determina a proporção e a distribuição dos poros, afetando tanto o movimento quanto o armazenamento da água no perfil do solo.

Entre os parâmetros mais relevantes, tem-se a porosidade total, representando a fração do volume do solo ocupada por vazios. Este parâmetro está relacionado à capacidade do solo de reter água e gases (VARGAS & RIGHI, 1997). Logo, solos que apresentam alta porosidade tendem a armazenar mais água, e dependendo da conectividade dos poros, podem também favorecer a percolação (MARQUES, 2001). Em camadas de vedação em aterros, busca-se uma

porosidade mais baixa, o que dificulta a migração de fluidos contaminantes.

A condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) expressa a agilidade com que a água se move através do solo quando esse se encontra totalmente saturado (VARGAS & RIGHI, 1997). Valores elevados de condutividade traduzem maior facilidade de escoamento, o que é desejável em redes de drenagem, e indesejáveis em camadas de barreira. O coeficiente de permeabilidade, quando associado ao K_{sat} , é utilizado para avaliar o comportamento do solo frente à movimentação da água (MARQUES, 2001).

A ponto de murcha permanente (PMP) e a capacidade de campo (CC) delimitam o máximo de água que o solo consegue reter e o mínimo de umidade que ainda pode ser extraída pelas raízes das plantas (VARGAS & RIGHI, 1997). Solos com alta capacidade de retenção contribuem diretamente para redução da taxa de infiltração durante eventos de precipitações intensas, diminuindo os picos de vazão e a formação abrupta de lixiviado (DIAS, 2010).

Para além das propriedades individuais, a estruturação do perfil do solo, a espessura das camadas, textura e a compactação aplicada, também contribuem para o comportamento hidrológico do solo (MARQUES, 2001). Em sua maioria, os solos argilosos são preferidos em camadas de vedação devido à sua baixa permeabilidade, mas requerem controle de umidade durante a compactação para evitar fissuramentos (ABNT, 1992).

3.8 Métodos quantitativos de lixiviado

3.8.1 Método do Balanço Hídrico

A aplicação do método do balanço hídrico foi inicialmente proposta por Fenn em 1975 e posteriormente aprimorado por Kmet em 1982. Este método consiste em uma adaptação do conceito de “balanço hídrico” apresentado por C. W. Thornthwaite em 1955 que se baseia na análise quantitativa dos componentes hidrológicos que atuam sobre o sistema. A fim de cálculo, é recomendado o uso de médias históricas mensais dos parâmetros climáticos, principalmente a precipitação e evapotranspiração. A Equação (Equação 3.1 proposta por Fenn *et al* (1975) é utilizada para estimar o volume de lixiviado, expressa conforme segue:

$$PER = P - ES - AAS - ER \quad (\text{Equação 3.1})$$

Onde:

PER = volume de lixiviado, valores médios mensais (mm/mês);

P = índice de precipitação pluviométrica, valores médios mensais (mm);

ES = Escoamento Superficial (calculado com base em coeficientes específicos de solo e declividade) (mm/s);

AAS = Troca de armazenamento de água no solo;

ER = Evapotranspiração real (estimada a partir da evapotranspiração potencial e da disponibilidade hídrica do solo).

A precipitação corresponde à mais substancial fonte de entrada de água no aterro, proporcionando a recarga hídrica do sistema. A evapotranspiração se traduz na perda de umidade para a atmosfera, compreendendo a transpiração vegetal quando há cobertura vegetal, e a evaporação direta da superfície do solo. A capacidade de armazenamento hídrico se refere ao volume de água temporariamente retido no perfil de cobertura do solo e no interior do corpo de resíduos compactados, antes que ocorra a percolação para as camadas inferiores. O escoamento superficial representa a quantidade de água que não infiltrou no solo devido à saturação e escoa sobre sua superfície, sendo diretamente influenciado pela declividade do terreno, tipo de solo e grau de impermeabilização (FENN *et al.*, 1975).

O escoamento superficial será calculado com base na seguinte equação:

$$ES = P \times C$$

(Equação 3.2)

Em que:

ES = Escoamento Superficial (mm/s)

P = Precipitação (mm)

C = coeficiente de escoamento superficial (adimensional), variável de acordo com o tipo de solo, uso e cobertura da superfície;

O valor de C será definido conforme cobertura final identificada. Este expressa a razão entre o volume de água escoado sobre a superfície e o volume total precipitado, como visto na Tabela 3.1 a seguir:

Tabela 3.1 - Coeficiente de escoamento superficial (C)

Tipo de Solo	Declividade (%)	Coeficiente C	
		Estação seca	Estação úmida
Arenoso	0 a 2	0,05	0,10
	2 a 7	0,10	0,15
Argiloso	0 a 2	0,18	0,17
	2 a 7	0,18	0,22

Fonte: (Fenn *et al.* 1975, *apud* Neto *et al.* 1999)

Sendo a umidade do solo caracterizada por:

Tabela 3.2 – Características da umidade do solo

Tipo de Solo	Capacidade de Campo (mm/m)	Ponto de murchamento (mm/m)		Água disponível (mm/m)
		50	100	
Arenoso	200	50	150	
Siltoso	300	100	200	
Argiloso	375	125	250	

Fonte: Fenn *et al.*, 1975, *apud* Neto *et al.*, 1999

Capelo Neto *et al.* (1999) destaca as condições mínimas para a aplicação confiável do método do balanço hídrico em instalações de disposição de resíduos sólidos:

- A existência de uma cobertura superior com espessura mínima de 60cm;
- A consideração da infiltração como exclusivamente oriunda da precipitação;
- Características hidráulicas homogêneas da cobertura;
- Predomínio do fluxo vertical da água no perfil do aterro.

A troca de armazenamento de água no solo (AAS) representa a variação da umidade armazenada ao longo do tempo. Para estimá-la corretamente, considera-se a diferença entre a infiltração efetiva (I) e a evapotranspiração potencial (ETP) mês a mês.

Quando essa diferença é menor que zero, ou seja, $(I-ETP) < 0$, parte da água armazenada no solo é consumida, representando uma perda hídrica acumulada. Respeitando essa condição, calcula-se a soma de todos os valores negativos de $(I-ETP)$, denominada $\sum \text{Neg } (I-ETP)$. Para os meses em que $(I-ETP) > 0$, o excedente hídrico é usado para repor o armazenamento do solo (AS), até que seja atingida a capacidade de campo do solo. Qualquer excedente acima dessa capacidade é convertido em lixiviado (PER) (FENN *et al.*, 1975).

Logo, a ER depende do balanço entre a infiltração e a demanda atmosférica. Nos meses em que a diferença for maior que zero, a umidade do solo é suficiente para suprir a perda, portanto, $ER = ETP$. Já nos meses em que ocorrem o oposto, a evapotranspiração é limitada pela disponibilidade de água no solo e é calculada da seguinte forma:

$$ER = ETP + [(I - ETP) - AAS] \quad (3.3)$$

3.8.2 Método Suíço

O Método Suíço se trata de uma abordagem empírica baseada na relação direta entre a precipitação incidente, a área e o volume de efluente gerado, considerando a infiltração da água pelas camadas superiores do aterro sanitário até atingir os resíduos dispostos. Conforme Orth (1981) o cálculo utilizado para estimar a vazão de lixiviado é realizado através da seguinte Equação (Equação 3.4) expressa:

$$Q = \frac{P \times A \times K}{t} \quad (\text{Equação 3.4})$$

Onde:

Q = Vazão média do percolado (m^3/s);

P = Precipitação (mm);

A = Área do aterro (m^2);

K = Coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólido (adimensional);

t = Tempo (s)

Através da Tabela 3.3 a seguir é possível visualizar os valores de K para aplicação do método:

Tabela 3.3 - Valores de K para aplicação no Método Suíço

Compactação do aterro	Peso específico dos resíduos sólidos urbanos compactados	K
Fracamente compactados	0,4 a 0,7 t/m ³	0,25 a 0,50
Fortemente compactados	Acima de 0,7 t/m ³	0,15 a 0,25

Fonte: (Orth, 1981, *apud* Neto *et al.* 1999).

Em teoria, maior a compactação, menor o volume de espaços vazios entre os resíduos. Em consequência, menor seria o volume de água da chuva infiltrada e o volume de lixiviado. Entretanto, segundo Contrera (2008), essa perspectiva não é suficiente, visto que as propriedades hidráulicas da camada de cobertura do solo e parâmetros como sua textura, permeabilidade, declividade da superfície, além das condições climáticas, também afetam diretamente a percolação da água no solo.

3.8.3 Hydrology Evaluation Leachate Performance (HELP)

O HELP é um modelo hidrológico desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* – USEPA, apresentado por Schroeder *et al.* (1994 *apud* Catapreta, 2008), que simula o movimento de lixiviado pelo aterro sanitário através de sistemas quase bidimensionais. Esse modelo é considerado um dos melhores para estimar a geração de lixiviado de um aterro sanitário, pois exige uma quantidade extensa de informações (CATAPRETA, 2008).

Sua proposta visa considerar a complexidade do sistema, incluindo um maior número de variáveis em relação aos modelos convencionais baseados apenas no balanço hídrico (GUYONNET *et al.*, 1998 *apud* CATAPRETA, 2008). Em sua implementação, o aterro sanitário passa a abranger a cobertura final, a massa de resíduos, a cobertura diária e o sistema de drenagem, sendo que as simulações são conduzidas com base em dados meteorológicos registrados.

Além disso, o armazenamento de umidade nos resíduos é descrito pelo conceito de capacidade de campo, uma vez que a geração de lixiviado só começa quando o limite de retenção de água

é ultrapassado. O objetivo do modelo é auxiliar na análise e comparação de diversas opções de projeto, com base no balanço hídrico do aterro.

3.8.4 Limitações dos métodos empíricos encontradas na literatura

Gomes (2005) conduziu uma análise comparativa entre o Método Suíço e o Método do Balanço Hídrico no Aterro Controlado de Santa Maria, no Rio Grande do Sul. O autor constatou que, mesmo em aterros em funcionamento, as estimativas de geração de lixiviado obtidas por métodos empíricos exibiram altos erros percentuais em relação às vazões reais registradas na calha. Ainda, Gomes (2005) apresenta em seu trabalho diferentes erros obtidos por outros autores em pesquisas de vazão estimada de lixiviado a partir de métodos empíricos:

Quadro 3.3 - Erros encontrados nos métodos empíricos por outros autores

Autor	Método do Balanço Hídrico	Método Suíço
Capelo Neto <i>et al</i> (1999)	80 vezes superior à vazão real	84 vezes superior à vazão real
Castro (2001)	44% abaixo da vazão real	58% acima da vazão real
Lins (2003)	25,91% abaixo da vazão real	64,14% abaixo da vazão real

Fonte: Adaptado de Gomes (2005)

Observa-se que em Capelo Neto *et al.* (1999), ambos os métodos apresentaram superestimativas extremamente elevadas.

O Método Suíço, por sua própria lógica, é baseado em coeficientes fixos e cálculos estáticos. Isso significa que ele pode não funcionar bem para mostrar como a cobertura e a compactação do maciço mudam ao longo do tempo, a menos que seja recalibrado. Quando utilizado sem fazer esses ajustes, as estimativas que obtidas podem ser muito diferentes dos valores reais medidos. Silva *et al.* (2023) corroboram essa análise, apontando outras limitações inerentes ao método, como sua sensibilidade às premissas utilizadas e a necessidade de ajustes para se adequar a contextos diferentes do original:

“Uma das limitações do Método Suíço é a quantificação nula de lixiviado para meses sem precipitação, como julho de 2022. Essa ocorrência difere da observação prática, já que a decomposição dos resíduos ocorre de forma contínua, com acúmulo de água nos compartimentos resultante de precipitações anteriores, causando um fluxo mensal de lixiviação mesmo em meses chuvosos.”

Outro ponto a se ressaltar, é que uma janela temporal anual, ou próxima disso, de dados de geração real de lixiviado nem sempre é representativa da geração média histórica do aterro,

especialmente em sistemas hidrologicamente amortecidos, como aterros desativados com cobertura de baixa permeabilidade.

3.9 Método de Monte Carlo de 1^a ordem para análise de incerteza

O método de Monte Carlo consiste na geração de valores aleatórios das variáveis de entrada de um modelo para posterior avaliação, obtendo-se uma distribuição de resultados. Na sua formulação clássica, a estimativa é determinada pelo cálculo da média amostral dos resultados do modelo (RUBISTEIN; KROESE, 2016). O valor esperado da saída do modelo pode ser descrito através da A Equação (Equação 3.5):

$$\bar{X} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N f(x_i) \quad (\text{Equação 3.5})$$

Onde:

\bar{X} = estimativa do resultado esperado;

N = número de simulações;

$f(x_i)$ = saída do modelo no i -ésimo conjunto de entradas;

x_i = vetores de entradas sorteados aleatoriamente.

A avaliação da incerteza nas estimativas é feita, sobretudo, pelo desvio-padrão. Ele demonstra o quanto espalhados estão os resultados em torno da média, funcionando como um sinal claro da variação e da precisão das simulações. Segundo Rubinstein e Kroese (2016), um desvio padrão alto, se comparado à média, revela uma maior incerteza no modelo, o que exige um número superior de repetições para reduzir o erro estatístico da avaliação. A equação do desvio-padrão se dá por:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^2}{n}} \quad (\text{Equação 3.6})$$

Onde:

σ = desvio-padrão;

x_i = representa cada valor individual do conjunto de dados;

μ = média do conjunto de dados;

n = número de observações.

Na área ambiental, essa abordagem lida com a alta chance de eventos naturais acontecerem, como o ciclo hidrológico e a chuva, e permite medir as incertezas associadas a diferentes situações (EPA, 1997).

Para usar o método de forma eficiente, é necessário definir limites máximos e mínimos viáveis para os valores de entrada do modelo em análise, baseados em informações práticas e científicas. Também é importante fazer uma avaliação de sensibilidade prévia para identificar quais valores de entrada mais influenciam o desempenho do modelo (EPA, 1997).

Dessa forma, em cada repetição, um grupo de valores é selecionado ao acaso dentro dos limites definidos, o modelo é rodado e seus resultados são utilizados para calcular a média da amostra e o desvio-padrão.

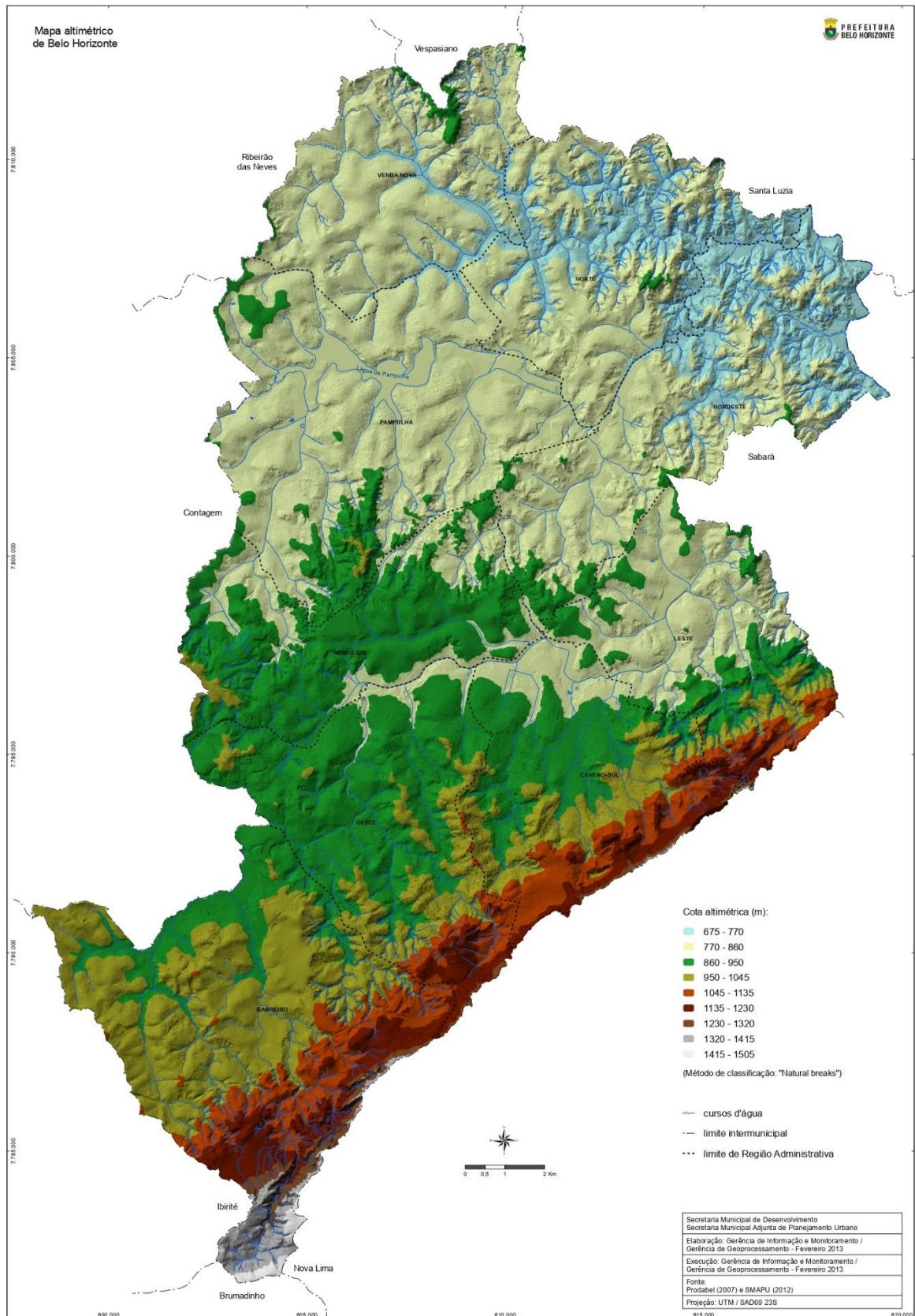
4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040, localizada em Belo Horizonte, Minas Gerais, sendo a cidade mais populosa do estado, e a sexta mais populosa do país, com população estimada de 2,42 milhões de pessoas para o ano de 2025 (IBGE, 2025).

O município de Belo Horizonte ocupa uma área de 330 km² e apresenta terreno acidentado, com fortes variações altimétricas (cerca de 675 a 1.505 metros), presença de morros, vales e encostas, refletindo uma topografia irregular inserida no domínio do Quadrilátero Ferrífero.

Figura 4.1- Mapa de altimetria do município de Belo Horizonte



Fonte: Prefeitura de Belo Horizonte, 2013

A hidrografia de Belo Horizonte integra-se majoritariamente na bacia do Rio das Velhas, que recebe contribuição de diversos cursos d'água urbanos, como os ribeirões Arrudas, Onça e Pampulha. Essa rede apresenta alta interferência antrópica, com trechos canalizados e ocupação das margens, o que reduz a capacidade natural de infiltração e aumenta a ocorrência de inundações em períodos chuvosos (ARMBH,2022).

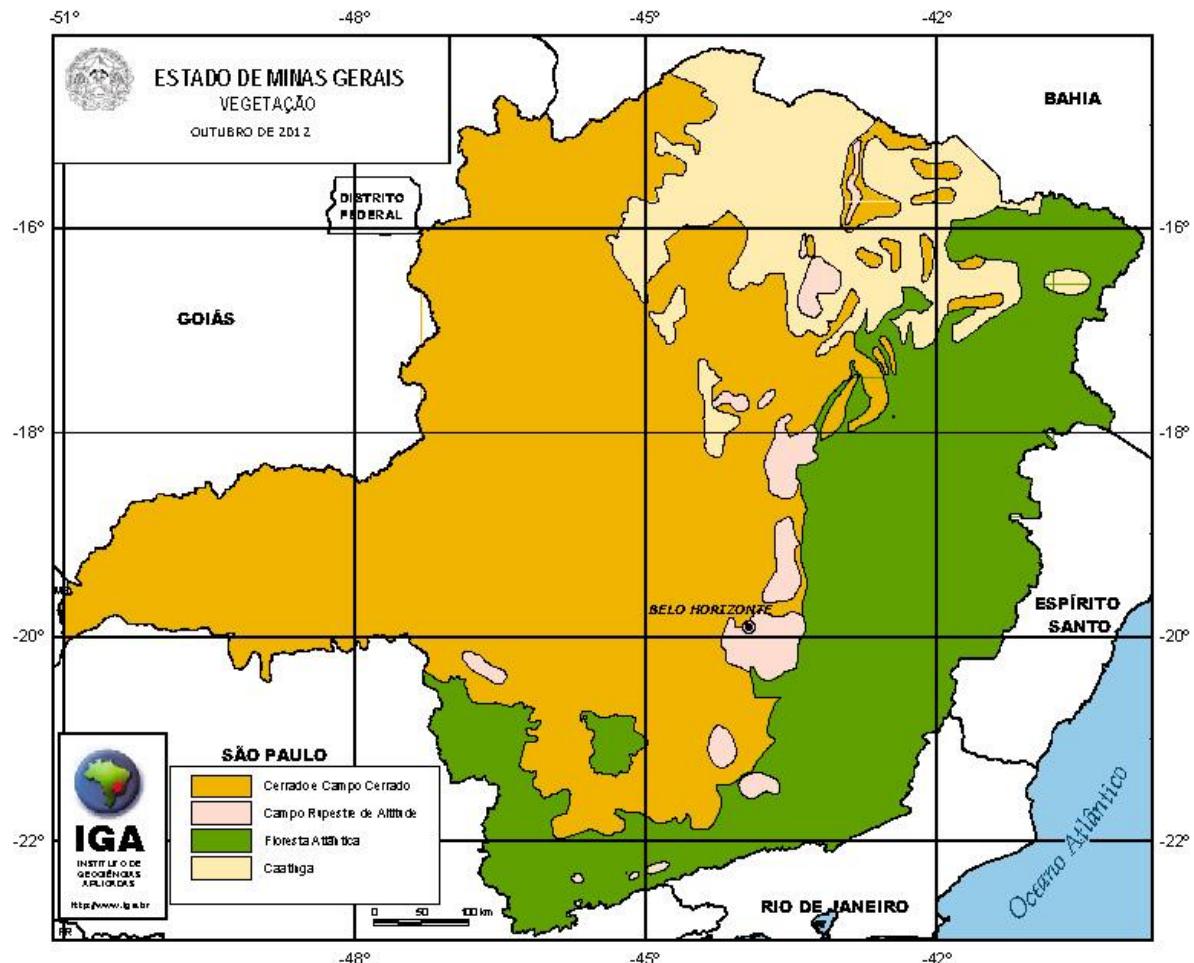
O clima de Belo Horizonte é caracterizado como ameno, com temperatura média anual de 20,8°C (Climate Data, ([s.d.]), enquadrando-se, segundo a classificação de Koppen-Geiger, no tipo Cwa – tropical de altitude, com verões quentes e chuvosos e inverno frios e secos. Segundo a Prefeitura de Belo Horizonte ([s.d.]), o município possui expressiva área verde em metro quadrado por habitante, contando com mais de 70 parques municipais. O regime pluviométrico apresenta sazonalidade bem definida, com estação chuvosa entre outubro e março, e período seco entre abril e setembro.

De modo geral, vegetação mineira apresenta predomínio do bioma Cerrado, especialmente em áreas associadas às bacias dos rios São Francisco e Jequitinhonha. Esse bioma possui forte sazonalidade climática e é composto por gramíneas, arbustos e árvores esparsas, além de abrigar fauna característica, incluindo espécies ameaçadas de extinção (MINAS GERAIS, [s.d.]). A Mata Atlântica representa a segunda maior formação vegetal do estado, com florestas densas e vegetação perenifólia em regiões de maior umidade. Destaca-se pela elevada biodiversidade, com abundância de plantas como bromélias, orquídeas e cipós, além de rica fauna composta por mamíferos, aves, répteis e anfíbios (MINAS GERAIS, [s.d.]).

Em altitudes mais elevadas das serras mineiras, principalmente nas cadeias do Espinhaço, Mantiqueira e Canastra, ocorrem os Campos de Altitude ou Rupestres, caracterizados por vegetação herbácea e arbustos esparsos, com presença de fauna adaptada às condições ambientais mais restritivas (MINAS GERAIS, [s.d.]).

Belo Horizonte está inserida numa região de transição entre os biomas da Mata Atlântica e Cerrado, possuindo também influência de campos rupestres em suas áreas mais elevadas, especialmente na Serra do Curral (Figura 4.2).

Figura 4.2 - Mapa de Vegetação do Estado de Minas Gerais

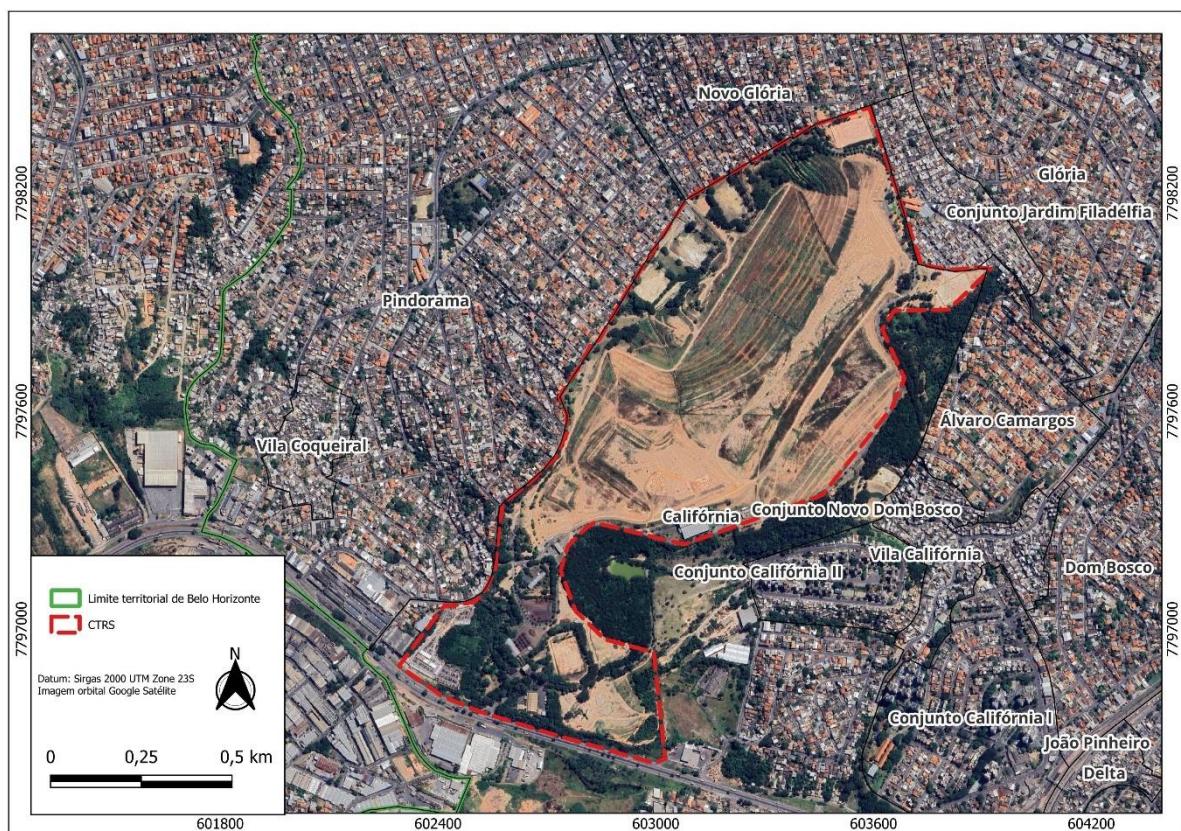


Fonte: Governo do Estado de Minas Gerais, 2012

4.2 Estudo de caso: Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040

A CTRS BR-040 está implantada no bairro Califórnia, região Noroeste de Belo Horizonte, localizada na bacia hidrográfica do Rio São Francisco e inserida na sub-bacia do córrego Ressaca, a qual constitui um dos principais afluentes contribuintes da lagoa da Pampulha. Situada nas imediações do km 531 da Rodovia BR-040, foi o principal destino de disposição final dos resíduos sólidos urbanos da capital mineira entre os anos de 1975 e 2007, estando atualmente desativado.

Figura 4.3 - Localização da CTRS da BR-040



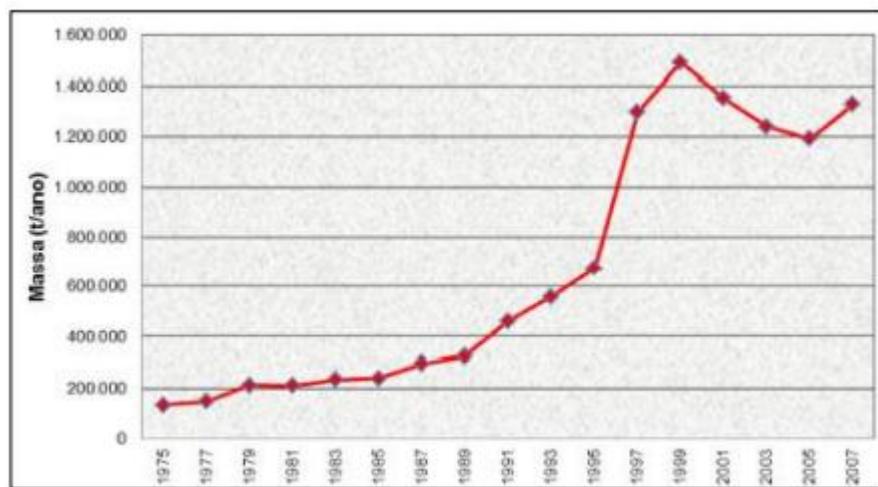
Fonte: Autora, 2025

O empreendimento ocupa uma área total de aproximadamente 144 hectares, dos quais 65 hectares correspondem ao corpo do aterro. Esta área de disposição é subdividida em sete células operacionais, projetadas para o confinamento e manejo controlado dos resíduos. O maciço do aterro atinge cota máxima de aproximadamente 65 metros no ponto de maior elevação.

Estima-se que cerca de 23 milhões de metros cúbicos tenham sido dispostos ali durante sua operação (PREFEITURA DE BELO HORIZONTE, 2022). Após o encerramento de sua vida

útil, os resíduos de Belo Horizonte passaram a ser enviados para o aterro sanitário de Macaúbas, em Sabará, localizado no bairro General Carneiro.

Figura 4.4 - Evolução da quantidade de resíduos sólidos urbanos destinados à aterragem, na CTRS BR-040

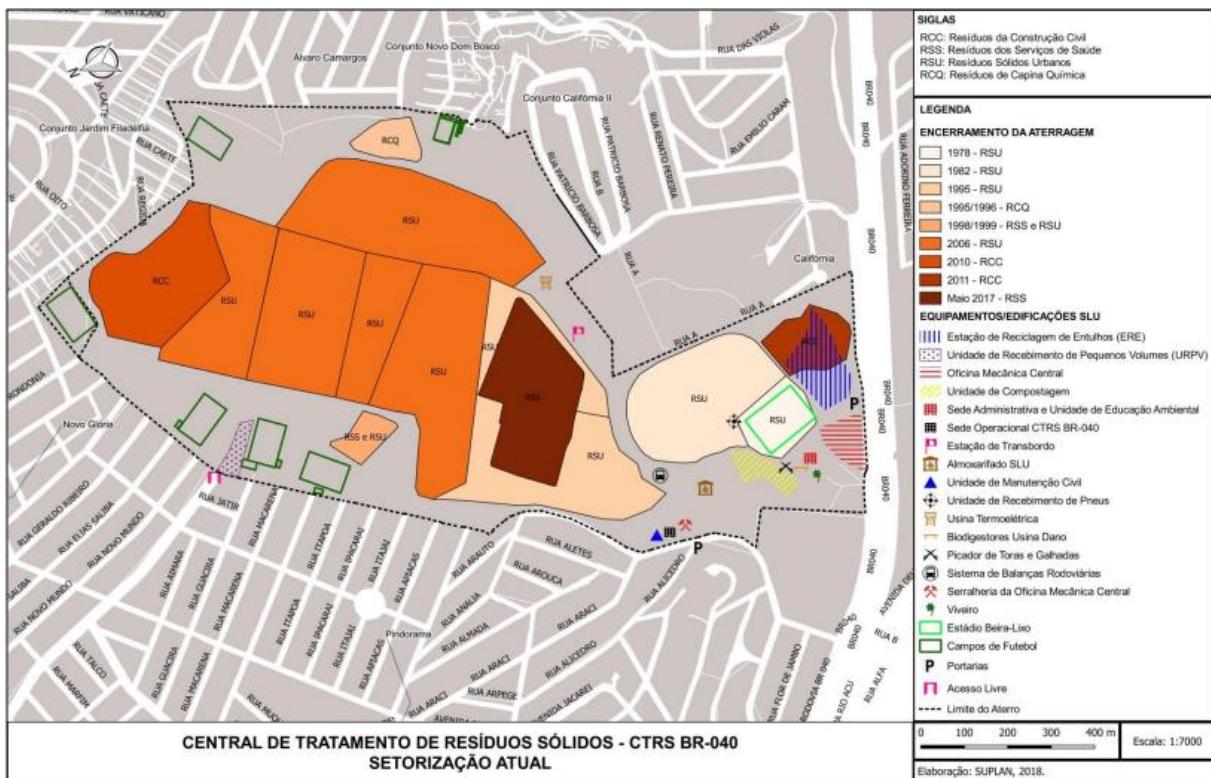


Fonte: SLU, 2018

Com o término das atividades do Aterro Sanitário da BR-040, algumas unidades operacionais permanecem em funcionamento dentro da área da CTRS (CÂMARA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE, 2025)

- Unidade de Compostagem;
- Unidade de Recebimento de Pneus (URP);
- Estação de Reciclagem de Entulho (ERE);
- Unidade de Recebimento de Pequenos Volumes – URPV Pindorama;
- Central de Aproveitamento Energético do Biogás (Consórcio Horizonte Asja);
- Unidade de Educação Ambiental (UEA).

Figura 4.5 - Setorização da CTRS BR-040



Fonte: SLU, 2018

Durante o período de operação, o programa de monitoramento do aterro sanitário da BR-040 incluía:

- Monitoramento ambiental: avaliação da qualidade das águas subterrâneas e superficiais, do ar, da pressão sonora, dos lixiviados, das vazões e dos dados pluviométricos;
 - Monitoramento operacional: controle da inclinação das rampas de aterragem, da compactação dos resíduos e da cobertura;
 - Monitoramento geotécnico: acompanhamento da poro-pressão em diques e células de resíduos, dos recalques superficiais, da permeabilidade e das movimentações internas, realização de ensaios de campo, controle tecnológico dos materiais geotécnicos e inspeções em campo (CATAPRETA, 2016).

Após o encerramento de suas atividades, a CTRS passou a englobar exclusivamente o monitoramento ambiental e monitoramento geotécnico, e atualmente se encontra em processo de requalificação ambiental, conforme estabelecido no seu Plano de Manejo (PREFEITURA DE BELO HORIZONTE, 2022).

Figura 4.6 - Face oeste das células desativadas do aterro



Fonte: SMAPU, 2016

Embora a área ainda não opere como um parque, o documento oficial prevê sua transformação gradual em um “parque-aterro”, com implantação de áreas de lazer, trilhas ecológicas, espaços livres e estruturas para educação ambiental, à medida que o maciço de resíduos atinge condições adequadas de estabilidade e controle ambiental. Essa transição tem sido debatida em audiências públicas na Câmara Municipal de Belo Horizonte, onde é discutida a viabilidade e o cronograma de implantação do parque e a necessidade de maior participação social no processo (CÂMARA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE, 2025).

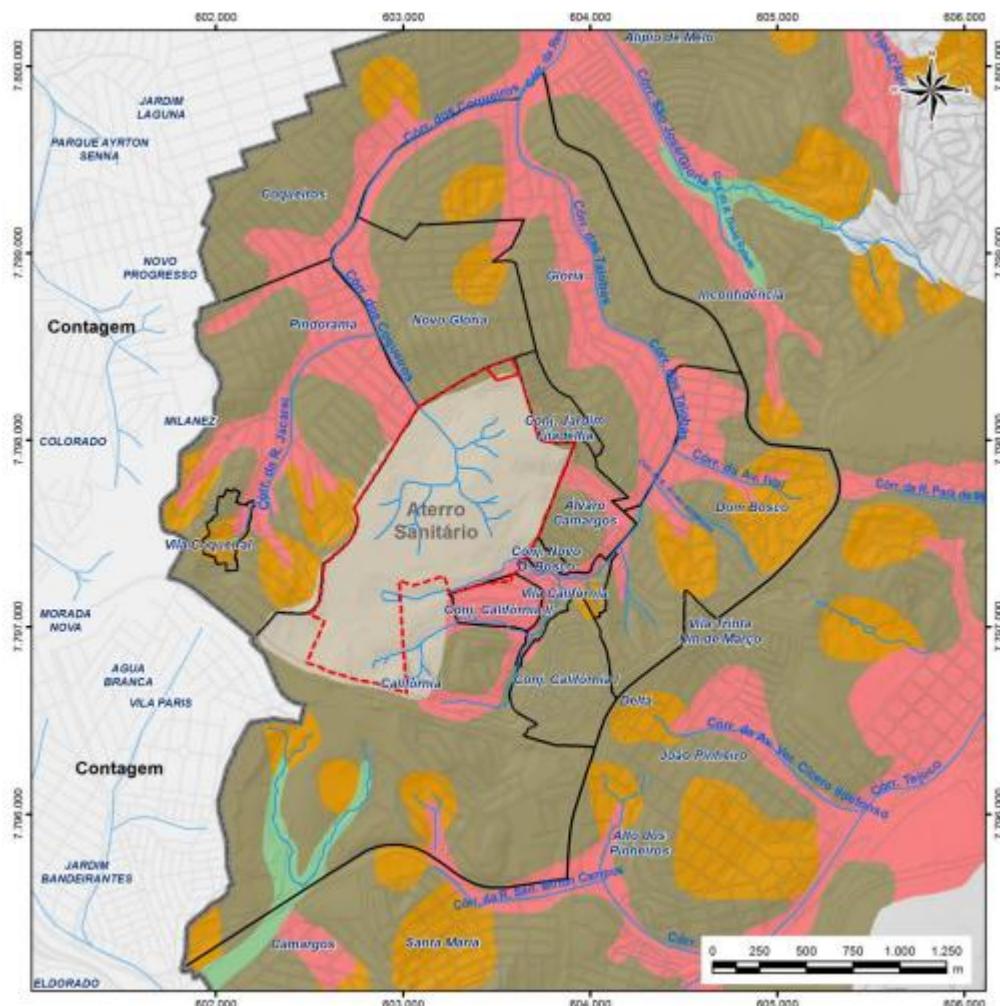
4.2.1 Aspectos Geológico-Hidrográficos da Área

Segundo o Mapeamento e Classificação dos Solos de Minas Gerais (EMBRAPA, 2010), o município de Belo Horizonte apresenta solos predominantemente desenvolvidos sobre rochas do Grupo Itabira e do Complexo Belo Horizonte, caracterizados por forte intemperismo e

profundos perfis de alteração. A unidade pedológica dominante corresponde aos Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos e álicos, derivados do intemperismo de rochas metamórficas e ferruginosas. Esses solos são geralmente profundos, bem drenados e de textura argilosa a muito argilosa, com estrutura granular e alta porosidade, o que favorece a infiltração de água, embora apresentem baixa fertilidade natural devido à intensa lixiviação (EMBRAPA, 2010).

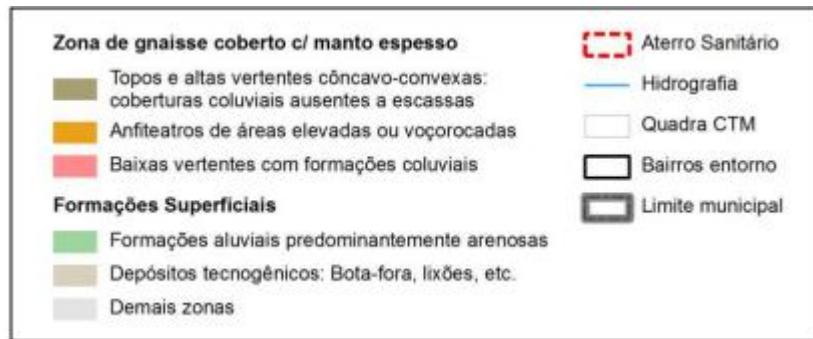
De acordo com a Secretaria Municipal Adjunta de Planejamento Urbano – SMAPU, 2016, a área de influência do aterro sanitário está situada sobre gnaisses, recoberta por um manto de intemperismo espesso, apresentando solos profundos e bem desenvolvidos derivados dessa rocha (Figura 4.7).

Figura 4.7 - Zoneamento Geotécnico da CTRS BR-040



Sist. Coordenadas: SIRGAS 2000 UTM Zone 23S
Projeção: Transverse Mercator
Datum: SIRGAS 2000

Elaboração: GPU/GGEOP/SMAPU/PBH
Fonte: Silva et al (1996) e SMAPU/PBH (2016)
Data: 11/02/2016

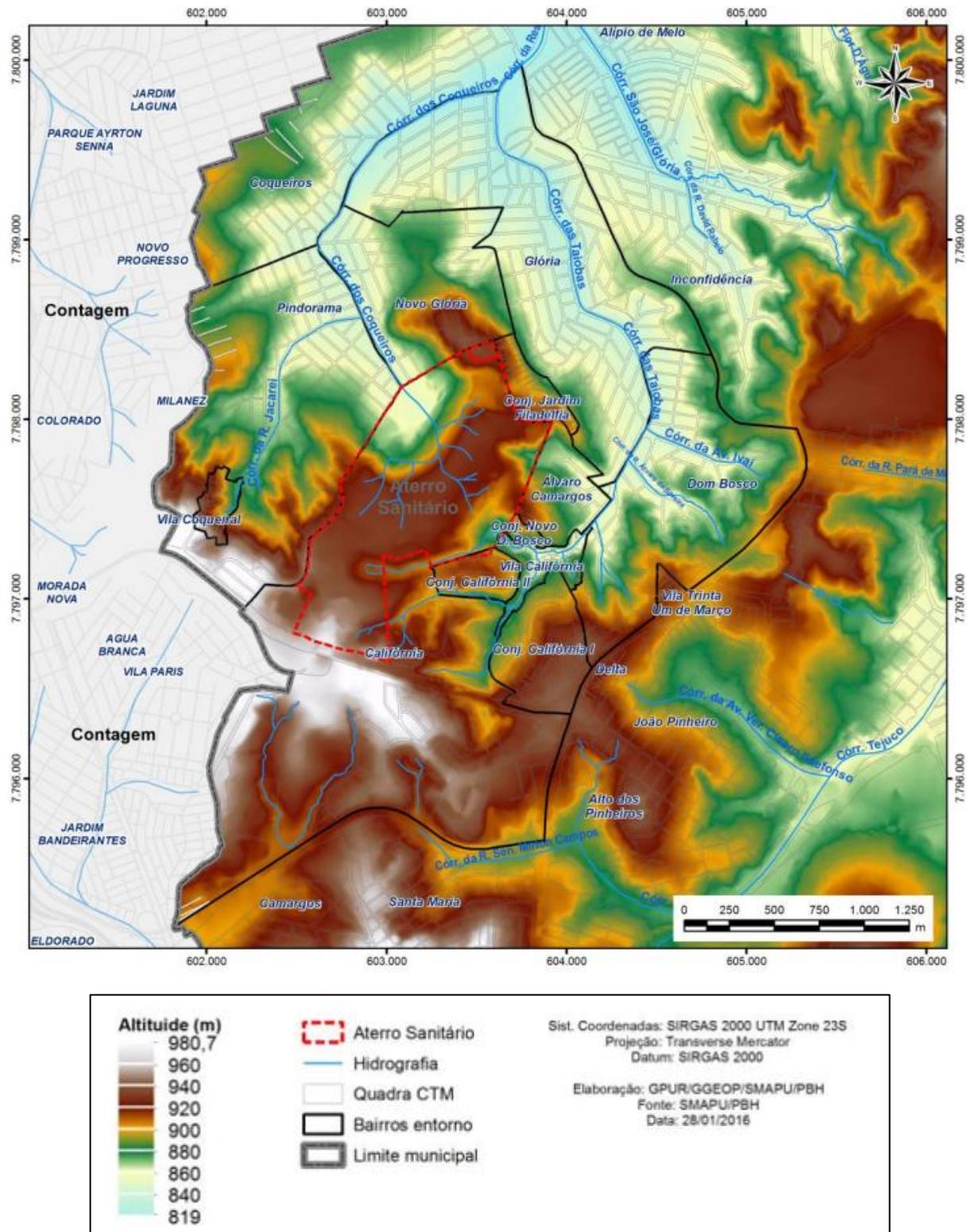


Fonte: SMAPU, 2016

Os bairros ao redor apresentam principalmente áreas de topos e vertentes altas, intercaladas por anfiteatros - pequenas depressões ou áreas em forma de bacia nas cabeceiras de vales - onde nascem os córregos Coqueiros e Taiobas, formadores do Córrego Ressaca, um dos principais tributários da Bacia Hidrográfica da Lagoa da Pampulha (SMAPU, 2016). Próximo às calhas desses córregos, encontram-se vertentes baixas cobertas por depósitos coluviais, que são sedimentos acumulados pelas encostas, transportados lentamente por enxurradas. Além dessas formações naturais, a única cobertura superficial existente na área de entorno é o depósito tecnogênico resultante da construção e operação do Aterro Sanitário (SMAPU, 2016).

O mapa a seguir (Figura 4.8) representa as variações de altitude do aterro, relevando seus desniveis e a direção da drenagem, o que permite inferir os caminhos principais do escoamento superficial e os pontos de maior acumulação hídrica (menor altitude).

Figura 4.8 - Mapa altimétrico da CTRS



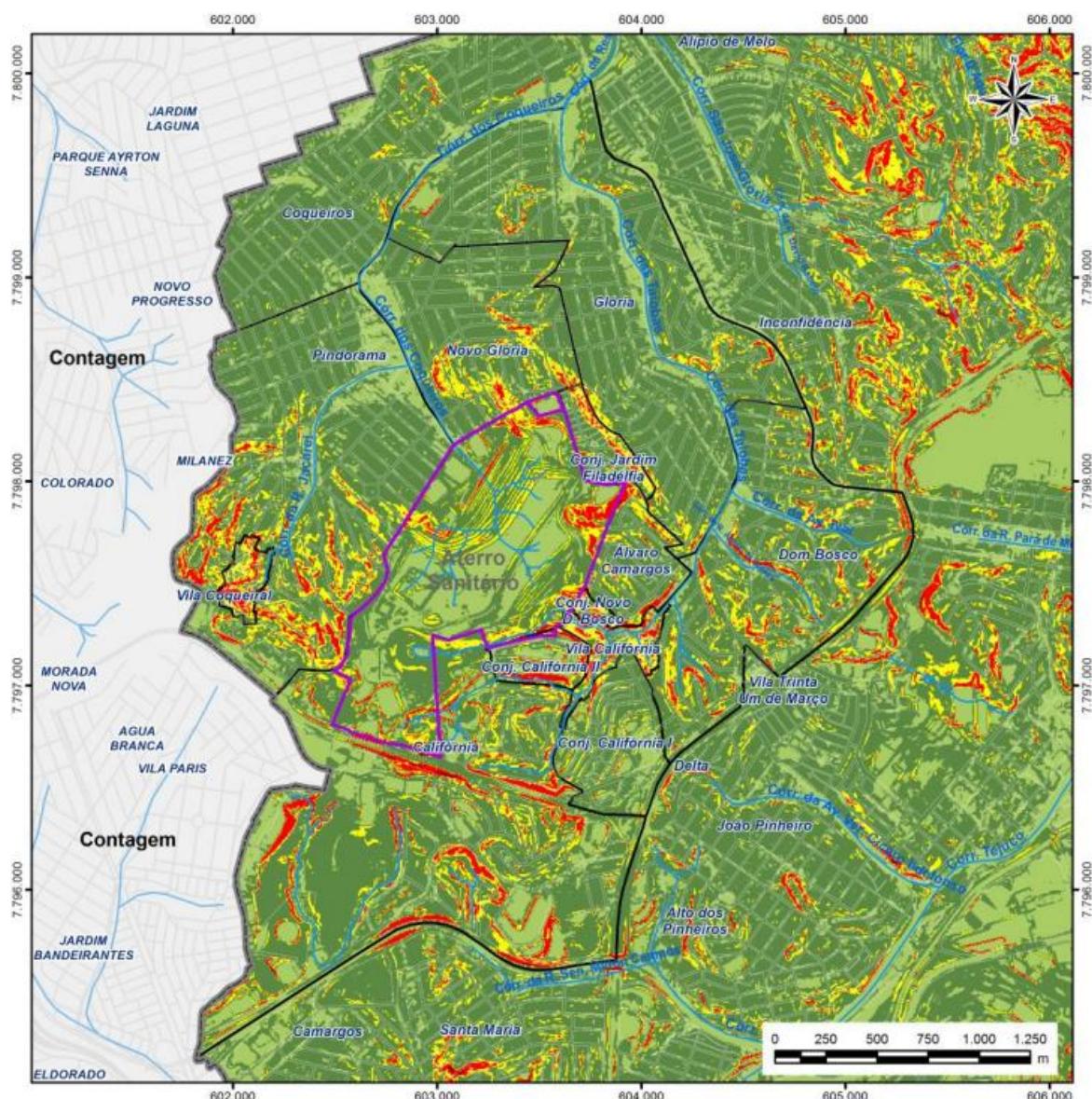
Fonte: SMAPU, 2016

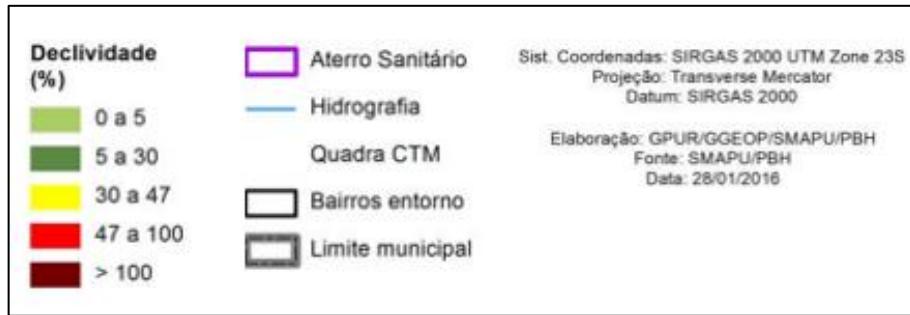
As áreas de maior declividade da região estão concentradas nas proximidades das cabeceiras de drenagem dos córregos Coqueiros e Taiobas, também nos divisores d'água desses cursos e

nos cortes associados à BR-040 e CTRS (SMAPU, 2016). Ademais, a declividade mais alta também é encontrada ao longo das bordas do perímetro da área, uma vez que a região é cabeceira de drenagem (SMAPU, 2016).

Analizando a Figura 4.9, percebe-se que a inclinação do terreno em relação ao plano horizontal na área interna do aterro está majoritariamente entre 0 e 5%, tendo seu perímetro inclinações maiores.

Figura 4.9 – Mapa de declividade da CTRS





Fonte: SMAPU, 2016

4.3 Estimativa da geração de lixiviado através de métodos empíricos

A análise comparativa da vazão de lixiviado gerado no aterro foi conduzida através do método do Balanço Hídrico e Método Suíço, e por medições de monitoramento realizadas *in loco*, com o objetivo de verificar a correspondência entre os modelos e as condições reais.

Para aplicação dos modelos foi necessária a obtenção dos dados pluviométricos específicos da área de estudo, os quais foram coletados através da estação pluviométrica de propriedade da Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG instalada na própria CTRS BR-040, com latitude: 19°54'54" e longitude: 44°00'50".

A Tabela 4.1 a seguir demonstra o histórico de precipitação mensal, em milímetros, no período de 2015 a 2024, medido pela estação pluviométrica local. Através da análise dos dados pode-se inferir a variação sazonal das chuvas, definindo-se os meses de maior umidade – aqueles que apresentam maior pluviosidade -, e os meses mais secos – aqueles que apresentam menor pluviosidade.

Tabela 4.1 - Histórico de Precipitação Mensal da estação pluviométrica da CTRS

Ano	Registro de chuvas (mm)											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2015	96,0	189,0	220,4	55,2	61,8	6,6	7,0	0	31,0	75,0	240,0	112,4
2016	163,2	78,1	115,5	25,0	8,7	72,4	0	6,8	28,1	71,8	216,4	320,0
2017	137,7	101,0	101,3	38,4	24,4	23,6	1,5	0	40,8	100,3	167,2	403,0
2018	165,3	260,9	169,7	38,9	12,4	0	2,1	15,9	48,2	120,2	310,3	257,7
2019	77,6	207,0	118,2	78,6	382	7,2	0	0	20,2	54,5	232,0	107,8
2020	690,7	3785	252,7	99,3	3,5	4,2	2,5	8,4	1,8	43,5	174,7	252,2
2021	340,6	302,5	130,9	15,3	18,1	0	0	8,4	136,0	222,8	260,1	304,7
2022	479,3	332,4	15,9	20,7	0	0	0	0	36,5	48,3	164,9	147,2
2023	311,8	95,6	140,9	74,5	6,0	0	11,0	14,4	42,1	173,9	72,3	166,9
2024	236,5	119,3	244,7	22,8	0	0	0	0	1,2	180,6	191,2	290,2

Fonte: CTRS, 2025

Para fins de pesquisa, os valores de precipitação utilizados foi o intervalo entre os meses de janeiro a dezembro de 2024. Quanto à evapotranspiração potencial, os dados foram obtidos para o mesmo período através da normal climatológica medida na estação do município de Belo Horizonte, para os anos de 1961-1990, disponibilizada pela EMBRAPA, visualizada na Tabela 4.2. Essa base de dados foi utilizada em razão da ausência de cálculo local desse parâmetro e da indisponibilidade de uma normal climatológica mais recente da mesma instituição para a área de estudo.

Tabela 4.2 - Normal Climatológica de 1961 a 1990, para Belo Horizonte

UF	Evaporação Potencial (mm)											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
MG	105	100	105	79	67	53	52	60	76	91	96	102

Fonte: EMBRAPA, ([s.d])

A definição do coeficiente de escoamento superficial é feita em função do tipo de solo e declividade, além de outros parâmetros como densidade de vegetação e umidade. Considerando que o aterro possui superfícies superiores horizontais em seu topo, e áreas inclinadas em seus taludes (CATAPRETA, 2008), o valor adotado foi de 0,18 para meses de estiagem, e 0,22 para

meses úmidos, levando em consideração que seu solo em maioria é argiloso e sua declividade na área interna entre 2 e 7%.

Enquanto ainda se encontrava em operação, o monitoramento realizado no aterro indicava que os valores do peso específico do sólido compactado – que indica quão denso está o material depositado – apresentavam valor médio de 9,2 kN/m³ (CATAPRETA, 2005 *apud* CATAPRETA, 2008). Partindo-se dessa premissa, adotou-se o coeficiente de compactação (K) = 0,20, que equivale a média dos valores pré-estabelecidos para aterros fortemente compactados.

A metodologia do cálculo dos métodos empregados é demonstrada no subcapítulo 3.7.

4.4 Análise de Incertezas por Meio do Método de Monte Carlo

A definição dos intervalos de variação dos parâmetros hidrológicos em condições de incerteza – quando a maioria dos parâmetros utilizados em modelagem não é diretamente observável – deve ser representada por intervalos de valores fisicamente plausíveis (BEVEN, 2012). Os parâmetros de modelos hidrológicos frequentemente exibem não unicidade, de modo que diferentes combinações de valores podem reproduzir de forma semelhante a resposta hidrológica. Logo, o processo de calibração deve reconhecer essa incerteza (BEVEN, 2012).

Ademais, os intervalos dos parâmetros devem ser definidos com base no conhecimento disponível do sistema, podendo incluir informações de campo (BEVEN, 2012). Nessa abordagem, os intervalos devem refletir a coerência física e a incerteza associada, especialmente em situações em que não há dados suficientes para uma estimativa direta.

Os intervalos adotados para as variáveis climáticas foram definidos de forma coerente, com valores plausíveis, fundamentados no conhecimento disponível e no entendimento do sistema. Para a precipitação, foram utilizados limites derivados das medições pluviométricas apontadas pela estação local, utilizando mínimos, máximos e percentis, relacionadas ao mês de janeiro ao longo dos anos (2015 a 2024), apresentados na Tabela 4.1.

Para a evapotranspiração potencial (ETP), em razão da ausência de série histórica, adotaram-se variações proporcionais em torno da normal climatológica disponibilizada pela EMBRAPA, como forma de representar incerteza e manter consistência física. Em situações nas quais os dados são limitados, determinados parâmetros podem ser incertos sendo necessário recorrer à definição de limites mínimos e máximos realistas para permitir a execução de modelos

probabilísticos (EPA,1997).

Nesse sentido, a adoção de uma faixa de $\pm 20\%$ em torno da normal climatológica de ETP para o mês de janeiro justifica-se como uma aproximação plausível e fisicamente consistente diante da ausência de dados observados. Assim, a ETP foi simulada via distribuição uniforme.

A análise de Monte Carlo foi aplicada apenas ao mês de janeiro por ser o primeiro mês do ciclo hidrológico. Em outras palavras, este é o único mês em que o modelo do Balanço Hídrico não depende de estados acumulados dos meses anteriores. Outra razão da escolha deste mês para análise foi que ele possui uma média histórica de precipitação mais elevada em relação aos outros meses do período úmido, se caracterizando o cenário mais extremo para geração de percolado. Logo, a avaliação de sensibilidade em um cenário de maior recarga hídrica permite investigar o desempenho dos métodos em condições mais críticas, nas quais os erros de entrada têm maior impacto sobre o resultado.

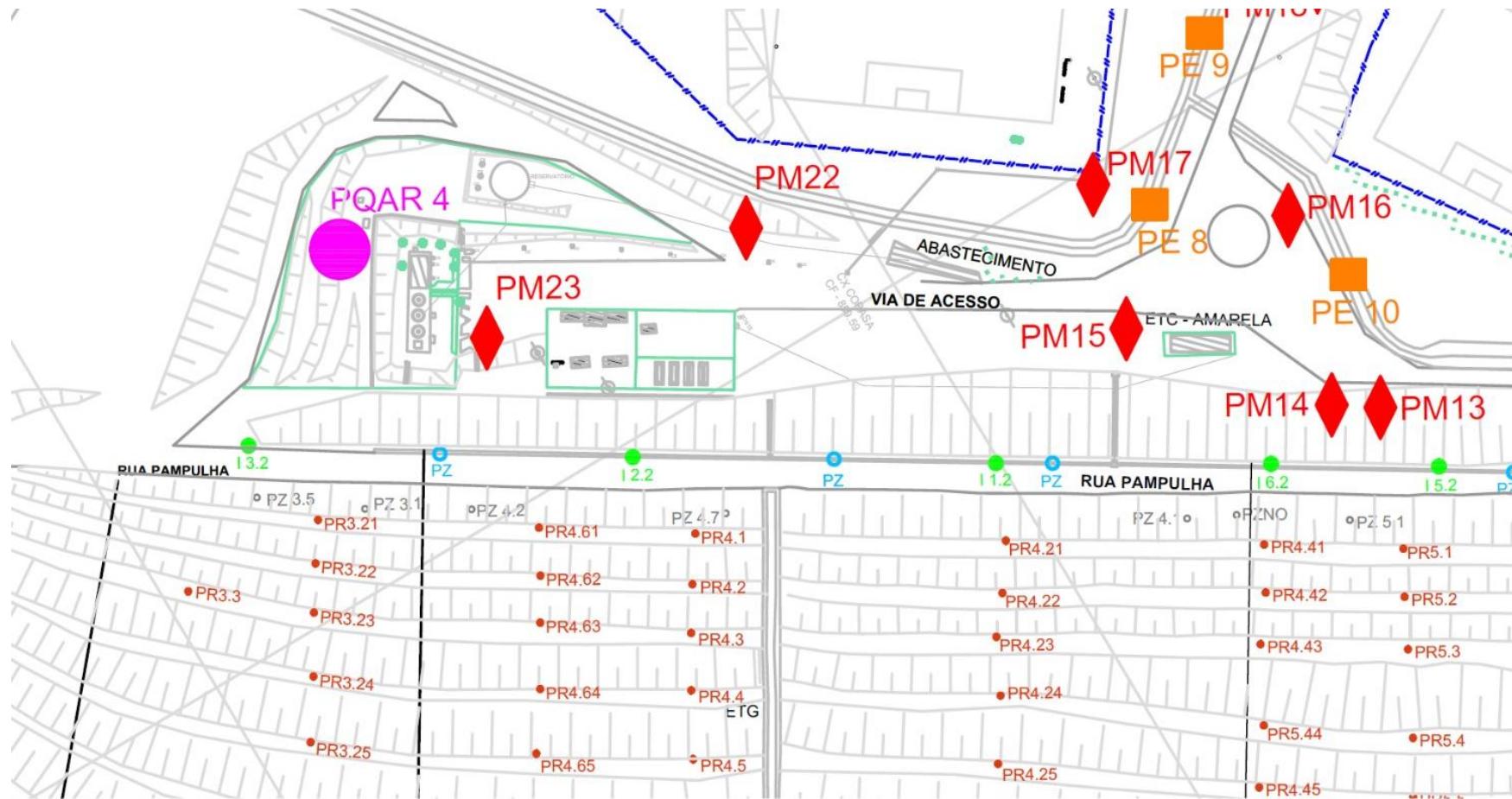
Ao todo, através do programa *Excel*, foram realizadas 1.000 interações para cada modelo, nas quais os valores de entrada (precipitação e evapotranspiração potencial) foram randomizados dentro dos limites definidos, permitindo avaliar a variabilidade das estimativas e a sensibilidade do modelo às incertezas dos parâmetros.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Vazão de lixiviado medida no aterro sanitário da BR-040

A vazão de lixiviado da CTRS é medida durante todos os meses do ano, através das mangueiras – pontos de drenagem - associadas aos piezômetros espalhados pelas células do aterro. A Figura 5.1 apresenta a distribuição espacial dos piezômetros, poços de monitoramento, poços de medição de manta líquida, estações de drenagem de lixiviado, como também suas linhas de fluxo hidráulico:

Figura 5.1 - Distribuição espacial de mangueiras de medição de vazão



Fonte: CTRS, ([s.d])

A Tabela 5.1 apresenta os valores de vazão total de lixiviado para o ano de 2024, correspondentes ao somatório das vazões monitoradas em todas as mangueiras de coleta do aterro relacionadas às estações Vermelha e Amarela. A Estação Vermelha recebe a contribuição hidráulica dos piezômetros PZA1, PZ3.0, PZ3.1, PZ3.5, e a Estação Amarela recebe PZ04, PZ4.1, PZ5.1, PZ N0 e PZ5.8. Essas vazões de 2024 foram utilizadas como referência para a avaliação do desempenho dos métodos de estimativa aplicados.

Tabela 5.1 - Vazões de lixiviado medidas na CTRS

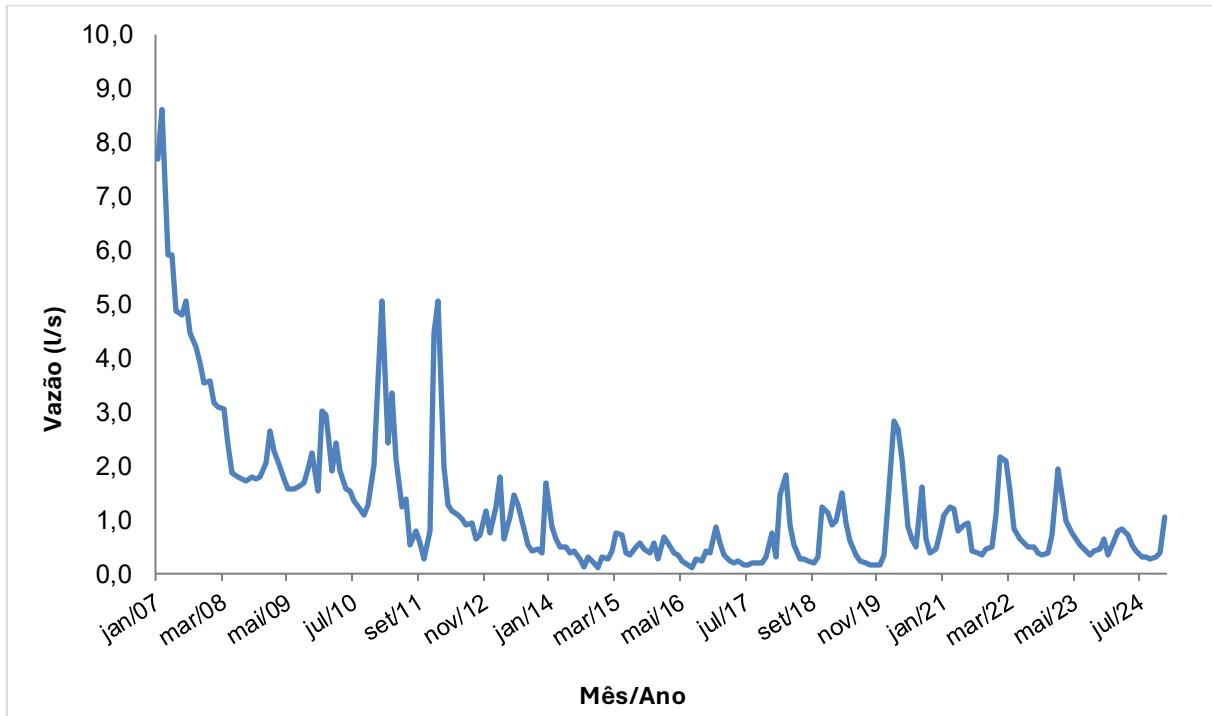
Mês	Medido <i>in loco</i> [m ³ /mês]	Medido <i>in loco</i> [m ³ /dia]	Medido <i>in loco</i> [L/s]
Jan/24	1637,7	52,8	0,61
Fev/24	2102,0	75,1	0,78
Mar/24	2203,6	71,1	0,82
Abr/24	1931,7	64,4	0,72
Mai/24	1386,2	44,7	0,52
Jun/24	1172,7	39,1	0,44
Jul/24	845,2	27,3	0,32
Ago/24	831,8	26,8	0,31
Set/24	748,0	24,9	0,28
Out/24	787,9	25,4	0,29
Nov/24	979,8	32,7	0,37
Dez/24	2766,0	89,2	1,03

Fonte: CTRS, 2025

Verifica-se que as vazões totais de lixiviado apresentam baixa variabilidade ao longo dos meses, mantendo-se em níveis reduzidos. Isso se dá porque ao decorrer do tempo, processos como compactação natural, acomodação dos materiais, colmatação de poros finos e formação de uma estrutura mais densa tendem a diminuir o coeficiente de permeabilidade da cobertura, restringindo a infiltração direta das águas da chuva.

Esse processo leva a uma diminuição da resposta hidrológica do sistema, sendo observado na redução progressiva da amplitude dos picos de variação das vazões de percolado. Para melhor visualização desse comportamento, foi gerado um gráfico com os valores de vazão disponibilizados ao longo dos anos, conforme ilustrado na Figura 5.2.

Figura 5.2 - Histórico de vazões de lixiviado medidas na CTRS (2007-2024)



Fonte: Autora, 2025

A série histórica mostra uma redução acentuada e contínua da vazão ao longo dos anos, evidenciando a transição do aterro para a fase pós-operacional. No início de 2007 até 2008, observam-se valores elevados, superiores a 8 L/s, com maior produção de líquidos devido à umidade inicial dos resíduos e maior infiltração.

A partir de 2009, ocorre uma queda progressiva, com estabilização entre 1,0 e 2,0 L/s, interrompida apenas por picos isolados associados a eventos de chuva intensa. Após 2014, as vazões tornam-se ainda menores, frequentemente abaixo de 0,5 L/s, comportamento comum de aterros mais antigos.

Dessa forma, mesmo durante os períodos de maior precipitação, a menor permeabilidade da cobertura funciona como um fator de controle hidráulico, favorecendo uma maior retenção na superfície e atrasando a percolação para o interior do maciço.

5.2 Estimativa de lixiviado utilizando o Método do Balanço Hídrico

O Quadro 5.1 a seguir apresenta os parâmetros e os respectivos critérios de determinação utilizados para se obter a estimativa da vazão de percolado através do método do Balanço Hídrico:

Quadro 5.1 - Parâmetros e determinação de valores para o balanço hídrico

Parâmetros	Determinação
Precipitação (P) [mm]	Estação pluviométrica CEMIG/CTRS
Evapotranspiração Potencial (ETP) [mm]	EMBRAPA (1961-1990)
Escoamento Superficial (ES) [mm]	ES = C x P, com valores 0,18 e 0,22 para Coeficiente de Escoamento Superficial (C), e inclinação de 2 a 7% para solos argilosos
Infiltração (I) [mm]	Precipitação – Escoamento Superficial
Infiltração – Evapotranspiração Potencial (I - ETP) [mm]	Diferença entre água que entra no solo e a água que evapora
\sum NEG (I-EP) [mm]	Soma das diferenças com valores negativos
Armazenamento de água no solo de cobertura (AS) [mm]	150 mm, considerando a disponibilidade de água do solo de 250 mm para solos argilosos e a camada de espessura do solo de 60 cm.
Variação no armazenamento de água no solo (Δ AS) [mm]	Variação da água armazenada no solo de um mês para o outro
Evapotranspiração Real (ER) [mm]	$(I - EP) < 0, ER = [EP + (I - EP) - \Delta AS];$ $(I - EP) > 0, ER = EP$
Percolado (PER) [mm]	PER = P-ES-AS-ER
Vazão mensal (Q) [L/s]	$(PER \times \text{Área}) / 2.592.000$, sendo a área de aterramento de 65.000 m ² .

Fonte: Autora, 2025

Seguindo a metodologia exposta acima, os valores encontrados para vazão encontram-se na Tabela 5.2 a seguir:

Tabela 5.2 - Estimativa de lixiviado através o método do Balanço Hídrico

Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
P [mm]	236,5	119,3	244,7	22,8	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	180,6	191,2	290,2
EP [mm]	105,0	100,0	105,0	79,0	67,0	53,0	52,0	60,0	76,0	91,0	96,0	102,0
ES [mm]	52,0	26,2	44,0	4,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	39,7	42,1	63,8
I [mm]	184,5	93,1	200,7	18,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	140,9	149,1	226,4
I-EP [mm]	79,5	-6,9	95,7	-60,3	-67,0	-53,0	-52,0	-60,0	-75,0	49,9	53,1	124,4
Σ Neg (I-EP) [mm]	0,0	-6,9	0,0	-60,3	-127,3	-180,3	-232,3	-292,3	-367,3	0,0	0,0	0,0
AS [mm]	150,0	143,1	150,0	89,7	22,7	0,0	0,0	0,0	0,0	49,9	103,0	150,0
Δ AS [mm]	0,0	-6,9	6,9	-60,3	-67,0	-22,7	0,0	0,0	0,0	49,9	53,1	47,0
ER [mm]	105,0	100,0	105,0	79,0	67,0	22,7	0,0	0,0	1,0	91,0	96,0	102,0
PER [mm]	79,5	0,0	88,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	77,4
Q [L/s]	19,9	0,0	22,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	19,4
Q[m ³ /dia]	1.721,9	0,0	1.922,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1.676,1
Q[m ³ /mês]	53.377,4	0,0	59.582,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	51.960,1

Fonte: Autora, 2025

Na análise dos resultados obtidos, observa-se que para os meses de janeiro, março e dezembro, o método superestimou a vazão, enquanto os demais meses tiveram geração nula de lixiviado, apresentando incoerência com o medido em campo. Para os 12 meses de 2024, a vazão média calculada resultou em 5,12 l/s, já a vazão média anual medida é de 0,54 l/s. Dessa forma, verifica-se que o modelo resultou em uma estimativa que divergiu em 4,6 L/s do valor médio observado em campo.

Além disso, os meses caracterizados por menor precipitação resultaram em valores nulos de geração de lixiviado. Isso ocorre pois o modelo considera que, na ausência de excedente hídrico (índice de precipitação superior a perda por evapotranspiração), não há percolação efetiva para o interior do maciço de resíduos. No entanto, essa consideração é simplista, visto que o modelo desconsidera a umidade residual retida nos resíduos e a dinâmica de drenagem interna, que continuam contribuindo com a produção de percolado mesmo nos meses de déficit hídrico, ainda que em volumes reduzidos. Logo, o modelo pode subestimar a geração real de lixiviado, contribuindo para distorções e incoerências na estimativa anual.

5.3 Estimativa de lixiviado utilizando o Método Suíço

O Quadro 5.2 consolida os parâmetros considerados, bem como os procedimentos empregados para sua quantificação, os quais subsidiaram a estimativa da vazão de percolado obtida pelo Método Suíço.

Quadro 5.2 – Parâmetros e determinação de valores para o Método Suíço

Parâmetros	Determinação
Precipitação (P) [mm]	Estação pluviométrica CEMIG/CTRS
Área de aterramento (A) [m ²]	65.000
Grau de Compactação (K)	0,2
Vazão (Q) [l/s]	$Q = \frac{P \times A \times K}{2.592.000}$

Tendo a metodologia em vista, a Tabela 5.3 apresenta os valores de estimativa de vazão calculados para os 12 meses:

Tabela 5.3 - Estimativa de lixiviado através do Método Suíço

Mês	Qp [L/s]	Qp [m ³ /dia]	Qp [m ³ /mês]
Jan/24	11,9	1.024,8	31.770
Fev/24	6,0	517,0	14.475
Mar/24	12,3	1.060,4	32.871
Abr/24	1,1	98,8	2.964
Mai/24	0,0	0,0	0
Jun/24	0,0	0,0	0
Jul/24	0,0	0,0	0
Ago/24	0,0	0,0	0
Set/24	0,1	5,2	156
Out/24	9,1	782,6	24.261
Nov/24	9,6	828,5	24.856
Dez/24	14,6	1.257,5	38.984

Fonte: Autora, 2025

Nota-se um comportamento irregular ao longo do ano de 2024. Os meses do período chuvoso, janeiro, março, outubro, novembro e dezembro apresentaram valores elevados de vazão, enquanto maio, junho, julho e agosto registraram vazão igual a zero, e abril e setembro apresentaram valores residuais muito baixos. Assim como o método do Balanço Hídrico, essa distribuição evidencia uma inconsistência quando comparada às vazões medidas em campo, que apresentaram pouca variação ao longo do ano e mantiveram magnitudes muito baixas, compatíveis com o estado desativado do aterro.

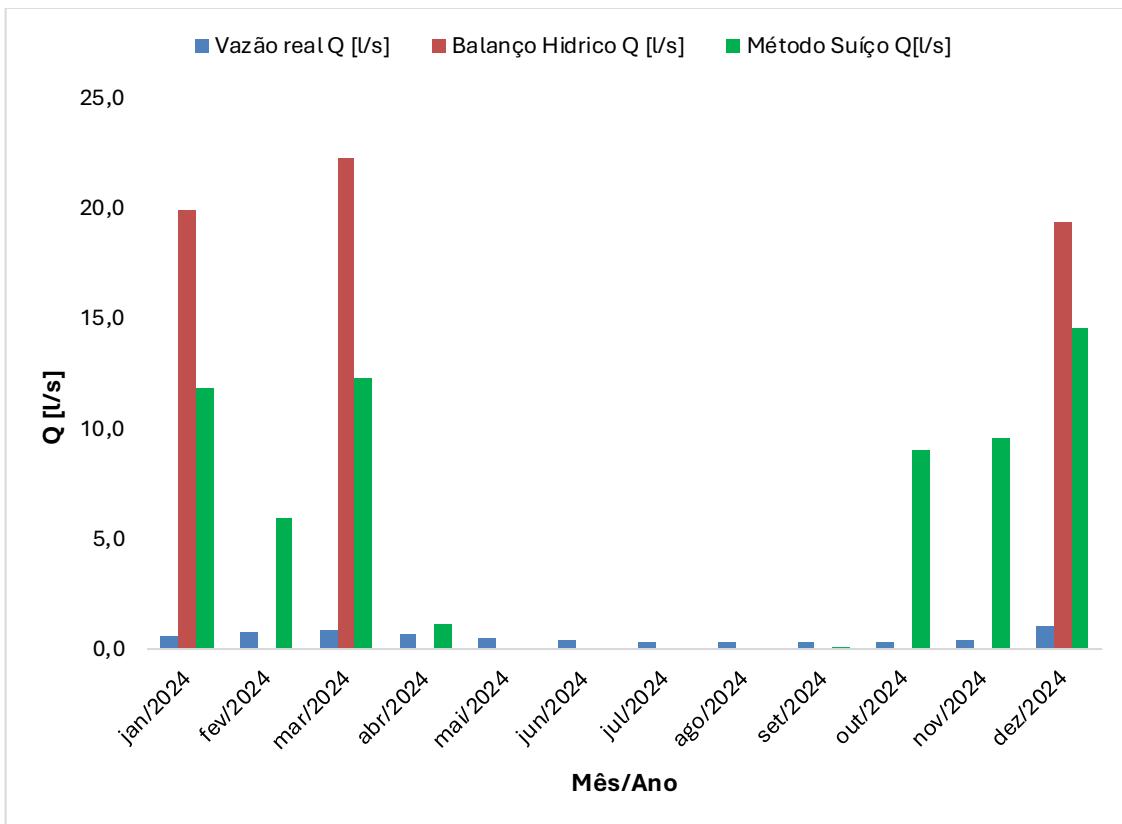
Considerando todo o período analisado, a vazão média estimada pelo Método Suíço foi de 5,4 L/s. Isso significa dizer que o método produziu uma estimativa aproximadamente dez vezes superior ao valor real, indicando forte tendência de superestimação.

Nos meses em que a vazão estimada resultou em zero, tal comportamento decorre diretamente da precipitação nula desse período, uma vez que o método é diretamente dependente do volume de chuva para calcular a geração de lixiviado.

5.4 Análise comparativa dos Métodos frente aos dados reais

A Figura 5.3 apresentada a seguir demonstra a comparação entre as vazões de lixiviado medidas in loco e as estimadas pelos modelos de Balanço Hídrico e Método Suíço:

Figura 5.3 - Comparação entre os métodos de estimativa de lixiviado com o medido real



Fonte: Autora, 2025

O comparativo entre as vazões de lixiviado medidas e as estimativas obtidas pelos métodos avaliados evidencia uma discrepância: ambos os métodos superestimam as vazões observadas. O balanço hídrico apresenta picos pronunciados em meses de maior precipitação, enquanto o Método Suíço também gera estimativas elevadas em meses específicos, porém com padrão diferenciado.

O aterro sanitário estudado possui cobertura final, e suas principais funções são: i) controlar a entrada de água e ar para dentro do aterro; ii) minimizar a migração de gás para fora do aterro; iii) servir como elemento de redução de odor, vetores de doenças e outros inconvenientes, iv) servir como sistema de controle de águas superficiais e; v) facilitar a recomposição da paisagem (CATAPRETA,2008).

Outro ponto é que possui características de maciço consolidado (compactação e menor porosidade) visto que encerrou sua operação no ano de 2007. Portanto, uma cobertura espessa e baixa permeabilidade contribuem para uma infiltração lenta, entretanto o lixiviado já infiltrado continua percolando mesmo sem chuva, pois permanece armazenado nos poros dos resíduos escoando por gravidade. Logo, a cobertura vegetal reduz a infiltração efetiva e aumenta a participação da evapotranspiração na perda de água.

Esses fatores provocam um descompasso entre precipitação incidente e percolado real: grande parte da chuva é desviada pelo escoamento superficial, não contribuindo para a geração de lixiviado.

Tabela 5.4 - Comparaçāo das Vazões de Lixiviado

Mês	Vazão real Q [l/s]	Balanço Hídrico Q [l/s]	Método Suíço Q[l/s]
jan/2024	0,61	19,93	11,86
fev/2024	0,78	0	5,98
mar/2024	0,82	22,25	12,27
abr/2024	0,72	0	1,14
mai/2024	0,52	0	0
jun/2024	0,44	0	0
jul/2024	0,32	0	0
ago/2024	0,31	0	0
set/2024	0,28	0	0,06
out/2024	0,29	0	9,06
nov/2024	0,37	0	9,59
dez/2024	1,03	19,40	14,55
Anual [l/s]	6,49	61,57	64,52
Erro médio [l/s]	-	4,59	4,84

A análise dos erros mostra que tanto o método do Balanço Hídrico quanto o Método Suíço apresentam desempenho insatisfatório quando comparados às vazões de lixiviado medidas em campo. O erro médio foi de 4,59 L/s para o Balanço Hídrico e 4,84 L/s para o Método Suíço, indicando que ambos os métodos superestimam sistematicamente a geração de lixiviado na CTRS.

Sob aspecto de modelagem, os métodos assumem hipóteses (maior infiltração, comportamento homogêneo do maciço, produção contínua de lixiviado) que não são válidas para um aterro estabilizado com cobertura final. O balanço hídrico, sensível à diferença Precipitação (P) – Evapotranspiração Potencial (ETP) e ao estado de armazenamento de água do solo, amplifica pequenas incertezas das entradas, pois em aterros desativados essa relação deixa de representar o real porque muito da precipitação não chega ao sistema como recarga. Portanto, pequenos erros em P ou ETP viram grandes erros no valor de saída do método.

Mais um fator que contribui para a discrepância entre os métodos empíricos e os valores medidos reais poderia ser devido ao uso da evapotranspiração potencial climatológica, obtida de valores médios de longo período. A ETP utilizada nos cálculos representa uma normal climatológica, ou seja, uma média histórica com 20 a 30 anos de dados sob condições atmosféricas gerais da região, e não a ETP real ocorrida no período de 2024 analisado.

Enquanto o Método Suíço, por utilizar coeficientes fixos e cálculo estático, pode subestimar efeitos de cobertura e compactação se não for recalibrado.

Além disso, esses erros decorrem do fato de que os métodos não consideram variáveis cruciais, como capacidade de campo do maciço de resíduos, compactação (no caso do balanço hídrico), umidade inicial, heterogeneidade estrutural e taxa de recirculação natural da água (GOMES, 2005). Para o Método Suíço, por exemplo, sua formulação desconsidera variáveis fundamentais do balanço hídrico real do maciço de resíduos, como umidade, capacidade de campo, compactação, heterogeneidade e variações sazonais na infiltração (CATAPRETA, 2008).

Os resultados obtidos neste estudo são coerentes com o padrão descrito em literaturas técnicas. Essa inconsistência também foi observada no estudo de Gomes (2005). O autor verificou que, mesmo em aterros ainda ativos, os métodos apresentam elevados erros percentuais quando comparados à vazão real medida em calha. Os resultados de sua pesquisa demonstram que nenhum dos métodos empíricos se aproximou de maneira consistente da vazão real, reforçando a tendência de superestimativas e valores nulos em meses secos.

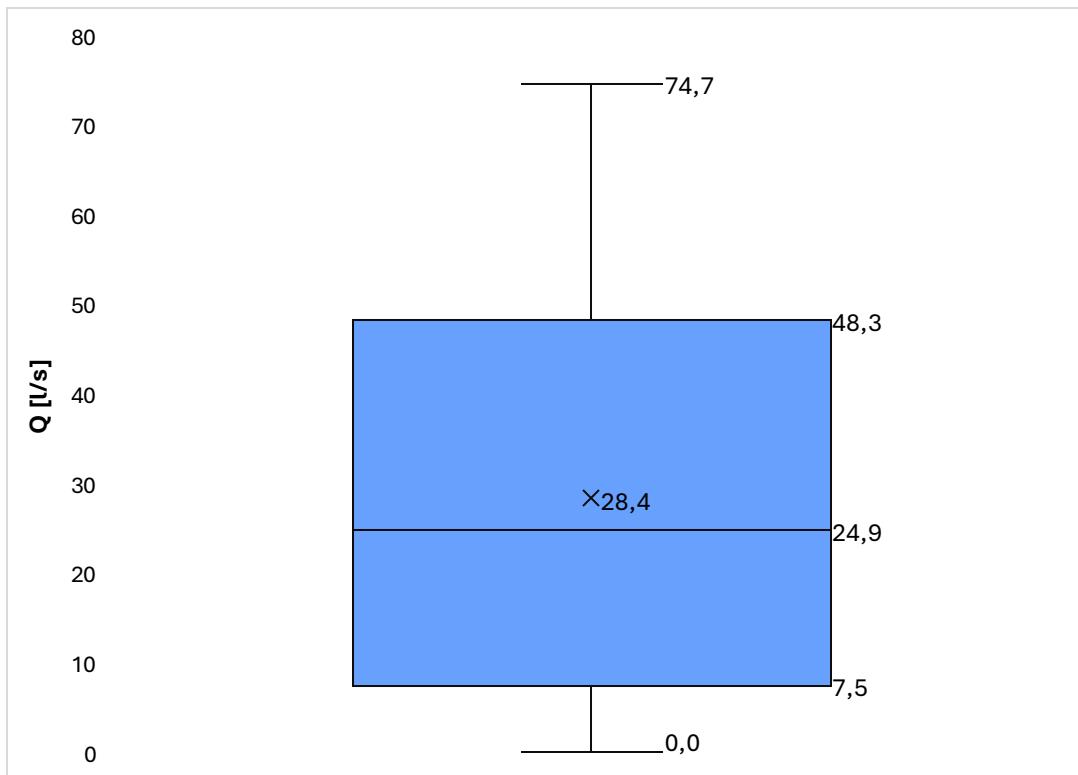
5.5 Resultados estatísticos da simulação Monte Carlo

A aplicação do Monte Carlo permitiu quantificar a sensibilidade dos dois modelos às incertezas dos parâmetros de entrada, indicando comportamentos contrastantes entre os métodos. A análise do mês de janeiro permitiu investigar a sensibilidade, e trabalhar com condições iniciais definidas e independentes, sendo possível avaliar como pequenas variações na precipitação e na evapotranspiração potencial influenciam para o valor estimado de lixiviado.

5.5.1 Análise de distribuição – Balanço Hídrico

As 1.000 interações feitas para o modelo resultaram em valores significativamente superior ao observado (0,61 L/s). A média simulada foi de 28,4 L/s e a mediana, de 24,9 L/s, indicando que a maior parte das simulações se concentrou muito acima do valor real. O intervalo P5–P95 – utilizado para definir a faixa de normalidade ou para identificar a maioria dos casos, excluindo os valores extremos (*outliers*) –, de 49,7 L/s, revela uma faixa de incerteza ampla, demonstrando que o método é muito sensível às variações de precipitação e evapotranspiração potencial utilizadas como variáveis de entrada do modelo. Esse resultado pode ser visto na Figura 5.4 a seguir:

Figura 5.4 - Gráfico de distribuição das vazões estimadas - Balanço Hídrico



Fonte: Autora, 2025

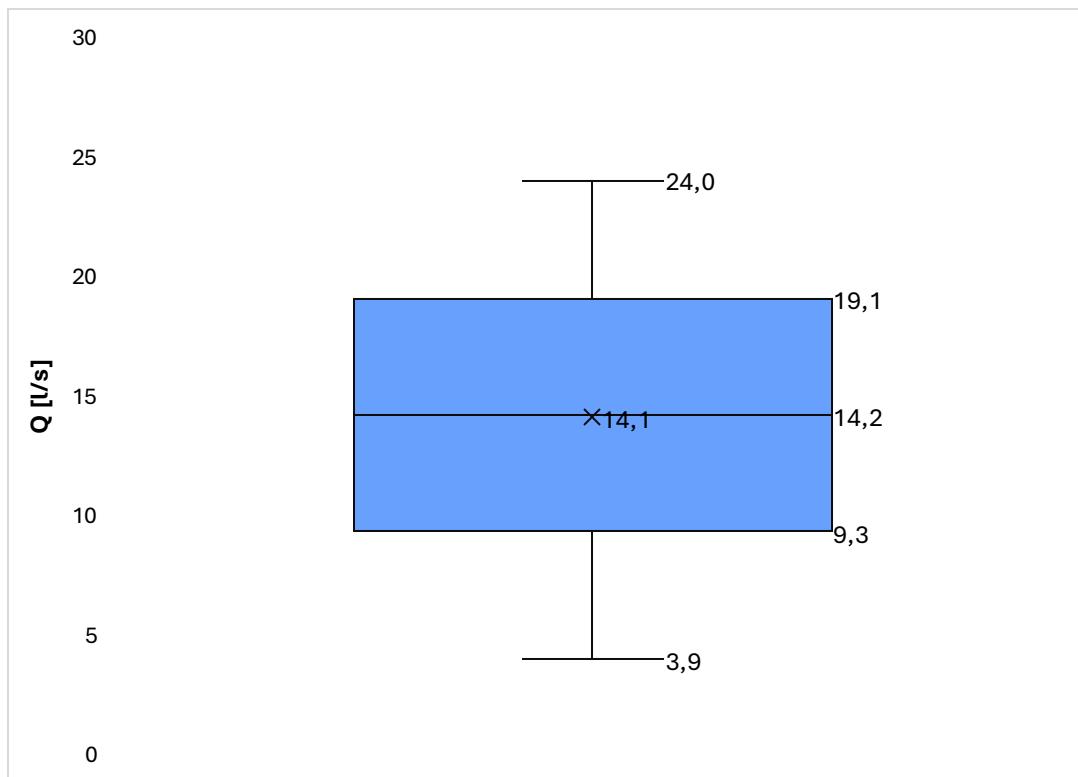
O intervalo interquartílico (IQR), que concentra 50% dos resultados, se situa aproximadamente entre 7,5 L/s (Q1) e 48,3 L/s (Q3). Isso indica que metade das simulações retornou valores dentro dessa faixa, ainda assim muito superiores ao valor real. Os limites superior e inferior abrangem simulações variando de 0,0 L/s até 74,7 L/s, o que demonstra uma dispersão extremamente ampla, onde o valor igual a zero não representa tendência central no modelo.

O desvio padrão de 27,9 confirma essa instabilidade. Além disso, o percentil do valor medido, 0,101, mostra que o valor observado está na base da distribuição simulada: apenas cerca de 0,1% dos cenários se aproximaram da vazão real. Portanto, o Balanço Hídrico superestimou a geração de lixiviado, indicando que o modelo não representa adequadamente a dinâmica de um aterro desativado, onde predominam baixa infiltração e maior escoamento superficial.

5.5.2 Análise de distribuição – Método Suíço

Por sua vez, o Método Suíço apresentou baixa variabilidade e ainda sim superestimação. As simulações apresentaram média de 14,1 L/s e mediana de 14,2 L/s, valores muito acima do observado em campo, mas com distribuição estreita, refletida no intervalo P5–P95 de apenas 8,9 L/s e no desvio padrão reduzido, de 5,78. A Figura 5.5 a seguir ilustra esses resultados:

Figura 5.5 - Gráfico de distribuição das vazões estimadas – Método Suíço



Fonte: Autora, 2025

O IQR, primeiro quartil 9,3 L/s e o terceiro quartil 19,1 L/s, revela que metade dos cenários simulados produz vazões relativamente altas e superiores às vazões reais observadas. Os valores extremos variam entre aproximadamente 3,9 L/s e 24,0 L/s, demonstrando que, mesmo em condições mais favoráveis (simulações com parâmetros menores), o método ainda gera vazões significativamente maiores do que as registradas.

Essa baixa dispersão demonstra que o método não responde às incertezas aplicadas nos parâmetros de entrada – precipitação -, mantendo valores similares entre as interações. O percentil do valor medido foi igual a 0, indicando que nenhuma das 1.000 simulações alcançou ou se aproximou do valor real, e 100% dos cenários apresentaram geração de lixiviado maior que zero.

Esses resultados são coerentes com as críticas reportadas na literatura, que indicam que esse modelo tende a oferecer valores de vazão constantes e frequentemente superestimados, por se basear praticamente apenas na área e no grau de compactação, sem considerar fatores hidrológicos fundamentais como heterogeneidade do solo de cobertura, armazenamento de água do solo, evapotranspiração real e estágio de degradação do aterro.

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Esta monografia busca avaliar a adequação de métodos empíricos amplamente utilizados para a estimativa da geração de lixiviado em aterros sanitários, por meio da comparação entre as vazões medidas em campo na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 e as vazões estimadas pelos métodos do Balanço Hídrico e o Método Suíço, complementadas por análise de incertezas via simulação de Monte Carlo. Os resultados obtidos evidenciaram discrepâncias significativas entre os valores simulados e os dados reais observados, com predominância de superestimativas por ambos os métodos.

Observou-se que o volume de lixiviado produzido é afetado principalmente pelo índice pluviométrico e a quantidade de resíduos sólidos depositados ao longo da vida útil do aterro.

Ademais, verifica-se que o aterro analisado possui características típicas de um maciço estabilizado, como cobertura final espessa, baixo grau de infiltração, boa contribuição do escoamento superficial e aumento da evapotranspiração. Esses fatores diminuem a produção efetiva de lixiviado. Essas condições físicas juntas ao término das operações em 2007 e o envelhecimento dos resíduos, explicam em grande parte a discrepância entre a precipitação recebida e o volume percolado real registrado no sistema.

No contexto da modelagem pelos métodos empíricos, pode-se notar que as hipóteses adotadas por eles não representam adequadamente a dinâmica hidrológica de um aterro desativado com cobertura final. O método do Balanço Hídrico mostrou-se extremamente sensível às incertezas nas variáveis de entrada, especialmente precipitação e evapotranspiração potencial, amplificando pequenos erros em grandes distorções na percolação estimada. Já o Método Suíço apresentou baixa variabilidade, porém manteve superestimações sistemáticas, evidenciando sua rigidez e suas limitações reconhecidas na literatura de representar as condições reais do sistema.

A utilização da simulação de Monte Carlo possibilitou a quantificação da sensibilidade dos modelos perante as incertezas dos parâmetros hidrometeorológicos. Isso mostrou que, mesmo

em diversos cenários probabilísticos, os métodos continuaram afastados da realidade observada. O percentil baixo do valor medido nas distribuições simuladas evidencia a inadequação desses métodos quando utilizados diretamente, sem calibração, em aterros estabilizados.

Os resultados desta pesquisa mostraram-se consistentes com o padrão encontrado na literatura técnica, que também destaca limitações significativas dos métodos empíricos, tanto para aterros em funcionamento quanto, de maneira ainda mais pronunciada, para aterros desativados. Assim, pode-se concluir que a aplicação direta do Método do Balanço Hídrico e do Método Suíço, sem adaptações específicas às condições locais, pode afetar consideravelmente a precisão das estimativas de lixiviado.

Em suma, este estudo destaca a relevância do uso de dados reais de campo, da calibração de parâmetros e da implementação de métodos probabilísticos na análise da geração de lixiviado, especialmente em sistemas com comportamento hidrológico complexo.

Para estudos futuros, recomenda-se o uso de modelos hidrológicos mais avançados, como o HELP devidamente calibrado, além da inclusão de variáveis físicas e operacionais específicas do aterro. Isso visa melhorar a previsibilidade e a segurança ambiental relacionadas à gestão de áreas de disposição de resíduos sólidos.

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004:2024 – Resíduos sólidos — Classificação. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2024.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419:1992 – Aterros de resíduos sólidos urbanos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1992.

ABREMA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2024. São Paulo, 2024. Disponível em: <https://www.abrema.org.br>. Acesso em: 2 jul. 2025.

AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE (ARMBH). Plano de Segurança Hídrica da Região Metropolitana de Belo Horizonte – PSH-RMBH. Belo Horizonte: Agência RMBH, 2022. 127 p. Disponível em: <https://www.agenciarmbh.mg.gov.br/>. Acesso em: 26 out. 2025.

BEVEN, Keith. Rainfall–Runoff Modelling: The Primer. 2. ed. Chichester: Wiley-Blackwell, 2012. 472 p.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 3 ago. 2010.

CAPÉLO NETO, J.; ROCHA, H. A. O.; NOGUEIRA, P. R. A. Avaliação do balanço hídrico em aterro sanitário. Revista DAE, São Paulo, v. 159, p. 30–35, 1999.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (coord.). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Florianópolis: PROSAB, 2003.

CASTRO, F. B. Hidrologia aplicada. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 2001.

CASTRO, Leonardo Amaral de. Diagnóstico urbanístico e diretrizes para implementação de parque urbano no terreno da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 – 2015/2016. Belo Horizonte: Prefeitura de Belo Horizonte, Secretaria Municipal Adjunta de Planejamento Urbano (SMAPU), 2016.

CATAPRETA, C. A. A. Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação. 2008. 254 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. Monitoramento ambiental e geotécnico de aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 7., 2016, Campina Grande. Anais... Campina Grande: IBEAS, 2016.

CATAPRETA, Cícero Antonio Antunes; SIMÕES, Gustavo Ferreira; RICARDO, Jéssica Sangiorgi; RODRIGUES, Roberta Ferreira. III-320 – Estudo em campo da compactação de resíduos sólidos urbanos em planos horizontais. Belo Horizonte: Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte – SLU; Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), [s.d].

CHRISTENSEN, T. H. *et al.* Landfill leachate: an overview. *Environmental Science & Technology*, Washington, v. 32, n. 19, p. 3243–3252, 2001.

CLIMATE-DATA.ORG. Dados climáticos para Belo Horizonte. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/>. Acesso em: 26 out. 2025.

CONTRERA, R. R. Análise da geração de lixiviado em aterros sanitários com base em métodos empíricos. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

DIAS, S. M. Gerenciamento de resíduos sólidos. 2. ed. São Paulo: Manole, 2015.

EMBRAPA. Propriedades do solo. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS). Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs/propriedades-do-solo>. Acesso em: 26 out. 2025.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. Washington, D.C.: Risk Assessment Forum, 1997. EPA/630/R-97/001.

FAPERJ – FUNDAÇÃO CARLOS CHAGAS FILHO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. Lixiviados: efluentes perigosos em sistemas de manejo de

resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <https://siteantigo.faperj.br/?id=910.2.2>. Acesso em: 2 jul. 2025.

FENN, D. B.; KMET, J. A.; RANDALL, C. W. Leachate generation from sanitary landfills. *Journal of Environmental Engineering Division*, v. 101, n. 1, p. 139–156, 1975.

FERREIRA, M. C.; MELLO, R. H. Gestão ambiental de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 3, p. 567–575, 2017.

GOMES, T. L. Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no aterro controlado de Santa Maria – RS. 2012. 116 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) — Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/5851>.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa de Informações Básicas Municipais: perfil dos municípios brasileiros 2023 – Tema: Meio ambiente. Rio de Janeiro, 2024. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/educacao/10586-pesquisa-de-informacoes-basicas-municipais.html>. Acesso em: 2 jul. 2025.

KJELDSEN, P. *et al.* Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.

LINS, L. S. Estudo da produção de chorume em aterros sanitários com base no método suíço. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 8, n. 2, p. 142–149, 2003.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Critical review and summary of leachate and gas production from municipal solid waste landfills. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, 1985.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. Superintendência de Limpeza Urbana (SLU). Plano de manejo da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040: Anexo III. Belo Horizonte, maio 2018.

RUBINSTEIN, Reuven Y.; KROESE, Dirk P. *Simulation and the Monte Carlo Method*. 3. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2016.

SANTOS, R. M.; ALMEIDA, M. T.; VASCONCELOS, W. F. Monitoramento ambiental de áreas de disposição de resíduos sólidos desativadas. *Revista Brasileira de Engenharia*

Ambiental, v. 25, n. 1, p. 45–52, 2018.

SILVA, Nathália Sousa; NORONHA, Johnnatha Carlos Carvalho; BRAÚNA, Carlos Henrique da Costa; PIRES, Danilo Prado. Influência pluviométrica na concentração dos poluentes no lixiviado gerado no aterro sanitário de Teresina – PI. Cadernos Técnicos de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 3, n. 3, p. 21–30, 2023. DOI: 10.5327/276455760303003.

SPERLING, M. Von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2016.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli (org.). Hidrologia: Ciência e Aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2013.