



Josiane Coutinho Mathews

**ANÁLISE DE METAIS DO LIXIVIADO DA
FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS (RSU) DO MUNICÍPIO
DE BELÉM/PA.**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Instituto de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil

Dissertação orientada pelo Prof. Dr-Ing Nélio Teixeira Machado

Belém – Pará – Brasil
2024

JOSIANE COUTINHO MATHEWS

**ANÁLISE DE METAIS DO LIXIVIADO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS (RSU) DO MUNICÍPIO DE BELÉM/PA.**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Pará, como parte dos requisitos para a obtenção do grau de Doutora em Engenharia Civil.

Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Linha de Pesquisa: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof.º Dr. Nélcio Teixeira Machado

**BELÉM - PA
2024**

C871a Coutinho Mathews, Josiane.
ANÁLISE DE METAIS DO LIXIVIADO DA FRAÇÃO
ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) DO
MUNICÍPIO DE BELÉM/PA / Josiane Coutinho Mathews. — 2024.
96 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Nélcio Teixeira Machado
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, , 1,
Belém, 2024.

1. resíduos sólidos urbanos. 2. lixiviado. 3. metais pesados.
4. correlação de Pearson. I. Título.

CDD 620



ANÁLISE DE METAIS DO LIXIVIADO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) DO MUNICÍPIO DE BELÉM / PA

AUTORA:

JOSIANE COUTINHO MATHEWS

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA À BANCA EXAMINADORA APROVADA PELO COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL DO INSTITUTO DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ, COMO REQUISITO PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRA EM ENGENHARIA CIVIL NA ÁREA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL.

APROVADO EM: 27 / 08 / 2024.

BANCA EXAMINADORA:



Documento assinado digitalmente

NELIO TEIXEIRA MACHADO

Data: 04/10/2024 08:53:56-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Nélcio Teixeira Machado
Orientador

Documento assinado digitalmente



LUIZ EDUARDO PIZARRO BORGES

Data: 12/11/2024 08:55:33-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Luiz Eduardo Pizarro Borges
Membro Externo (IME/RJ)

Documento assinado digitalmente



MARCELO COSTA SANTOS

Data: 24/10/2024 16:49:35-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Marcelo Costa Santos
Membro Externo (UFPA)

Documento assinado digitalmente



LINDEMBERG LIMA FERNANDES

Data: 04/10/2024 15:58:14-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Lindemberg Lima Fernandes
Membro Interno (UFPA)

Visto:

Prof. Dr. Dênio Ramam Carvalho de Oliveira
Coordenador do PPGEC / ITEC / UFPA

Sumário

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	JUSTIFICATIVA	14
2	OBJETIVOS	15
2.1	GERAL.....	15
2.2	ESPECÍFICOS	15
3	REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO	16
3.1	RESÍDUOS SÓLIDOS.....	16
3.1.1	Definição e composição.....	16
3.2	DISPOSIÇÃO FINAL DE RSU MUNDIAL.....	20
3.2.1	Disposição final de RSU no Brasil	22
3.2.2	Aterros Sanitários no Mundo.....	23
3.2.3	Aterros Sanitários no Brasil.....	24
3.3	LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	25
3.3.1	Metais Pesados presentes no Lixiviado	27
3.3.2	Importância e Nocividade dos metais para a saúde humana.....	30
3.4	TECNOLOGIAS DE PRÉ-TRATAMENTO.....	32
3.4.1	Tecnologia de tratamento físico-químico	32
3.5	PROCESSOS AVANÇADOS DE OXIDAÇÃO	34
3.5.1	A Reação de Fenton	34
3.6	NORMAS LEGAIS DE USO DA ÁGUA E FINALIDADE	35
3.6.1	Resolução CONAMA nº 357/2005	35
3.6.2	Resolução CONAMA nº 396/2008	36
3.6.3	Resolução CONAMA nº 430/2011	37
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
4.1	ACERVO DE PRODUÇÕES TÉCNICAS	39
4.2	LEVANTAMENTO DE CAMPO.....	39
4.2.1	Área de estudo e Conhecimento do Fluxo de Resíduos dos Itinerários de Coleta	39
4.2.2	Descrição dos Bairros Selecionados para a Amostragem.....	44

4.3	COLETA E SEGREGAÇÃO DAS AMOSTRAS	48
4.3.1	Amostragem estatística.....	48
4.3.2	Materiais Utilizados e Composição Gravimétrica	49
4.3.3	Coleta dos resíduos sólidos urbanos.....	51
4.4	PRÉ-TRATAMENTO DAS AMOSTRAS	53
4.4.1	Teor de Secagem, Trituração e Peneiramento	53
4.5	DETERMINAÇÕES LABORATORIAIS	55
4.5.1	Ensaio de lixiviação e solubilização.....	55
4.5.2	Determinação de substâncias inorgânicas (Preparo e Digestão das amostras)	55
4.5.3	Método e Análise Estatística	57
5	FONTES DE FINANCIAMENTO	59
6	CRONOGRAMA.....	59
7	RESULTADOS E DISCUSSÕES	60
7.1	ANÁLISE DO EXTRATO LIXIVIADO DA FRAÇÃO ORGÂNICA.....	60
7.1.1	Parâmetros Físico-químicos	60
7.1.2	Verificação da Conformidade com as Normas Legais Sanitárias e Ambientais.....	71
7.1.3	Correlação de Pearson.....	74
8	CONCLUSÕES.....	77
9	REFERÊNCIAS	79

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - A composição física média dos RSU gerados em todo o mundo.	18
Figura 2 – Disposição de RSU mundial	21
Figura 3 – Disposição final de RSU No Brasil.....	22
Figura 4 - Resumo metodológico desenvolvido na pesquisa	38
Figura 5 – Fluxograma de estratégia adotada na pesquisa	39
Figura 6 – Mapa de Setorização dos bairros da TERRAPLENA.....	41
Figura 7 – Agrupamentos dos bairros em setores	42
Figura 8 - Software STATIDISK 13.0	49
Figura 9 – Coleta do tipo porta a porta dos resíduos sólidos urbanos.....	51
Figura 10 – Segregação dos Resíduos Sólidos Urbanos	53
Figura 11 - Matéria orgânica pré-tratada utilizados como matéria-prima para as análises laboratoriais.	55
Figura 12 - Concentrações de metais pesados nas amostras do extrato de lixiviado nas regiões 1, 2 e 3.....	60
Figura 13 – Resultados de B, Ba, Ca, Mg e Na para as regiões	61
Figura 14 - Resultados de Al, As e Pb para as regiões.....	64
Figura 15 - Resultados de Cr, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn para as regiões.....	66
Figura 16 - Matriz de correlação dos metais pesados nas regiões de estudo.....	74
Figura 17 - Resultados de PCA para a caracterização de metais do lixiviado das três regiões.....	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Unidades de Tratamento/Disposição no solo de RSU no Brasil.....	24
Tabela 2 - Composição do lixiviado de resíduos sólidos urbanos.....	26
Tabela 3 - Classificação socioeconômica com base na renda familiar.....	42
Tabela 4 - Bairros contemplados pela amostragem.....	43
Tabela 5 - Cronograma de coleta dos resíduos sólidos domiciliares urbanos	52
Tabela 6 – Métodos utilizados para a realização da análise de metais	56
Tabela 7 - Avaliação da conformidade dos resultados da Região 1 com as normas legais sanitárias e ambientais	72
Tabela 8 - Avaliação da conformidade dos resultados da Região 2 com as normas legais sanitárias e ambientais	73
Tabela 10 - Matriz de Correlação das Componentes Principais.....	76

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à memória do Prof. Dr. Hélio da Silva Almeida, cuja sabedoria, dedicação e paixão pelo ensino deixaram uma marca indelével em minha vida acadêmica e pessoal. Sua orientação foi essencial para o desenvolvimento deste projeto, e suas lições foram muito além das salas de aula, permanecendo vivas em minha jornada. Agradeço profundamente por tudo que aprendi e pelo exemplo de integridade, compromisso e verdadeiro amor pela docência e pela engenharia que sempre demonstrou. Que seu legado continue a inspirar muitos outros estudantes, assim como me inspirou.

Também dedico este trabalho aos meus amigos e colegas, que estiveram ao meu lado durante essa jornada. Obrigada por cada palavra de incentivo, por cada conversa, e por acreditarem em mim.

Por fim, dedico este trabalho a todos os professores e orientadores que compartilharam seus conhecimentos e me guiaram ao longo deste percurso, em especial a Fernanda Paula da Costa Assunção e Prof. Dr. Nélio Teixeira Machado, por terem sido verdadeiros anjos após a partida do Professor Hélio. A sabedoria e dedicação de vocês foram essenciais para a finalização deste estudo.

Resumo da Dissertação apresentada ao PPGEC/UFPA como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil. (Msc. Eng.)

ANÁLISE DE METAIS DO LIXIVIADO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) DO MUNICÍPIO DE BELÉM/PA.

JOSIANE COUTINHO MATHEWS

JUNHO/2024

Orientador: Nélcio Teixeira Machado

Área de concentração: Saneamento

RESUMO: Neste estudo, foi realizado a análise dos metais do extrato solubilizado da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) do município de Belém do Pará. Os resíduos utilizados nesta pesquisa foram coletados em áreas residenciais, por meio de coleta *porta-a-porta*, com os pontos e bairros atendidos no município de Belém determinados pela setorização dessas localidades, tendo como principal parâmetro a renda familiar. Os RSU foram coletados e transportados para a área de segregação. Foi realizada a análise gravimétrica dos RSU e as frações orgânica e o papel selecionados foram submetidos ao pré-tratamento de secagem, trituração e peneiramento. Adiante, foi obtido o extrato solubilizado (lixiviado) da fração orgânica dos RSU, seguindo o método disposto na NBR nº 10.006/2004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas. Os valores obtidos foram comparados com as Resoluções CONAMA nº 357/2005, 396/2008 e 430/2011, além de serem confrontados com resultados de pesquisas bibliográficas. Os resultados indicaram que esses resíduos não estão em conformidade com as regulamentações ambientais e sanitárias. Embora tenha sido encontrada uma associação altamente significativa entre cromo e boro através da correlação de Pearson, as demais correlações fortes entre outros elementos não atingiram significância estatística. Além disso, foi observada uma semelhança nas condições de solubilização desses resíduos com as encontradas nos lixiviados de aterros sanitários.

PALAVRAS-CHAVE: resíduos sólidos urbanos, lixiviado, metais pesados, correlação de Pearson.

Summary of the Dissertation presented to PPGEC/UFPA as part of the requirements necessary to obtain the master's degree in civil engineering (MSc. Eng.).

ANALYSIS OF METALS FROM THE LEACHATE OF THE ORGANIC FRACTION OF URBAN SOLID WASTE (MSW) IN THE MUNICIPALITY OF BELÉM/PA.

JOSIANE COUTINHO MATHEWS

AGOSTO/2024

Advisor: Nélio Teixeira Machado

Area of concentration: Sanitation

ABSTRACT: In this study, the analysis of metals in the solubilized extract of the organic fraction of Urban Solid Waste (MSW) from the municipality of Belém do Pará was carried out. The waste used in this research was collected in residential areas, through door-to-door collection, with the points and neighborhoods served in the municipality of Belém determined by the sectorization of these locations, with family income as the main parameter. The MSW was collected and transported to the segregation area. Gravimetric analysis of MSW was carried out and the selected organic and paper fractions were subjected to drying, crushing and sieving pre-treatment. Next, the solubilized extract of the organic fraction of MSW was obtained, following the method set out in NBR nº 10.006/2004 of the Brazilian Association of Technical Standards. The values obtained were compared with CONAMA Resolutions nº 357/2005, 396/2008 and 430/2011, in addition to being compared with results of bibliographical research. The results indicated that these wastes do not comply with environmental and health regulations. Although a highly significant association was found between chromium and boron through Pearson's correlation, the remaining strong correlations between other elements did not reach statistical significance. Furthermore, a similarity was observed in the solubilization conditions of these wastes with those found in landfill leachate.

KEYWORDS: municipal solid waste, leachate, heavy metals, Pearson correlation.

1 INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos sólidos é um dos maiores problemas ambientais do mundo atual. Em países em desenvolvimento, o descarte indevido de resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma grande preocupação ambiental e de saúde. Além da falta de recursos financeiros, há falta de vontade administrativa, capacidade financeira e má gestão do complexo sistema multidimensional de gestão de resíduos sólidos nos países em desenvolvimento TSAI *et al.*, [1].

Como consequência da urbanização e da expansão populacional global, 2,01 bilhões de toneladas métricas de RSU foram geradas globalmente em 2016, e espera-se que a quantidade atinja 2,59 bilhões de toneladas métricas em 2030 [2-3]. Cerca de 37% do total de resíduos gerados é disposto em aterros sanitários, 33% são despejados a céu aberto, 19% são reciclados e 11% são incinerados KAZA *et al.*, [3].

Em 2021 a Região Norte do Brasil gerou aproximadamente 36% de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) dispostos de maneira adequada, sendo que 64% tiveram destinação incorreta [4]. Um aumento gradual na quantidade de resíduos sólidos leva a vários problemas no transporte, armazenamento e descarte desses resíduos e torna complicado o gerenciamento eficiente de resíduos sólidos SILVA *et al.*, [5]. Os RSU são considerados heterogêneos devido à presença de materiais perigosos e não perigosos, mas é importante ressaltar que quando poluentes não perigosos continuam se acumulando no ambiente, depois de certo nível, também se torna perigoso para os seres vivos KAZA *et al.*, [3].

Consequentemente, os RSU precisam de descarte e gerenciamento adequados; caso contrário, podem representar uma ameaça direta ao meio ambiente e à saúde das pessoas devido ao manejo inadequado RENOU *et al.*, [6]. Os métodos mais comumente utilizados de gerenciamento de RSU em países em desenvolvimento são aterros e despejos em locais abertos, que estão muito abaixo dos padrões aceitáveis ou recomendados devido à falta de coleta de lixiviados e sistemas de tratamento [7-9]. Como resultado, esses lixiviados migram vertical e lateralmente para o meio ambiente [10, 11,

12]. Esses lixiviados migrados são as principais fontes de poluentes nos solos, na água e no meio ambiente [12]

A biodisponibilidade de elementos tóxicos (metais pesados) no solo depende principalmente dos processos físico-químicos do solo como sorção, complexação e processos redox RODRIGUES *et al.*, [13]. Esses processos dependem das características do solo, como pH do solo, teor de matéria orgânica do solo, porcentagem de argila e óxidos não cristalinos de metal RODRIGUES *et al.*, [13]. Poluentes metálicos não são biodegradáveis e têm uma grande chance de se acumular em sistemas biológicos ao longo do tempo [14,15].

Os RSU geralmente compreendem metais pesados tóxicos e cancerígenos em diferentes formas que podem ser lixiviados no solo e nos corpos d'água. Arsênico (As), cádmio (Cd), cromo (Cr) e níquel (Ni) são classificados como carcinógenos do grupo 1 pela Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer, que também são tóxicos por natureza [16]. Além disso, o enriquecimento de metais pesados pode causar graves riscos ecológicos ao ser absorvido por diferentes organismos aquáticos, entrando assim na cadeia alimentar complexa DASH *et al.*, [17]. Também tem impactos diretos no funcionamento das enzimas do solo Singh *et al.*, [18] e na biomassa microbiana [19-20]. Os metais pesados não apenas degradam a qualidade do solo, mas também se intrometem e impedem o crescimento da comunidade microbiana STAMPS *et al.*, [21]. Por exemplo, chumbo (Pb) e Zn têm efeitos prejudiciais nas bactérias, impactos do Cd na população de fungos e Cr afeta a diversidade bacteriana do solo [22,23,24].

Devido às suas características, o lixiviado requer tratamento adequado para que os valores dos seus parâmetros físicos, químicos e biológicos atendam aos limites estabelecidos pelas legislações vigentes e não cause impactos ao meio ambiente [25]. Os processos biológicos de tratamento são os mais recomendados para lixiviados, vista sua capacidade de remover matéria orgânica, no entanto, é algo que deve ser avaliado, pois estes compostos possuem vazões e carga orgânica variáveis, o que pode prejudicar unidades de tratamento LANGE *et al.*, [26].

Diante do exposto, este trabalho propõe investigar sistematicamente em curto prazo a distribuição de metais pesados na forma de óxidos e sais no extrato de lixiviado

obtido via transformação química e microbiológica da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (RSU).

1.1 JUSTIFICATIVA

No Brasil, aproximadamente 46,96 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) foram dispostos de forma inadequada em 2021, o que leva à geração de material lixiviado. No estado do Pará, 1,1 milhão de toneladas de resíduos foram despejadas no ambiente [27-28].

A prefeitura de Belém do Pará destina praticamente todos os seus resíduos sólidos urbanos ao aterro sanitário de Marituba, com apenas cerca de 0,45% dos resíduos sendo reciclados, segundo dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais [29]. Isso contrasta com a situação em países desenvolvidos, onde os percentuais de reciclagem e compostagem são significativamente mais elevados.

Segundo Costa [30], a disposição inadequada de resíduos sólidos, especialmente em lixões, resulta na formação de chorume (lixiviado dos resíduos), um passivo ambiental que causa a acumulação de compostos no solo e nas águas, além da bioacumulação em organismos que consomem esse material contaminado. As unidades de disposição final de resíduos sólidos que são ambientalmente inadequadas representam riscos significativos devido à geração de lixiviados. Esses produtos da decomposição dos resíduos adicionam ao líquido características como elevados níveis de matéria orgânica, metais e outros poluentes, podendo causar alterações nas águas e no solo. A presença desse passivo ambiental gerado por essas unidades deve ser analisada para verificar a conformidade ambiental, conforme a legislação vigente [31-32]

Uma das formas de contribuir para a simulação e verificação das características que esses resíduos atribuem à água é por meio dos ensaios para obtenção de extratos lixiviados e solubilizados, quando entram em contato com a água. Isso possibilita a verificação do risco à biota e ao ambiente [33-34]. Diante disso, é essencial mensurar os riscos ambientais que a disposição inadequada de resíduos sólidos representa para o meio ambiente, especialmente para o solo e os recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Focando na fração orgânica de resíduos domiciliares, foram realizados ensaios para a obtenção do extrato solubilizado e posterior análise deste extrato, a fim de verificar a conformidade com a legislação vigente.

Esta pesquisa dá continuidade aos trabalhos realizados pelo Grupo de Pesquisa em Engenharia de Processos de Conversão de Biomassa e Resíduos da Universidade Federal do Pará (UFPA) na área de resíduos sólidos urbanos. Esses estudos têm como objetivo estabelecer critérios e parâmetros essenciais para a estimativa da composição e geração de resíduos sólidos urbanos. Reconhecendo a importância dessa estimativa para o planejamento da gestão de resíduos, tanto no presente quanto em cenários futuros, a pesquisa considera a tendência de alteração das características dos resíduos sólidos em decorrência do desenvolvimento econômico, social e cultural das populações.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Identificar a ocorrência de metais pesados no lixiviado da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) da Região Metropolitana de Belém/PA.

2.2 ESPECÍFICOS

- a) Planejar coleta dos resíduos sólidos, com delimitação da área de estudo;
- b) Realizar a amostragem estatística representativa do material a ser coletado;
- c) Obter o extrato solubilizado dos materiais coletados e identificar a ocorrência de metais.

3 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

3.1.1 Definição e composição.

As altas taxas de consumo de energia e de bens e produtos com o crescente crescimento populacional e altos padrões de vida, levam aos altos níveis de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) que representam sérias ameaças ao meio ambiente se não forem descartados ou reciclados de forma eficaz. Os RSU são a mistura variada de resíduos sólidos descartados pela população urbana e rural diariamente, conhecido popularmente como “lixo” pela população. Até a instituição da Lei nº 12.305/2010 [35] os resíduos sólidos eram tratados por aquele termo, assim como aparece na Lei nº 11.445/2007 [36]. Alguns autores atribuem a etimologia da palavra lixo à palavra “lix”, que em latim significa cinza. Esta conotação se deve ao fato de que, na antiguidade, a maior parte do lixo constituía-se fundamentalmente de cinzas devido ao processo de queima [37].

Barros [38] vem esclarecer que o termo “lixo” é algo subjetivo e particular, devendo ser entendido como todos os materiais que sobram de qualquer atividade antrópica, normalmente na forma sólida, considerados rejeitos, embora pudessem ser muito mais aproveitados, ou seja, são recursos que tem valor. Alguns autores como D’Almeida et al. [39] definem Resíduos Sólidos Urbanos como sendo o conjunto de detritos gerados em decorrência das atividades humanas nos aglomerados urbanos. Dentre os resíduos urbanos, destacam-se os seguintes: os de origem domiciliar; os de origem comercial; os decorrentes das atividades industriais e de prestações de serviços; os de serviços de limpeza pública urbana; os provenientes dos serviços de saúde; os restos da construção civil e os gerados nos terminais de embarque e desembarque.

Atualmente, cerca de 2 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos são gerados globalmente, dos quais quase 33% permanecem não coletados pelos municípios [40]. Aproximadamente, uma média de 0,74 kg de resíduos é gerada per capita por dia [40]. De acordo com o Banco Mundial, a geração de resíduos sólidos urbanos deverá aumentar para 3,4 bilhões de toneladas até 2050 [41]. Do total de resíduos sólidos urbanos recolhidos pelas autarquias, cerca de 70% vão para aterros e lixeiras, 19% são reciclados

e 11% são utilizados para valorização energética. Da atual população mundial de 7,6 bilhões [42], quase 3,5 bilhões de pessoas são privadas de instalações básicas de gerenciamento de resíduos [40]. Também é previsível que o número de pessoas sem acesso adequado aos serviços básicos de gerenciamento de resíduos possa chegar a 5,6 bilhões até 2050.

Os resíduos sólidos urbanos são provenientes dos resíduos sólidos dos municípios onde são coletados a partir das residências, escritórios, instituições de pequeno porte e empresas comerciais. Os RSU variam substancialmente em sua composição e classificação entre diferentes municípios em todo o mundo, embora consistam em frações biodegradáveis e não biodegradáveis de materiais orgânicos e inorgânicos, respectivamente. No entanto, os resíduos sólidos urbanos geralmente consistem em resíduos de cozinha, resíduos de quintal, papel e papelão, plástico e borracha, metal, vidro, lixo eletrônico, materiais inertes, etc (Quadro 1). Os resíduos da cozinha e os resíduos do quintal juntos constituem a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Quadro 1 - Os itens listados nesta tabela são uma representação geral dos resíduos sólidos urbanos

Resíduos de cozinha	Restos de alimentos, resíduos agroalimentares
Resíduos de quintal	Folha, grama, aparas de árvores, galhos, cascas, palha, caules, madeira carbonizada
Papel e papelão	Papel de jornal, folhetos publicitários, revistas, livros, lenços de papel, papel pergaminho, papel térmico, papel de cópia, papel multiuso, papel de escritório picado, pastas, sacos de papel, caixas de papelão, caixas de embalagem etc
Plástico e borracha	Polietileno de baixa densidade Polietileno de alta densidade Polipropileno Tereftalato de polietileno Polietileno Policarbonato Cloreto de polivinila Poliestireno Sacos ziplock; elásticos
Metal	Latas para embalagens de alimentos, latas, papel alumínio, panelas, utensílios de metal e equipamentos culinários, facas, arames, cercas, garrafas, tampas
Vidro	Garrafas de vidro, caçarolas, utensílios, lâmpadas etc
Lixo eletrônico	Computadores, monitores, laptops, tablets, celulares etc

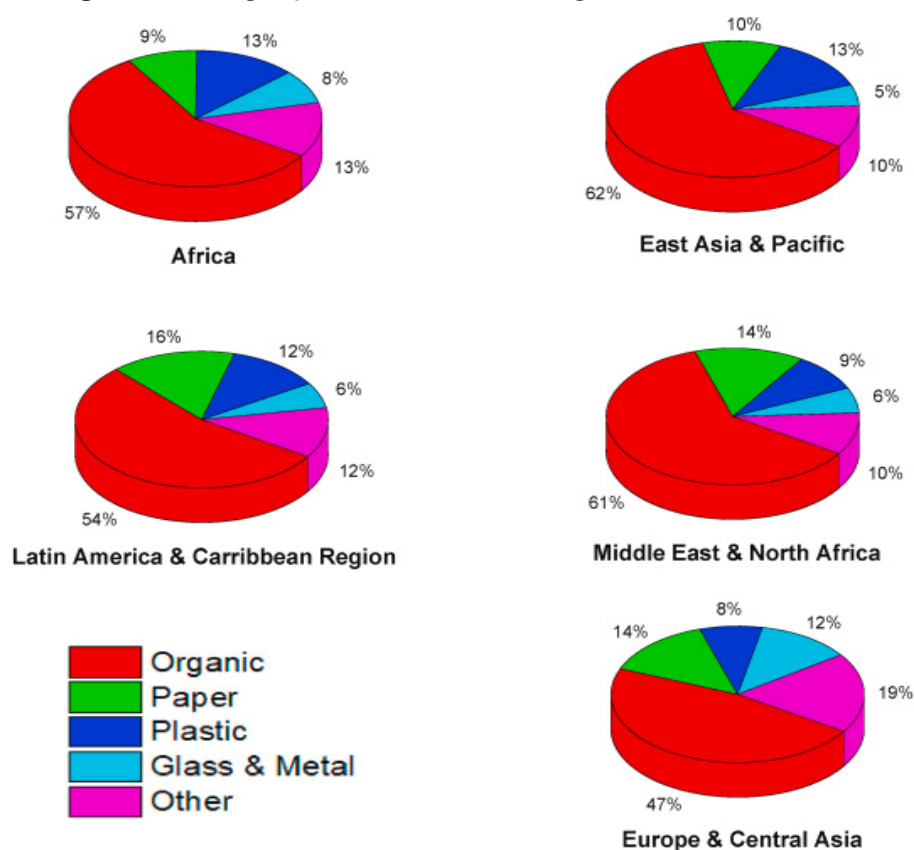
Outros	Cerâmicas, trapos etc
Materiais inertes	Pedras, solos, lodo, concreto etc

Fonte: (SONIL & BERRUTI, 2021)

Legenda*: A composição, categorização e classificação dos resíduos sólidos urbanos estão sujeitas a alguma disparidade de cidades a países, dependendo da jurisdição local e da designação dos resíduos sólidos.

As principais composições dos RSU consistem em resíduos orgânicos, papel, plástico, vidro e metal. A Fig. 1 ilustra as quantidades médias de diferentes tipos de RSU gerados em todo o mundo [43].

Figura 1 - A composição física média dos RSU gerados em todo o mundo.



FONTE: (CERMINARA & COSSU,2018)

As nações de baixa e média renda geram mais RSU rico em orgânicos (cerca de 60%), enquanto as nações de alta renda geram mais resíduos de papel, plástico, vidro e metal. A composição orgânica dos RSU consiste principalmente em restos de alimentos, restos de cozinha e resíduos de casas, restaurantes, cafés, refeitórios e mercados. Por esse

motivo, esses tipos de resíduos apresentam maior proporção de umidade e maior biodegradabilidade [44-45]. Os resíduos de alimentos são agora um dos muitos problemas de resíduos do mundo. Um estudo de 2019 demonstra as quantidades alarmantes de alimentos que vão para a piscina de resíduos todos os anos VERMA et al., [46]. A maior quantidade de desperdício de alimentos é produzida principalmente por consumidores jovens, famílias com crianças e famílias com renda mais alta. Esses alimentos não apenas se somam aos aterros já superlotados, mas também se misturam com outros itens que já apodrecem nesses lixões, criando gás metano prejudicial ao meio ambiente [47,48,49].

Os resíduos tratados nessa pesquisa são os resíduos sólidos domiciliares urbanos (RSDU), que de acordo com o que discorre a Política Nacional de Resíduos Sólidos Lei Federal nº 12.305/10 [35], podem ser definidos como materiais, objetos ou substâncias que são produtos descartados de atividades humanas em estado sólido ou semissólido, podendo ser classificado quanto à sua periculosidade, representando riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Desta forma, a problemática do aumento da geração de resíduos sólidos urbanos pelas atividades humanas em centros urbanos (RSU) tem sido alvo de grande preocupação para a gestão ambiental. Esse aumento ocorre devido ao crescimento populacional, aumento do processo de urbanização de forma desordenada, desenvolvimento tecnológico e mudança nos padrões de consumo da sociedade ligado ao aumento do poder aquisitivo da população [50,51].

Quanto à natureza dos resíduos, estes podem ser classificados de acordo com a NBR 10.004 [52] da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT como:

- a) Resíduos Classe I – Perigosos;
- b) Resíduos Classe II – Não Perigosos:
 - Resíduos Classe II A – Não Inertes;
 - Resíduos Classe II B – Inertes.

Os Resíduos Classe I – Perigosos são aqueles que apresentam algum nível de periculosidade. Nessa classe de resíduos se enquadram os inflamáveis em condições específicas, corrosivos, reativos, tóxicos e patogênicos.

Os Resíduos Classe II – Não Perigosos se divide em II A - Não Inertes, os quais apresentam características como biodegradabilidade, inflamabilidade ou solubilidade em

água; e II B – Inertes, os quais se submetidos a contato dinâmico com água em temperatura ambiente não são solubilizados.

Assunção et al [53] realizaram a caracterização centesimal: para lipídios, proteínas, umidade, cinzas, pH e condutividade elétrica dos mesmos resíduos (fração orgânica e papel), que foi usado como objeto de estudo nesse trabalho. Os resultados estão dispostos na tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização centesimal da fração seca (matéria orgânica + papel).

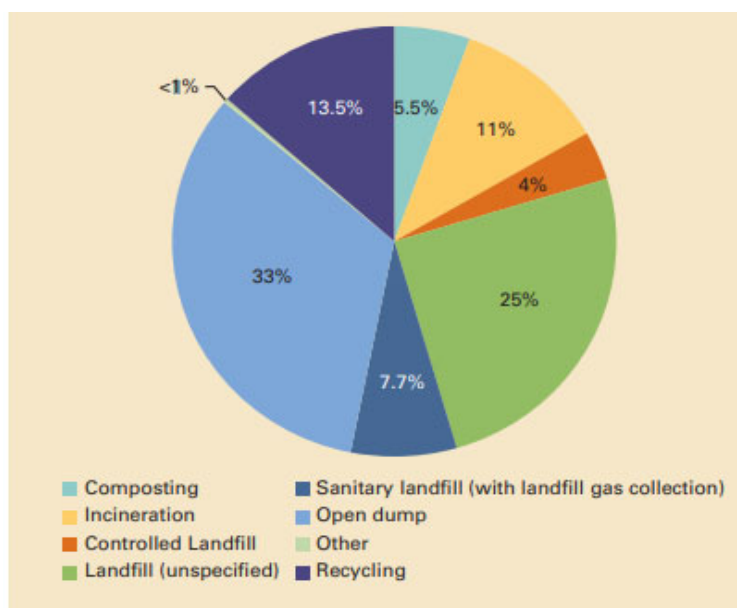
Caracterização centesimal	(%)
Lipídios	10.41
Proteínas	11.33
Umidade	28.74
Cinzas	6.73
Caracterização Físico-química	
pH, 27.0 °C (-)	5.77
Condutividade Elétrica, 27.2 °C (□S/m)	15.31

3.2 DISPOSIÇÃO FINAL DE RSU MUNDIAL

A disposição final dos RSU consiste na adoção de procedimentos que visam o lançamento dos resíduos no solo, minimizando os impactos ambientais, seguindo normas operacionais para evitar problemas de saúde pública e promover a segurança da população. No Brasil, a destinação final é restrita aos RSU que podem ser tratados ou recuperados, classificados como rejeitos [35].

Em todo o mundo, quase 40% dos resíduos são descartados em aterros sanitários (Figura 2). Cerca de 19% são recuperados por meio de reciclagem e compostagem, 4% e 11% são tratados através de incineração. Embora globalmente 33% dos resíduos ainda sejam despejados a céu aberto, os governos estão cada vez mais reconhecendo os riscos e custos de lixões e buscando métodos sustentáveis de disposição de resíduos [54].

Figura 2 – Disposição de RSU mundial



Fonte: (WHAT WASTE, 2018).

Segundo a Associação Internacional de Resíduos Sólidos [55] 40% de todos os resíduos gerados a nível mundial são dispostos diretamente no solo em lixões. Principalmente em países em desenvolvimento, essa disposição inadequada gera problemas na saúde pública e ambiental [56]. Nos lixões não há qualquer tipo de controle sob os fenômenos e reações, de diversas origens, que ocorrem entre o material depositado e o meio ambiente, além dos seus subprodutos representarem efetivo risco aos recursos hídricos, ao solo e à atmosfera local. Estimativas do SNIS [28] revelam que 46,96 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos foram despejadas em lixões no ano de 2021. Ou seja, aproximadamente 57% dos RSU gerados no Brasil são encaminhados para essas unidades.

Além dos lixões, o aterro sanitário também é uma prática comum utilizada para o enterro de resíduos não recicláveis em todo o mundo, embora em alguns países em desenvolvimento os resíduos sejam dispostos em pilhas ou jogados em fossas, em vez de serem enterrados no solo. O aterro sanitário parece ser um procedimento comum de disposição de resíduos sólidos urbanos organizados na maioria dos países desenvolvidos, mas é relativamente menos popular nos países em desenvolvimento que têm limitações de espaço aberto devido à alta densidade populacional. Nos países em desenvolvimento,

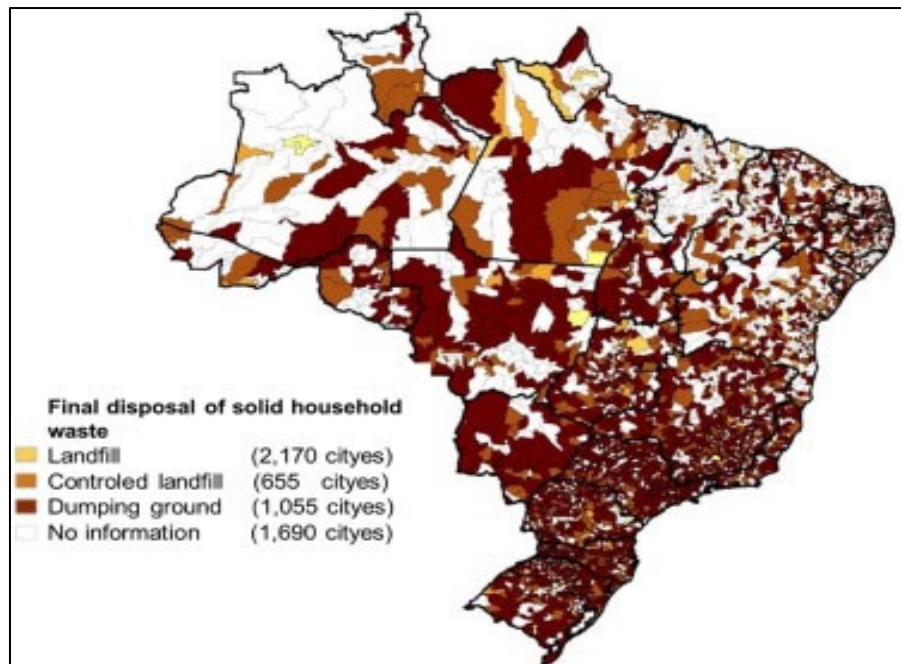
alguns aterros também servem como armazenamento temporário de resíduos e possuem instalações de contenção para consolidação, transferência e processamento de resíduos, como triagem, reciclagem e tratamento. Os aterros sanitários também podem atuar como locais específicos para disposição de resíduos sólidos urbanos que podem ser monitorados para processamento de resíduos e classificação de materiais recicláveis antes do depósito.

Embora os aterros sanitários sejam o método preferido para disposição de RSU, a falta de espaço para essas unidades em cidades altamente metropolitanas e países em desenvolvimento está levando à implementação de opções de conversão de resíduos em energia para a reciclagem de resíduos sólidos urbanos.

3.2.1 Disposição final de RSU no Brasil

De acordo com [57] 36,8% dos municípios possuem coleta seletiva. A Figura 3 ilustra a destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil, mostrando que a maioria dos municípios brasileiros faz o descarte dos resíduos em aterros sanitários, seguidos de lixões e aterros controlados.

Figura 3 – Disposição final de RSU No Brasil



FONTE: (SNIS,2020)

No Brasil, a disposição final de RSU em aterros sanitários é comumente aplicada para o seu tratamento LUZ *et al.*, [58]. Esse descarte muitas vezes é feito em áreas inadequadas, afetando de maneira negativa o meio ambiente ALFAIA *et al.*, [59]. A maior parte desses aterros é administrada por empresas privadas contratadas pelos municípios, que pagam pela massa de material depositado [60]. Apenas 44,8% dos municípios cobram por esse serviço, o que cobre 57,2% dos custos relacionados ao descarte [57].

Estudos de viabilidade com estimativa de cobranças para destinação de resíduos em energia têm sido realizados no Brasil, com instalações de geração de energia, estimando valores mínimos de contribuição dos contribuintes Luz *et al.*, [58], ou estimando mudanças nos valores de cobrança de energia, considerando, digestão anaeróbica e incineração Dos Santos *et al.*, [61], ou incineração para diferentes grupos populacionais Silva *et al.*, [62] ou com gás de aterro sanitário PIN *et al.*, [63].

3.2.2 Aterros Sanitários no Mundo

O número de aterros sanitários ativos e fechados na União Europeia está entre 150.000 e 500.000, que servem como depósito para grandes quantidades de resíduos sólidos urbanos gerados na Europa JONES *et al.* [64]. Em particular, mais de 150.000 aterros sanitários na Europa contêm de 30 a 50 bilhões de metros cúbicos de resíduos sólidos urbanos [65]. Nos EUA, mais de 33 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos são incinerados e mais de 136 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos são depositados em aterros todos os anos [66].

No entanto, o aterro de resíduos sólidos urbanos caiu de 89% em 1980 para menos de 53% em 2014 nos EUA devido aos avanços nas tecnologias de reciclagem, compostagem, incineração e recuperação de energia. Algumas estimativas mostram que tanto os EUA [67] quanto o Canadá [68] individualmente têm mais de 2.000 aterros sanitários ativos para descartar seus resíduos sólidos urbanos, enquanto o Canadá tem mais de 2.000.

No Canadá, todos os anos, quase 97% dos resíduos sólidos os resíduos sólidos após o desvio, ou seja, reciclagem e compostagem, bem como recuperação de energia, são aterrados, o que se aproxima de 24 milhões de toneladas [68]. Cerca de 60% dos resíduos sólidos urbanos gerados na Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico ou nos países da OCDE também são aterrados [2]. Esses aterros também

podem ser transformados de “armazéns de resíduos” em “centrais de energia” com a implementação de tecnologias integradas eficientes para fornecer energia verde e materiais secundários.

3.2.3 Aterros Sanitários no Brasil

Os aterros sanitários são o principal destino dos resíduos sólidos coletados de residências, indústrias e comércios no Brasil, com um volume de aproximadamente 78 milhões de toneladas em 2014. A geração de resíduos sólidos aumentou mais de 2,9% desde 2003, o que é extremamente preocupante na comparação com taxa de crescimento populacional de 0,9% no mesmo período [69].

Quanto às unidades de processamento de resíduos sólidos, Brasil [27] explica que é considerada como unidade de processamento toda a instalação em que pode haver ou não equipamentos eletromecânicos em que os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) possam ser submetidos a alguma modalidade de processamento, que pode ser dos métodos mais simples aos mais sofisticados. Se tratando do tratamento dos resíduos sólidos, ou disposição no solo, é possível analisar o cenário do Brasil, conforme a Tabela 1.

Tabela 2 - Unidades de Tratamento/Disposição no solo de RSU no Brasil

Tipo de Unidade	Quantidade	Valor Relativo (%)
Lixão	1572	46,65
Aterro Sanitário	669	19,85
Aterro Controlado	595	17,66
Aterro de RCC	78	2,31
Usina de Compostagem	77	2,28
Unidades de Reciclagem de RCC	47	1,39
Unidade de Tratamento por Microondas ou Autoclave	22	0,65
Unidades de Incineração	19	0,56
Valas específicas para RSS	16	0,47
Fornos apropriados para queima	2	0,06
Otras unidades	273	8,10
Total	3370	100

É possível verificar, ainda, uma predominância na existência de lixões por todo o Brasil. A PNRS [35] define que em instrumentos como o Plano Nacional de Resíduos Sólidos e nos Planos Estaduais de Resíduos Sólidos devem ter como conteúdo metas para a eliminação e recuperação de lixões, com inclusão social e emancipação econômica de materiais reutilizáveis e recicláveis.

Informações da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Urbana e Resíduos Especiais [29] relatam que no ano de 2021 foram gerados 82,47 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos no Brasil, com uma geração per capita de 381 kg/hab.ano.

Nos lixões não há qualquer tipo de controle sob os fenômenos e reações, de diversas origens, que ocorrem entre o material depositado e o meio ambiente, além dos seus subprodutos representarem efetivo risco aos recursos hídricos, ao solo e à atmosfera local. Estimativas do SNIS [28] revelam que 46,96 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos foram despejadas em lixões no ano de 2021. Ou seja, aproximadamente 57% dos RSU gerados no Brasil são encaminhados para unidades de disposição inadequadas.

3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Considerando que a disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários é a estratégia de gestão de resíduos mais comum, envolvendo menores custos e baixos requisitos de manutenção, deve-se atentar para a geração de lixiviados, uma vez que uma tonelada de resíduos pode gerar entre 0,05 e 0,2 toneladas de lixiviado durante o processo de estabilização no aterro WANG et al. [70].

O lixiviado é o efluente aquoso gerado a partir de resíduos sólidos devido à sua alteração física, química e biológica em aterros sanitários Youcai [71] e é considerado como uma sopa química de matéria orgânica dissolvida, compostos orgânicos xenobióticos, diferentes ânions e cátions e metais pesados CHRISTENSEN et al., [72]. Dentre os diferentes componentes do chorume de aterro, os metais pesados são não biodegradáveis, capazes de deteriorar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas e tóxicos mesmo em baixo nível para o sistema biológico [73,74, 75, 76]. Os metais pesados também são persistentes, bioacumulativos e tóxicos, além de desreguladores endócrinos e cancerígenos KIBRIA et al. [77]. Por outro lado, a matéria orgânica dissolvida, que constitui uma grande parte do chorume, tem potencial para se ligar ao metal pesado e, conseqüentemente, desempenha um papel significativo na biodisponibilidade desses metais nos ambientes aquáticos [78-79].

A composição do lixiviado e a carga poluente podem flutuar significativamente ao longo do tempo. No entanto, quatro grupos principais de poluentes são frequentemente

utilizados para caracterizar os lixiviados, Kjeldsen et al. [80]: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), metais pesados (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas etc.) etc. Além da determinação desses contaminantes, outros parâmetros também podem ser avaliados ao caracterizar lixiviados, como cor, turbidez, pH, condutividade e sólidos suspensos totais e voláteis (TSS e VSS, respectivamente), entre outros. A composição detalhada do lixiviado dos resíduos sólidos urbanos é apresentada na Tabela 2.

Tabela 3 - Composição do lixiviado de resíduos sólidos urbanos

Componentes	Faixa	Unidade
pH	7.29–8.61	mg/L
DQO	580–1821	mg/L
DBO	76–701	mg/L
SST	191–740	mg/L
SSV	72–329	mg/L
Nitrogênio total	95–401	mg/L
nitrogênio orgânico	29–46	mg/L
Nitrogênio de amônia	66–364	mg/L
Fósforo Total	1,4–15,7	mg/L
Magnésio	126–419	mg/L
Cálcio	192–430	mg/L
Cloretos	490–1190	mg/L
SVD	1248–2175	mg/L
STD	2969–6384	mg/L
Cádmio	0,022–0,13	mg/L
Zinco	0,22–0,435	mg/L
Cromo	0,05–0,08	mg/L
Mercúrio	0,005–0,017	mg/L
Etilbenzeno	2.4–89	µg/L
xileno	9.3–225	µg/L
Tolueno	0,3–182	µg/L

FONTE: (KULIKOWSKA & KLIMIUK, 2008)

De acordo com Andrade [82] o lixiviado gerado em aterros passa por várias etapas que são regidos pelo processo de decomposição dos resíduos aterrados: 1) fase aeróbia,

2) fase anaeróbia não metanogênica, 3) fase anaeróbia metanogênica transiente e 4) fase anaeróbia metanogênica permanente [83, 84, 85].

Dentro do aterro, a decomposição da matéria orgânica gera uma variedade de compostos que constituirão a composição do chorume. As substâncias húmicas são formadas através de complexas reações químicas e biológicas durante o processo de humificação e, devido às ligações covalentes das frações alifática e aromática, essas substâncias são hidrofílicas no meio [80, 85].

Como resultado da diversidade de precursores, tipos de resíduos e condições ambientais, as substâncias húmicas são macromoléculas com estruturas muito heterogêneas, muitas vezes representadas por ácidos húmicos e fúlvicos. A concentração de ácido fúlvico varia de 6 a 30% em lixiviados aeróbicos e anaeróbicos. O isolamento e a purificação do lixiviado podem ajudar na melhor caracterização da matéria orgânica dissolvida presente COLLADO et al., [86]. A matéria orgânica dissolvida de águas subterrâneas poluídas por chorume mostrou a presença de ácido fúlvico (49%), ácidos húmicos (8%) e componentes hidrofílicos (25%) COLLADO et al., [86]. O lixiviado contém 95% de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular e 1,3% de ácidos de alto peso molecular [87]. Além disso, contém várias aminas voláteis e compostos alcoólicos. Observou-se que durante a metanogênese compostos como ácidos graxos voláteis, aminas e álcoois estavam ausentes.

Além disso, a idade do aterro influencia muito sua formação, com maiores concentrações de ácidos húmicos sendo frequentemente encontradas em lixiviados mais antigos em comparação com os ácidos fúlvicos. Alguns autores também apontam que as substâncias húmicas são resistentes à degradação biológica, necessitando de tratamentos mais específicos, uma vez que os múltiplos estados redox aumentam sua recalcitrância [85].

3.3.1 Metais Pesados presentes no Lixiviado

A denominação de "metais pesados" está relacionado aos elementos metálicos cuja densidade é superior a 5 g.cm^{-3} . Entre todos os elementos químicos, existem aqueles essenciais à vida, e alguns até que são muito tóxicos e perigosos como o arsênio, mercúrio, chumbo [88-89]. Metais pesados potencialmente tóxicos são onipresentes no

meio ambiente e têm sido amplamente relatados em sedimentos, águas superficiais e organismos aquáticos [90-91]. E são frequentemente detectados em lixiviados de aterros sanitários, aterros de resíduos perigosos, bem como lixões de resíduos sólidos [92-93]. Compostos químicos tóxicos, como metais pesados e compostos orgânicos, são liberados na atmosfera e no meio ambiente quando os resíduos sólidos urbanos são queimados ou despejados a céu aberto Essien et al., [94].

Conforme Förstner e Wittmann [95], os elementos químicos podem ser divididos em três classes: Classe 1- pouco tóxico; Classe 2 - tóxico, mas muito insolúvel ou muito raro; e Classe 3 - muito tóxico e relativamente disponível. No Quadro 2, apresenta-se a classificação de alguns elementos químicos em função da sua toxicidade.

Quadro 2 - Classificação dos elementos químicos em função da toxicidade

Pouco Tóxico	Tóxico	Muito Tóxico
Na – Sódio	Ti –Titânio	Be – Berílio
K – Potássio	Hf – Háfnio	As – Arsênio
Mg – Magnésio	Zr – Zircônio	Au – Ouro
Ca – Cálcio	Ba – Bário	Ni – Níquel
Fe – Ferro	Os – Ósmio	Zn – Zinco
Al – Alumínio	Ir – Irídio	Cd – Cádmio
Rb – Rubídio	Nb – Nióbio	Ag – Prata
Sr – Estrôncio	Ta – Tântalo	Hg – Mercúrio
Cl – Cloro	Re – Rênio	Pb – Chumbo

FONTE: Adaptado de Förstner e Wittmann (1983)

Foi relatado que lixiviados de aterro sanitário liberam metais tóxicos no meio ambiente, representando sérias ameaças para as terras e águas subterrâneas e, em seguida, para as águas superficiais Essien et al., [94]. Mesmo que o impacto do lixiviado gerado seja reduzido até certo ponto a partir da fonte de sua geração, ainda pode trazer efeitos deletérios ao meio ambiente e à saúde pública por meio de tóxicos acumulados na superfície subjacente e na contaminação das águas subterrâneas. Além disso, a presença de resíduos orgânicos de carbono pode influenciar o sabor e o cheiro da água subterrânea, enquanto os compostos nitrogenados podem desencadear a eutrofização nas águas superficiais [96- 97].

Cerca de 2,8 milhões de toneladas métricas de resíduos eletrônicos contendo mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) são gerados a cada ano, os quais são descartados em aterros sanitários, terras agrícolas e corpos d'água [98]. A presença de metais pesados em fertilizantes Yusuf et al. [99] e atividades antrópicas como agricultura e atividades industriais aumentam os teores de chumbo (Pb) e níquel (Ni) nos solos e águas que têm efeitos sobre os teores de metais na fração orgânica.

Os metais presentes na fração orgânica descartados como resíduos sólidos também podem contribuir para o alto nível de metais no lixiviado do aterro. Na composição, a matéria orgânica dissolvida é uma fração importante de lixiviado que contribui com mais de 85% da matéria orgânica total em termos de carbono orgânico em lixiviados ZHANG et al. [100]. Ela tem a capacidade potencial de ligar metais pesados que afetam sua especiação WU et al. [101]. Em estudo anterior, descobriu-se que uma fração considerável de metal pesado estava associada à matéria orgânica dissolvida de lixiviado de aterro [102]. Forte afinidade de substâncias húmicas a matéria orgânica dissolvida para metais pesados foi encontrada devido à presença de grande número de grupos funcionais em suas estruturas [103-104] que ajudam a formar complexos a matéria orgânica dissolvida-metal. No ambiente aquático e no solo, os complexos a matéria orgânica dissolvida-metal podem alterar completamente a biodisponibilidade e o transporte de muitos metais tóxicos [105].

Os metais pesados presentes no lixiviado do aterro são de baixa concentração. A baixa concentração de metais pesados se deve à sorção e precipitação desses metais pesados. Estudos têm mostrado que resíduos ricos em matéria orgânica abrigam bactérias metanogênicas que podem absorver esses metais pesados [106]. Os componentes aniônicos como sulfetos (originados da redução do sulfato) e carbonatos estão tipicamente presentes em aterros sanitários. Esses sulfetos e carbonatos podem interagir e precipitar o cádmio (Cd), níquel (Ni), zinco (Zn), cobre (Cu) e chumbo (Pb) YAO *et al.*, [107]. Os carbonatos estão presentes em grande quantidade nos aterros sanitários, os quais têm maior solubilidade a metais do que os sulfetos, embora a precipitação de sulfetos domine a imobilização de metais pesados. Mas não é capaz de precipitação de cromo. O cromo só é precipitado por hidróxidos. Em pH neutro ou alto, hidróxidos e fosfatos também podem formar precipitados com metais pesados. A sorção para colóides

e a complexação com ligantes inorgânicos e orgânicos também são mecanismos conhecidos para a imobilização de metais pesados. De acordo com Lee *et al.*, [108], um estudo relatou que a fração coloidal é altamente associada a metais pesados. Observou-se que concentração significativa de cromo, chumbo e zinco são encontrados na fração coloidal.

3.3.2 Importância e Nocividade dos metais para a saúde humana

Os metais comuns pertencem a um grupo de elementos químicos predominantemente sólidos, com exceção do mercúrio, que é líquido à temperatura ambiente. Esses metais são caracterizados por várias propriedades físicas distintas, incluindo brilho metálico, dureza, cores que variam do amarelado ao prateado, e alta condutividade elétrica e térmica. Eles também exibem maleabilidade, permitindo que sejam moldados sem quebrar, e possuem elevados pontos de ebulição e fusão, indicando sua estabilidade térmica [109]. Na natureza, os metais comuns são encontrados em grande abundância, especialmente no solo. Eles ocorrem em várias formas e composições químicas, muitas vezes associados a minerais e rochas. A presença e distribuição desses metais no solo dependem de fatores geológicos, climáticos e biológicos, influenciando sua disponibilidade para processos ecológicos e industriais.

Estudos têm mostrado que a adsorção de metais no solo pode variar significativamente, dependendo das condições químicas e físicas do ambiente. Certas espécies metálicas são adsorvidas em maior quantidade, geralmente por meio de complexação com a matéria orgânica presente no solo. A matéria orgânica, composta de resíduos vegetais e animais em decomposição, possui grupos funcionais que podem formar complexos estáveis com íons metálicos. Isso aumenta a retenção de metais no solo e afeta sua mobilidade e disponibilidade para plantas e organismos [110]. A capacidade de adsorção dos metais pelo solo é crucial para a compreensão de seu comportamento ambiental. Metais como ferro, cobre, zinco e manganês, essenciais para o crescimento das plantas e a saúde dos organismos, podem ser disponibilizados através desses processos de adsorção e complexação. No entanto, a presença excessiva de metais pesados, como chumbo, cádmio e mercúrio, pode resultar em contaminação ambiental e riscos à saúde humana e animal.

Além disso, a interação entre metais e matéria orgânica do solo é um fator determinante para práticas agrícolas e de remediação ambiental. Técnicas de biorremediação, por exemplo, utilizam a capacidade natural de certas plantas e microrganismos para imobilizar ou extrair metais do solo, minimizando seu impacto ambiental. Compreender os mecanismos de adsorção e complexação ajuda a desenvolver estratégias eficazes para a gestão e remediação de solos contaminados. Em resumo, os metais comuns desempenham um papel fundamental tanto em processos naturais quanto em aplicações tecnológicas e industriais. Sua abundância e comportamento no solo são influenciados por complexas interações químicas e biológicas, destacando a importância de estudos contínuos para gerenciar seus impactos ambientais e aproveitar suas propriedades para benefício humano.

Segundo Pinto [111], metais de origem antropogênica podem ser introduzidos no ambiente através de fertilizantes, pesticidas, atividades agrícolas, queima de combustíveis fósseis, e produtos como baterias, pigmentos, tintas, usos médicos e aditivos de combustíveis e lubrificantes. Essas atividades aumentam a produção de compostos de metais pesados. Leite, Bernardes e Oliveira [112] afirmam que há um aumento significativo na adsorção desses metais na natureza devido à presença de materiais complexos como papéis, vidros, plásticos, orgânicos e ligas metálicas.

O ferro, zinco, manganês e cromo são essenciais para os seres vivos, pois ajudam no funcionamento das enzimas e na precisão das atividades corporais. No entanto, em grandes quantidades, podem ser tóxicos [113; 114; 115]. O alumínio, bário e níquel são considerados tóxicos, podendo causar intoxicações agudas ou crônicas [113; 116]. O boro é possivelmente essencial, mas suas funções biológicas ainda estão sendo estudadas [113;115].

O chumbo é um dos contaminantes ambientais mais comuns devido a várias atividades industriais que contribuem para sua ampla distribuição. Seu uso abrange baterias, equipamentos médicos como roupas de proteção contra raios-X, instalações nucleares, além de aplicações em telhados, tubulações e revestimentos devido à sua resistência à corrosão. Como resultado dessa exposição, todos os seres humanos possuem algum nível de chumbo em seus organismos [117].

Entretanto, o chumbo não tem nenhuma função fisiológica conhecida e seus efeitos tóxicos são bem documentados, afetando quase todos os órgãos e sistemas do corpo humano Xie et al., [118]. A fisiologia do chumbo em humanos é de grande interesse devido à sua toxicidade potencial. O chumbo inorgânico pode impactar diversos sistemas, especialmente o sistema nervoso e o hematopoiético, com manifestações clínicas que variam de acordo com a intensidade e duração da exposição, além da sensibilidade individual.

3.4 TECNOLOGIAS DE PRÉ-TRATAMENTO

A gestão de lixiviados de aterros sanitários é um empreendimento desafiador devido à presença de uma grande variedade de poluentes que são complexos, perigosos e resistentes ao tratamento. Além disso, as instalações de tratamento padrão são ineficazes na eliminação desses contaminantes do lixiviado. Os processos de tratamento de chorume de aterro são classificados em três tipos: oxidação avançada, tecnologias de tratamento físico e biológico.

3.4.1 Tecnologia de tratamento físico-químico

▪ COAGULAÇÃO

A coagulação/floculação é necessária para reduzir os sólidos suspensos totais, o conteúdo orgânico e a cor, a fim de melhorar a eficiência do tratamento subsequente. A cor escura do lixiviado é causada principalmente pela presença de altas concentrações de substâncias húmicas, que compõem a maioria dos compostos orgânicos no lixiviado AMOR *et al.*, [119]. A supressão ocorre porque os produtos da hidrólise catiônica neutralizam as cargas negativas nos colóides, o que permite que a força de atração de van der Waals induza a agregação de partículas coloidais para formar microflocos (SHER *et al.*, [120]. A coagulação com 1 g/L de Fe^{3+} como coagulante reduziu a COD em 65,7% e a TOC em 86,6%, respectivamente.

As concentrações de turbidez e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ também foram reduzidas em 87% e 15,2%, respectivamente. A remoção de Ag, Bi, Cr, Fe, P, Pt e Sn foi superior a 90%,

enquanto Al, As, Cd, Si, Ti, V, W e Zn ficaram na faixa de 40 a 85% DOLAR et al., [121].

▪ ADSORÇÃO

O processo de adsorção é importante para a remoção de metais pesados dos fluxos de rejeitos devido à sua alta eficiência em uma ampla gama de concentrações de íons metálicos, bem como ao fácil manuseio em condições de trabalho; cabe também destacar a seletividade e rapidez desse método [122; 123]. No entanto, a escolha de um adsorvente apropriado é crucial para a obtenção da recuperação total dos íons metálicos GHAEDI et al., [124]. Os adsorventes comumente utilizados são: carvão ativado, alumina, sílica e óxido férrico, e geralmente possuem alta capacidade de adsorção de metais. No entanto, são caros e difíceis de serem separados do efluente após o uso [125].

A adsorção é um processo no qual uma substância é concentrada em uma superfície sólida de seu ambiente gasoso ou líquido, a fim de separar os contaminantes da água [126]. Em um estudo de Poblete *et al.*, [127], a adsorção foi realizada utilizando carvão ativado derivado de resíduos de café. O tratamento erradicou efetivamente as flutuações na DQO e na concentração de cor durante o processo de adsorção, com porcentagens de eliminação de 68,5% e 56,8%, respectivamente. As altas capacidades de adsorção de cor e COD podem ser atribuídas à oxidação catalítica do material, que expande os microporos para mesoporos, aumentando a capacidade de adsorção. Além disso, o pré-tratamento de adsorção diminuiu as concentrações iniciais de COD e cor, aumentando consideravelmente a eficácia do AOP solar e, portanto, recomendado. Poblete e Pérez [128] em outro estudo usaram serragem ativada para o pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. As concentrações de poluentes na serragem ativada diminuíram 33,7%, 18,3%, 87%, 19,5%, 70,2% e 61,1%, respectivamente, para COD, ácido húmico, amônio, cor, ferro e cobre. Akay et al., [129] usaram biochar feito de resíduo lenhoso, onde as melhores condições para remover COD do lixiviado foram 140 min de tempo de tratamento, 31 °C e 1,95 g de biochar, o que resultou em 75,5% de remoção de COD. A concentração de $\text{NH}_4^+ \text{N}$ foi reduzida em 23% nessas circunstâncias.

▪ PRECIPITAÇÃO QUÍMICA

A precipitação química tem sido empregada para remover $\text{NH}_3\text{-N}$, metais pesados e moléculas orgânicas não biodegradáveis de lixiviados de aterros sanitários. Isso é possível devido à eficiência do processo, comodidade e baixo custo. Os processos químicos convertem os íons dissolvidos em uma solução em uma fase sólida insolúvel como resultado de uma reação química. Normalmente, os precipitados metálicos da solução assumem a forma de hidróxido.

Dependendo do alvo de remoção [$\text{NH}_3\text{-N}$ ou metal pesado], o precipitante é frequentemente estruvita, fosfato de amônio e magnésio (MAP) ou cal [130-131]. Em pH 9, as condições ideais para a síntese bem-sucedida de estruvita foram estabelecidas por Barnes et al., [132], com eficiência de remoção de amônia de 97,8%, DBO aceitável 5 /DQO aumento da razão de 0,35 para 0,66 e remoção de DQO de 50%. A adsorção física e química de produtos químicos tóxicos e metais pesados no precipitado gerado durante o processo MAP melhorou a biodegradabilidade do lixiviado do aterro.

3.5 PROCESSOS AVANÇADOS DE OXIDAÇÃO

A oxidação avançada como uma estratégia potencial para enfrentar o desafio ecológico de poluentes orgânicos recalcitrantes. Tecnologias avançadas de oxidação têm sido amplamente empregadas como uma fase de pré-tratamento em medicamentos químicos e orgânicos para ajudar a transformar produtos químicos naturais biorresistentes em formas biodegradáveis com o objetivo de mineralização total ([133-134].

3.5.1 A Reação de Fenton

A reação de H_2O_2 e Fe^{2+} produz o radical OH na reação de Fenton. O potencial de oxidação-redução do radical OH é de 2,8 V, o que permite eliminar a maioria dos contaminantes orgânicos da água WU et al., [135]. O processo de redução de Fe pode servir como uma etapa de pré-tratamento para a degradação orgânica, convertendo compostos orgânicos macromoleculares em compostos orgânicos de moléculas pequenas. Como resultado, o óxido de Fe^{2+} é produzido para a reação de Fenton. Além disso, sendo uma espécie oxidativa poderosa, a radical hidroxila pode mineralizar totalmente os compostos orgânicos micromoleculares formados pelo processo de redução do Fe CHEN et al., [136].

Uma investigação foi realizada por Lopez et al., [137] para avaliar a eficácia do reagente de Fenton ($\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}^+$) em melhorar a biodegradabilidade de lixiviados de antigos aterros municipais. A porcentagem máxima de DQO eliminada pelo pré-tratamento de Fenton foi de aproximadamente 60% da DQO inicial, ou seja, 10540 mg/L. A relação DBO5/DQO foi elevada de seu valor original de 0,2 para 0,5, o menor valor compatível caso fosse feito tratamento biológico adicional.

Chen usou uma combinação de micro-ondas e Fenton para o processo de pré-tratamento, eficiência de eliminação de COD, UV 254 e CN na combinação de micro-ondas $\text{Fe}^\circ/\text{H}_2\text{O}_2$ processos foram 58,70%, 85,69% e 88,30%, respectivamente; em comparação com outros tratamentos, este foi considerado o método mais eficiente na degradação de compostos orgânicos. A geração de lodo também foi muito menor em comparação com os outros processos estudados, devido à diminuição da síntese de íons de ferro do Fe° de liberação lenta CHEN et al., [136].

3.6 NORMAS LEGAIS DE USO DA ÁGUA E FINALIDADE

Neste trabalho, foram utilizadas as normas legais representadas pelas Portarias nº 357/2005 [138], 396/2008 [139] e 430/2011[140] do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Essas normas foram empregadas para comparar os padrões de lançamento de efluentes sanitários, para o enquadramento de águas superficiais, bem como para a classificação e diretrizes ambientais destinadas ao enquadramento das águas subterrâneas.

De acordo com o CONAMA [135], as águas superficiais podem ser utilizadas para uma variedade de fins, incluindo abastecimento humano, dessedentação de animais, recreação de contato primário e secundário, irrigação, navegação, entre outros. Além disso, é possível citar o uso das águas superficiais para o lançamento e diluição de efluentes, desde que os efluentes sejam tratados de acordo com os limites de concentração de poluentes definidos pela resolução aplicável. Para cada tipo de uso da água, são estabelecidos valores padronizados para cada parâmetro, os quais devem ser seguidos rigorosamente, visando a preservação do meio ambiente e a proteção da saúde pública.

3.6.1 Resolução CONAMA nº 357/2005

O enquadramento dos corpos de água é um instrumento estabelecido nas Políticas de Recursos Hídricos, tanto em âmbito nacional quanto estadual. Além disso,

outros instrumentos normativos internacionais abordam esse tema, regulamentando a qualidade da água desejada para diferentes atividades específicas que visam atender às necessidades [141]. O enquadramento de águas tem como objetivo garantir que as águas possuam uma qualidade compatível com os diversos usos a que se destinam, ao mesmo tempo em que busca reduzir os custos associados ao controle da poluição hídrica.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 [138], os corpos d'água são classificados em água doce (com salinidade igual ou inferior a 0,5‰), água salobra (com salinidade entre 0,5 e 30‰) e água salina (com salinidade acima de 30‰). Essa classificação é subdividida em classes, onde, na ausência de um enquadramento específico, as águas doces são consideradas como Classe 2 e as salobras e salinas como Classe 1 [138]. A Resolução CONAMA nº 357/2005 [138] tem sido amplamente utilizada pela comunidade científica e tornou-se uma referência importante para a realização de pesquisas acadêmicas em qualidade das águas, conforme destacado por Cunha *et al.* [142].

3.6.2 Resolução CONAMA nº 396/2008

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 396, de 3 de abril de 2008 [139], estabelece a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, além de definir diretrizes para a prevenção e o controle da poluição dessas águas. Esse documento representa um marco histórico na gestão das águas subterrâneas no Brasil, proporcionando diretrizes claras e normativas para garantir a sua preservação e o uso sustentável desse importante recurso hídrico.

Na Resolução CONAMA nº 396 [139], o enquadramento é estabelecido como uma meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser alcançado ou mantido em um aquífero, conjunto de aquíferos ou porção desses. As classes são definidas com base em um conjunto de condições e padrões de qualidade, representados pelos Valores de Referência de Qualidade (VRQ) e Valores Máximos Permitidos (VMP), os quais visam atender aos usos preponderantes atuais e futuros das águas subterrâneas. Essas classes são determinadas levando-se em consideração não apenas as condições presentes, mas também as projeções de utilização futura desses recursos hídricos, garantindo assim a sua proteção e uso sustentável ao longo do tempo.

3.6.3 Resolução CONAMA nº 430/2011

A Resolução CONAMA nº 430/2011 [140] complementa a Resolução CONAMA nº 357/2005 ao estabelecer condições e padrões para o lançamento de efluentes. De acordo com o CONAMA [140], os parâmetros para caracterização do percolado como efluente apto para ser lançado em corpos d'água são determinados na Seção II, artigo 16, que define os valores máximos permitidos (VMP) para diversos parâmetros, presentes nas subseções I e II.

Esses parâmetros incluem uma variedade de metais, conforme especificado na Tabela I, além de abordar a presença de fósforo (artigo 17) e os efeitos tóxicos dos efluentes nos organismos presentes no corpo receptor (artigo 18). Este último trata do parâmetro CECR - Concentração do Efluente no Corpo Receptor e dos testes de Ecotoxicidade [143].

Os estudos conduzidos por Zelic [143] e Los et al. [144] realizaram comparações entre os resultados das análises físico-químicas de compostos provenientes de lixões e aterros sanitários com as concentrações de referência estabelecidas na Resolução CONAMA nº 430/2011 [140]. Dado que a matriz de análise se trata de efluentes provenientes de atividades como aterros sanitários, torna-se possível comparar os resultados das análises físico-químicas com os valores de referência estipulados na norma legal.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

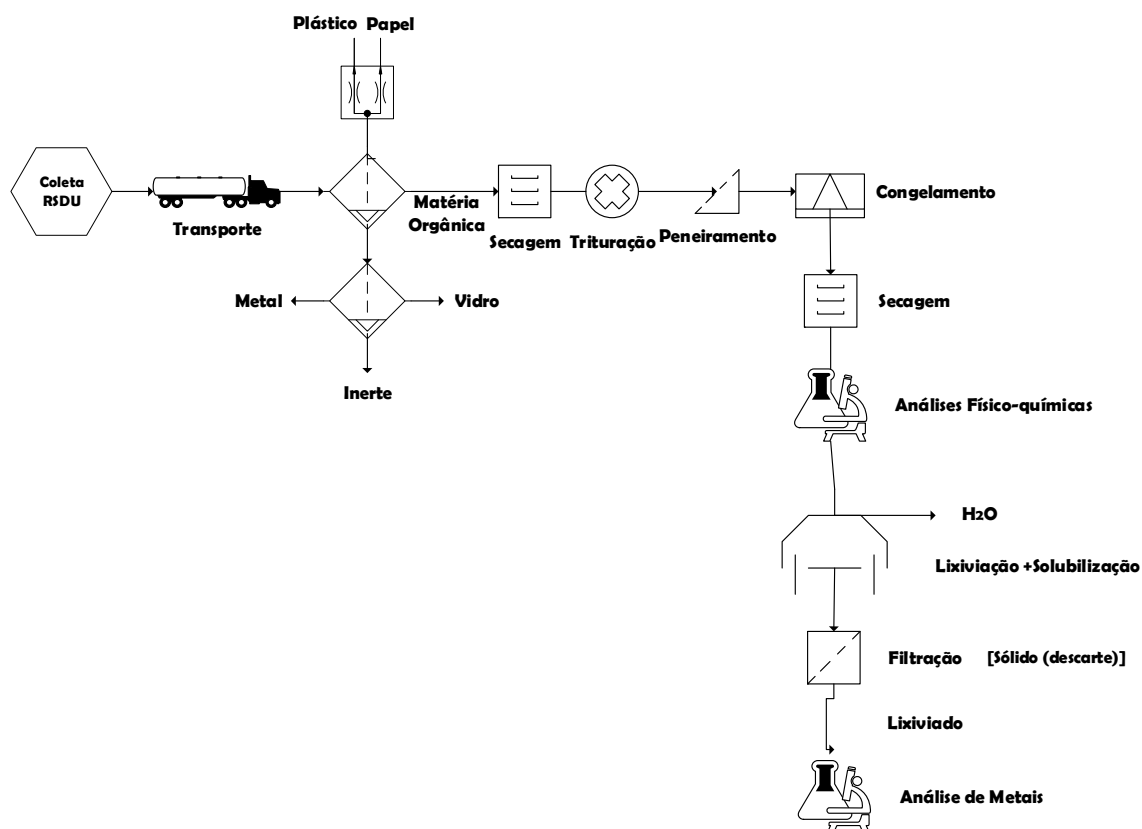
Neste tópico do trabalho é apresentada a metodologia para alcançar os objetivos propostos na presente pesquisa. Esta se dividiu em seis etapas, sendo que o desenvolvimento da pesquisa experimental se deu início no ano de 2021. Na Figura 4 tem-se o resumo metodológico das etapas e atividades desenvolvidas na pesquisa.

Figura 4 - Resumo metodológico desenvolvido na pesquisa

R E S U M O M E T O D O L Ó G I C O	1ª Etapa Acervo de produções técnicas	Obtenção de informações disponibilizadas em relatórios, planos municipais, estudos técnicos sobre a composição gravimétrica de RSU
	2ª Etapa Caracterização da área de estudo nos anos de 2021-2022 e Elaboração de um plano de ação	Caracterização da área e definição dos bairros em setores a serem amostrados e elaboração de um plano viável e adequado que deverá contemplar as atividades concernentes as amostras de RSU
	3ª Etapa Coleta e Composição gravimétrica	Definição da quantidade de material a ser coletado e preparação da campanha de caracterização e critérios de classificação dos materiais constituintes nos RSU
	4ª Etapa Pré-tratamento das amostras	Secagem, trituração, peneiramento e resfriamento das amostras
	5ª Etapa Determinações Laboratoriais	Caracterização físico-química e determinação da série de metais no lixiviado
	6ª Etapa Análise dos dados	Discussão dos resultados por meio de gráficos e tabelas

O fluxograma do processo ilustrado na Figura 5 resume de forma geral a estratégia aplicada, bem como a metodologia utilizada no processo, descrita de forma sistemática numa sequência lógica de ideias, métodos e procedimentos envolvendo todas as etapas do processo, para o descarte sustentável e caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) por meio de análises físico-químicas e análise de metais do lixiviado.

Figura 5 – Fluxograma de estratégia adotada na pesquisa



4.1 ACERVO DE PRODUÇÕES TÉCNICAS

Nessa etapa, foram pesquisadas publicações acadêmicas e técnicas a fim de levantar dados referenciais sobre a composição gravimétrica de RSU adotados no Brasil e em outros países. Para isso, foram consultadas fontes, dentre as quais estão [53, 145,146,147,148,149,150,151]

4.2 LEVANTAMENTO DE CAMPO

4.2.1 Área de estudo e Conhecimento do Fluxo de Resíduos dos Itinerários de Coleta

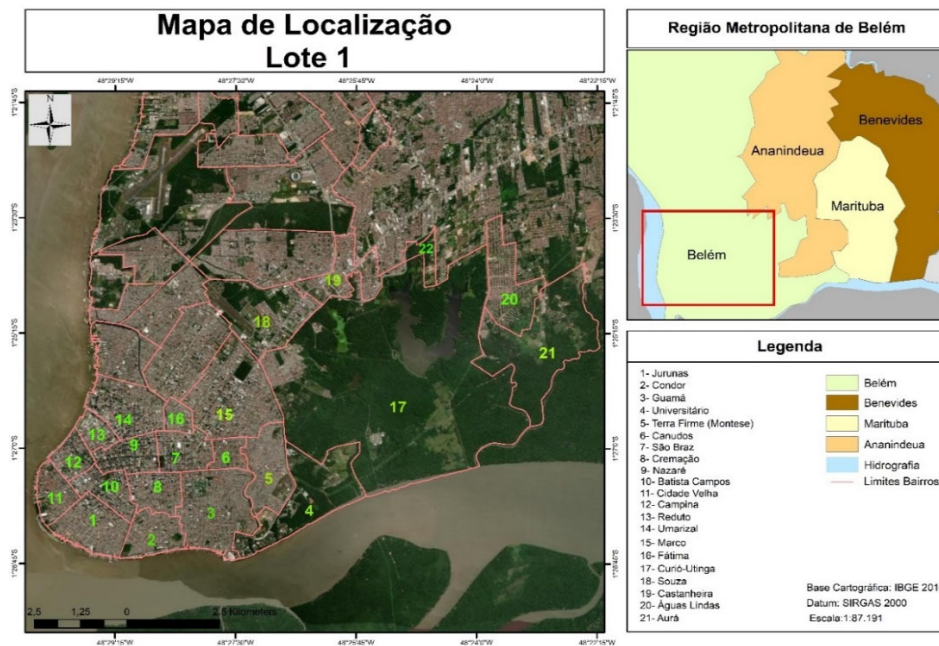
Este trabalho adota uma metodologia similar à de Assunção et al. [53] e Pereira et al [149], definindo a área de estudo como o município de Belém/Pará, onde a prestação de serviços de coleta de resíduos sólidos é realizada pela empresa TERRAPLENA LTDA,

responsável pelo Lote 1, conforme o Plano Municipal de Saneamento Básico de Belém [150]. Compreender o contexto específico das condições de saneamento básico nessa região é crucial. A área de estudo inclui 21 bairros que abrangem uma parte significativa da cidade e conta com 37 itinerários, indicando a extensão da cobertura da empresa TERRAPLENA LTDA na prestação de serviços relacionados ao saneamento básico, como coleta de resíduos sólidos, tratamento de água e esgoto, entre outros.

Essas informações são valiosas para avaliar a eficiência e abrangência dos serviços de saneamento na região, além de identificar desafios ou áreas que necessitam de melhorias. Os bairros atendidos pela empresa são (Figura 6): Cremação, Nazaré, Terra Firme, Batista Campos, Cidade Velha, Jurunas, Condor, Guamá, Universitário, Canudos, São Braz, Fátima, Reduto, Umarizal, Marco, Curió-Utinga, Aurá, Águas Lindas, Guanabara, Campina, Castanheira, além do distrito de Mosqueiro [150].

Considerar a diversidade socioeconômica dos bairros é crucial, pois isso impacta diretamente nas demandas e necessidades da população em relação aos serviços de saneamento básico. Ao analisar essa distribuição, é possível direcionar políticas públicas e investimentos de forma mais eficaz, visando melhorar as condições de vida e saúde das comunidades locais. Essa abordagem estratégica permite uma alocação mais precisa de recursos, atendendo às necessidades específicas de cada grupo demográfico e promovendo uma distribuição equitativa dos benefícios do saneamento básico.

Figura 6 – Mapa de Setorização dos bairros da TERRAPLENA

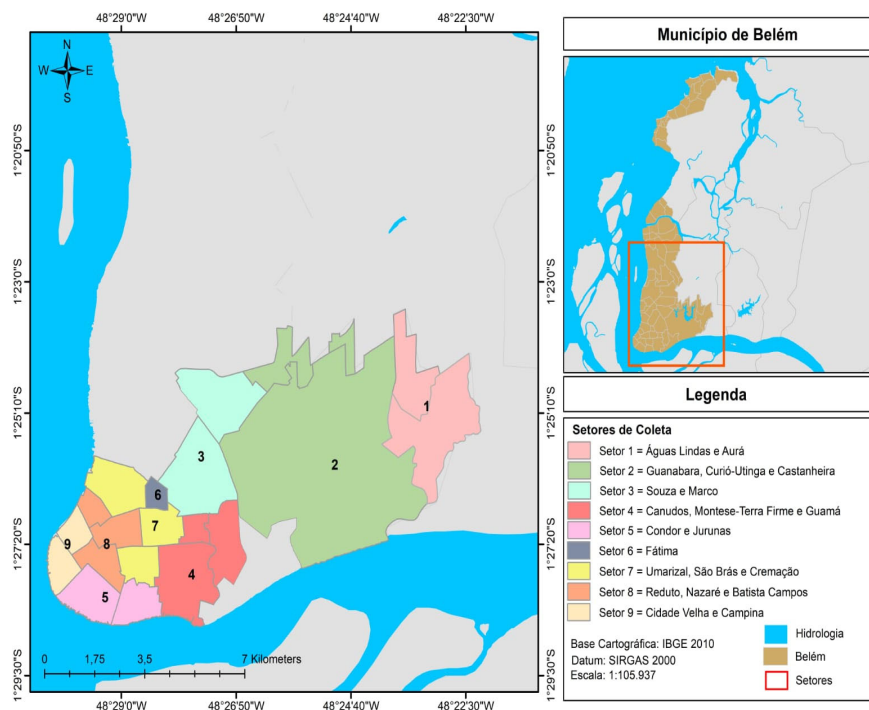


Para realizar uma caracterização abrangente dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em 21 bairros atendidos pela Empresa TERRAPLENA LTDA, foi desenvolvido um plano de trabalho completo e viável. Esse plano envolveu várias etapas, incluindo a análise quantitativa e qualitativa dos resíduos. Inicialmente, foram realizadas visitas aos bairros para entender o fluxo de resíduos e determinar o volume a ser coletado. Posteriormente, foram feitas amostragens dos resíduos recém-depositados, seguidas pelo transporte dessas amostras para locais específicos onde a composição gravimétrica foi determinada. Finalmente, as amostras foram preparadas para análises laboratoriais detalhadas. Esse plano abrangente permitiu uma compreensão profunda da natureza e da quantidade de resíduos em cada bairro, fornecendo uma base sólida para futuras estratégias de gestão de resíduos.

Nas visitas *in loco*, considerando a quantidade e a área de abrangência dos roteiros e a similaridade econômica entre alguns bairros, foi proposto o agrupamento dos 37 itinerários (roteiros) em nove (9) setores (Figura 7) que foram agregados de acordo com as características socioeconômicas e a proximidade geográfica entre os mesmos, para que se pudessem realizar as campanhas com o objetivo de realizar a análise gravimétrica

de toda a área de coleta e transporte exercida pela TERRAPLENA no município de Belém.

Figura 7 – Agrupamentos dos bairros em setores



Os bairros foram categorizados de acordo com a renda familiar, seguindo uma metodologia adaptada das diretrizes do IBGE [152] (Tabela 4). Essa metodologia classifica a população brasileira em cinco classes (A, B, C, D e E), utilizando o salário-mínimo como ponto de referência. É relevante ressaltar que, no município de Belém, não há bairros classificados nas classes A e B. A grande maioria dos bairros, cerca de 61%, está enquadrada na classe E (Tabela 5).

Tabela 4 - Classificação socioeconômica com base na renda familiar

Classificação Socioeconômica	
Classe	Renda familiar (em salários mínimos)
A	Acima de 20 salários mínimos
B	de 10 a 20 salários mínimos
C	de 4 a 10 salários mínimos
D	de 2 a 4 salários mínimos
E	até 2 salários mínimos

Tabela 5 - Bairros contemplados pela amostragem

Setor	Bairros	Renda nominal média*	População	Classificação Socioeconômica
Setor 1	Aura	R\$ 354,51	1.827	E
	Águas Lindas	R\$ 344,47	17.520	E
Setor 2	Curió-Utinga	R\$ 708,53	16.642	E
	Guanabara	R\$ 381,58	1.588	E
	Castanheira	R\$ 748,87	24.424	E
Setor 3	Souza	R\$ 1.291,02	13.190	D
	Marco	R\$ 1.326,37	65.844	D
Setor 4	Canudos	R\$ 821,81	13.804	E
	Terra Firme	R\$ 414,65	61.439	E
	Guamá	R\$ 525,80	94.610	E
Setor 5	Condor	R\$ 483,06	42.758	E
	Jurunas	R\$ 633,08	64.478	E
Setor 6	Fátima	R\$ 656,14	12.385	E
Setor 7	Umarizal	R\$ 1.991,17	30.090	D
	São Brás	R\$ 1.971,37	19.936	D
	Cremação	R\$ 1.093,94	31.264	D
Setor 8	Batista Campos	R\$ 2.537,63	19.136	C
	Nazaré	R\$ 3.036,30	20.504	C
	Reduto	R\$ 2.964,30	6.373	C
Setor 9	Campina	R\$ 2.035,60	6.156	D
	Cidade Velha	R\$ 1.235,27	12.128	D
População Total:			576.096	

Com a organização dos setores, conseguimos estabelecer a formação de regiões, que representam áreas maiores. Essas regiões foram consideradas como unidades para a amostragem de resíduos sólidos destinados às análises laboratoriais. Assim, determinamos a composição de três regiões, conforme apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 - Determinação do agrupamento dos setores em regiões

Região	Setores	Bairros
1	1, 2 e 3	Aurá, Águas Lindas, Curió-Utinga, Guanabara, Castanheira, Souza e Marco
2	4,5 e 6	Canudos, Terra Firme, Guamá, Condor, Jurunas e Fátima
3	7,8 e 9	Umarizal, São Brás, Cremação, Batista Campos, Nazaré, Reduto, Campina e Cidade Velha

4.2.2 Descrição dos Bairros Selecionados para a Amostragem

- **SETOR 1 (AURÁ E ÁGUAS LINDAS)**

O primeiro setor é composto por dois bairros de classe E, Aura e Águas Lindas. O bairro do Aurá, situado no Distrito Administrativo do Entroncamento, faz fronteira com Águas Lindas. Com uma população de 1.827 habitantes e uma densidade demográfica de 2.708,547 hab/ha² [152], o Aurá abrigava o antigo lixão do Aurá. Já o bairro de Águas Lindas, localizado no km 5 da BR-316, transita entre os municípios de Belém e Ananindeua. Este bairro possui 17.520 habitantes e uma densidade demográfica de 62.399,19 hab/ha² [152]. Ambos os bairros apresentam padrões habitacionais precários, embora haja a construção de condomínios verticais e horizontais ao lado de áreas inadequadas para habitação. A coleta de resíduos sólidos nesses bairros ocorre em dias alternados, tanto no período noturno quanto diurno.

- **SETOR 2 (GUANABARA, CASTANHEIRA E CURIÓ-UTINGA)**

O setor 2 abrange três bairros, todos classificados como classe E: Guanabara, Castanheira e Curió-Utinga. O bairro da Guanabara é uma das áreas mais urbanizadas da cidade, com aproximadamente 95% de suas ruas asfaltadas e drenadas. Possui uma densidade demográfica de 23.138,51 hab/ha² e uma população de 1.588 habitantes. O bairro do Castanheira apresenta um perfil socioeconômico misto, com uma predominância de população economicamente desfavorecida. Este bairro tem uma população total de 24.424 moradores e uma densidade demográfica de 114.456 hab/ha².

Por último, o Curió-Utinga é o maior bairro do município em extensão, porém tem uma população relativamente pequena em relação a outros bairros da capital, com 16.642 moradores e densidade demográfica de 5.462029 hab/ha² [152]. A maior parte da área é ocupada por mananciais e reservas verdes. A equipe do DRES/Sesan realiza a

coleta domiciliar na rua do Utinga e em passagens como Elvira e Matilde às segundas, quartas e sextas-feiras.

- SETOR 3 (SOUZA E MARCO)

Diferente dos primeiros dois setores, o setor 3 tem dois bairros de classe D, Souza e Marco. O bairro do Souza possui uma população de 13.190 habitantes e uma área de 4093712,23971 m², faz fronteira com os bairros da Marambaia, Curió-Utinga, Castanheira, Marco, Pedreira e Sacramento. É cercado por áreas militares como vilas, I COMAR e o 2º Batalhão de Infantaria de Selva, possui também o Aeroporto de Belém Brigadeiro Protásio que agora está desativado, além do mais, possui uma renda per capita de R\$ 1.291,02, segundo a classificação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [152].

Enquanto o Marco está localizado entre a periferia e o centro, faz fronteira com os bairros de Souza, Pedreira, Fátima, São-Brás, Canudos, Montes (Terra Firme) e Curió-Utinga. Sua população é de 65.844 habitantes, possui área de 49,312 m² e uma renda per capita de R\$ 1.326,37. Em seu espaço é situado o Bosque Rodrigues Alves, sedes de espaços de pesquisa e educação, além de prédios comerciais.

- SETOR 4 (CANUDOS, TERRA FIRME E GUAMÁ)

O setor 4 é formado por três bairros e todos são pertencentes a classe E: Canudos, Montes (Terra Firme) e Guamá. O bairro de Canudos é o menor bairro de Belém, porém conta com uma população de 13.804 habitantes e forte presença de famílias de baixa renda. Faz fronteira com bairros periféricos, grande parte de suas ruas não possui saneamento básico, portanto tende a ter mais depósitos irregulares de resíduos e, por fim, conta com uma densidade demográfica de 176.1822 hab/ha².

Montese (Terra firme) é um bairro localizado na zona sul de Belém, é um dos mais populosos da capital, também conhecido pela população como Terra Firme. O bairro é transversal, em toda a sua extensão, pelo Igarapé do Tucunduba e faz divisa com outros bairros da classe E, e um da classe D. Esse bairro é considerado pelo IBGE um aglomerado subnormal (área de ocupação espontânea). Sua densidade demográfica é de 24466.973 hab/ha² e população de 61,439 habitantes.

O Guamá é o bairro mais populoso do município, com 94.610 habitantes, alta densidade populacional de 22664.293 hab/ha² com condições socioeconômicas de média

para baixo. Sua área é bem diversificada, possui feiras, áreas comerciais, escolas e o cemitério Santa Izabel. A maior parte do bairro possui coleta de resíduos sólidos frequente, diária ou alternada.

- SETOR 5 (CONDOR E JURUNAS)

O setor 5 é formado pelos bairros Condor e Jurunas, ambos classe E. O bairro da Condor localiza-se entre os bairros do Jurunas, Guamá e Cremação e possui uma população de 42.758 habitantes. A ocupação do bairro se deu de maneira semelhante ao bairro do Jurunas, sendo uma área ocupada por ribeirinhos em busca de oportunidades. Atualmente, o bairro possui várias pequenas feiras e comércios, sendo uma área mista de habitações e comércios e possui renda per capita de R\$483,06. O Jurunas é um dos bairros mais populosos de Belém com cerca de 64.478 habitantes. O bairro está situado na zona sul de Belém, e é um dos bairros periféricos mais antigos da cidade. Faz limite com o bairro da Cidade Velha a oeste, o bairro Batista Campos ao norte, o bairro do Condor a leste e a Baía do Guajará ao sul.

- SETOR 6 (FÁTIMA)

O setor 6 é formado por apenas um bairro, o Fátima. É o menor bairro de Belém com uma área de 61.773 m² e uma população de 12.385 habitantes, possui renda per capita de R\$ 656,14 e é caracterizado como classe E. Está localizado entre os bairros Pedreira, Umarizal, São Brás e Marco. Segundo os dados do IBGE [152], sua área é composta por 12.567 populações residentes em casa. Além do mais, é composto por canais de drenagem localizados na Tv. Três de Maio e Tv. Antônio Baena e comércios locais.

- SETOR 7 (UMARIZAL, SÃO BRÁS E CREMAÇÃO)

O setor 7 é formado pelos bairros Umarizal, São Brás e Cremação, onde todos são pertencentes da classe econômica D. O bairro Umarizal caracteriza-se por ser um bairro nobre da Zona Centro-Sul de Belém. Possui grande urbanização vertical e horizontal por conta de uma explosão demográfica que ocorreu rapidamente na última década. Umarizal faz limite com os bairros do Reduto ao sul, os bairros de Nazaré, Fátima e São Brás a leste e os bairros do Telégrafo e da Pedreira ao norte. Possui densidade demográfica de 888,26 hab/km², e IDH muito elevado de 0,930 PNUD [153].

Outro bairro desse setor é São Brás que faz fronteira com Fátima, Umarizal, Nazaré, Cremação, Guamá e Canudos, segundo os dados de 2010 do IBGE [152] esse bairro possui 19.936 habitantes e renda per capita de R\$ 1.971,37. Sua localidade é caracterizada por vias largas e arborizadas, é essencial para o tráfego em Belém pois conta o principal terminal rodoviário da cidade.

O bairro da Cremação localiza-se no centro urbano desenvolvido e é próximo aos bairros Nazaré, São Brás e Batista Campos. Possui uma população de 31.264 habitantes com renda econômica de R\$ 1.093,94. O seu Histórico de formação deu-se com a instalação da usina da cremação de lixo que na época, em 1901, foi criado com o intuito de mitigar os problemas enfrentados pela população daquela época, como a falta de higiene pública e de tratamento de resíduos sólidos. Hoje, o bairro é marcado por áreas comerciais.

- **SETOR 8 (BATISTA CAMPOS, NAZARÉ E REDUTO)**

O setor 8 é composto pelos bairros Reduto, Nazaré e Batista Campos ambos de classe econômica C. O bairro Reduto é um dos mais antigos de Belém. E possui ligação íntima com o desenvolvimento da cidade. Antigamente era uma área da cidade que concentrava trabalhadores e pessoas de baixa renda. E acabou se tornando um local escolhido por empresários para a operação de fábricas diversas, porém hoje em dia considera-se uma área mais comercial. Possui densidade demográfica de aproximadamente 8.000 hab./km² IBGE [152].

O bairro de Nazaré conta com uma população de 20.504 habitantes, uma densidade demográfica de 18.437 hab./km² e um IDH de 0,947 IBGE [152], apresenta contrastes sociais alinhados aos problemas ambientais de maneira diversa. Possui um comércio bem variado cheio de restaurantes, bares, cafés e lojas. No ano de 2015 a prefeitura de Belém realizou a contratação de Cooperativas de Catadores para a realização da coleta seletiva no bairro que é realizada pelo modelo porta-a-porta, sendo dividida em roteiros, nos dias de segunda-feira a sábado, em dias e horários pré-determinados por meio de um Plano de roteirização.

Batista Campos foi um dos primeiros bairros agraciados com melhoras urbanísticas. Ao longo do desenvolvimento da cidade houve valorização desse bairro por conta de projetos executados de macrodrenagem e pavimentação, que foram feitos em

áreas sujeitas a alagamentos, fazendo o bairro ser considerado um bairro nobre nos dias de hoje. Possui densidade demográfica de 13.475 hab./km² PNUD [153].

- **SETOR 9 (CIDADE VELHA E CAMPINA)**

O setor 9 se caracteriza por dois bairros de classe D: Cidade Velha e Campina. O bairro da Cidade Velha localiza-se na parte sudoeste de Belém, fazendo divisa com os bairros Campina, Batista Campos e Jurunas. É considerado o bairro mais antigo da cidade, faz parte do centro comercial do município de Belém e sua importância econômica está intimamente ligada aos vários serviços ofertados no bairro, tais como bancos, lojas comerciais, colégios, hospitais e outros. Tem densidade demográfica de 8.788 hab./km² PNUD [153]. Campina é um bairro composto de ruas estreitas e quarteirões irregulares, sua principal característica é ser uma área onde o comércio predomina. Sua população é de 6.156 habitantes e densidade demográfica de 5.976 hab./km² PNUD [153].

4.3 COLETA E SEGREGAÇÃO DAS AMOSTRAS

4.3.1 Amostragem estatística

Para calcular o volume de amostras necessário para determinar a composição gravimétrica da massa total dos resíduos coletados, utilizamos o software STATIDISK 13.0, uma ferramenta comumente empregada em análises estatísticas, incluindo cálculos de tamanho de amostra em experimentos. Consideramos como parâmetros essenciais a capacidade do caminhão coletor, fundamental para compreender a variabilidade e as características da população. Adotamos um volume de 15m³ como o tamanho da população para cada rota, com um nível de significância de 5% nos testes estatísticos e um nível de confiança de 95%, indicando a confiabilidade desejada nos resultados. Além disso, definimos uma margem de erro de 10%. Com base nesses parâmetros, a simulação resultou em uma massa de amostra aproximada de 100 kg [154]. Essa massa de amostra calculada é a quantidade representativa necessária para realizar uma análise precisa e confiável da composição gravimétrica dos resíduos. A escolha do nível de significância, nível de confiança e margem de erro reflete a preocupação com a validade estatística dos resultados, conforme destacado por Assunção et al. [53] e Pereira et al. [149].

Figura 8 - Software STATIDISK 13.0

The screenshot shows the 'Tamanho da amostra: Proporção estimada' (Sample size: Estimated proportion) section of the Statdisk Online software. The interface includes input fields for the following parameters:

- Nível de confiança (Confidence level): 0.95
- Margem de erro, E (Margin of error, E): 0.1
- Estimativa de p (Estimated p): (se conhecido) (if known)
- Tamanho da população, N (Population size, N): 15000

A green 'Avalie' (Evaluate) button is located below the input fields. On the right side, the results of the calculation are displayed:

- Required Sample size is: 96
- Assumed the population was sampled without replacement.
- Assumed a proportion of 0.5.

4.3.2 Materiais Utilizados e Composição Gravimétrica

Antes de iniciar a caracterização gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), foi realizado um levantamento de todos os materiais necessários, incluindo equipamentos (veículos, balanças, bombonas etc.), e recursos humanos (equipe coordenadora e de apoio) (tabela 7). Esse levantamento foi crucial para garantir os recursos adequados para a segregação física e a execução física da composição gravimétrica dos RSU.

Tabela 7 – Materiais e meios utilizados para a coleta e caracterização gravimétrica

Materiais para a Coleta de amostra	Materiais para a caracterização física
<ul style="list-style-type: none"> • Caminhão Basculante tipo Truck; • Kit de Equipamento de Proteção Individual (EPI): bota de PVC galocha impermeável cano médio, luva nitrílica sem talco, luva de látex, capa para chuva de PVC, colete de segurança refletivo (1 unidade/pessoa); • 1 (GPS = Global Positioning System) marca Garmin, modelo Montana 600; • Equipes de coleta: Motorista (1 pessoa), Coordenador da campanha (1 pessoa) e 3 (alunos para coletar as amostras); • 1 carro com carroceria aberta; • Câmera fotográfica para o registro das atividades; • Prancha para possíveis anotações 	<ul style="list-style-type: none"> • Bombonas de 100 litros; • Balança para pesagem de 200 kg tipo Welmy, W200/5 (Classe 3); • Lona de polietileno impermeável de 6 m × 6 m (4 unidades); • Kit de EPI: óculos de proteção individual, bota de PVC impermeável cano médio, luva nitrílica sem talco, luva de látex, e máscara; • Equipe Coordenadora: 2 Coordenadores da campanha para registro dos resultados de segregação; • Câmera fotográfica para o registro das atividades; • Equipe de apoio (operários de segregação de RSU): 10 alunos para segregação

A abordagem da análise gravimétrica considerando a separação dos resíduos sólidos em diversas frações é uma prática valiosa para compreender a composição

detalhada dos resíduos gerados. As frações identificadas incluíram: *Papel, Papelão, Tetrapak, Plástico Rígido, Plástico Maleável, Vidro, Metal, Matéria Orgânica, Tecidos, Resíduos Sanitários, Rejeitos/Outros*. Essa abordagem permite uma análise mais refinada e específica em comparação com uma caracterização mais ampla. Cada fração pode ser associada a diferentes fontes de resíduos e tem implicações distintas para a gestão de resíduos. O processo inicia-se com a aferição da massa total de resíduos, o que é crucial para orientar o processo de gravimetria e garantir a representatividade da amostra. A referência ao trabalho de Assunção et al. [53] sugere a utilização de uma metodologia específica ou protocolo para a caracterização gravimétrica. Antes de proceder com a caracterização gravimétrica, a massa total de resíduos foi medida para guiar o processo de gravimetria, garantindo a proporção correta de resíduos a serem caracterizados. No quadro 3, estão listados as frações de resíduos segregados durante a caracterização gravimétrica, assim como os materiais que compõem cada fração.

Quadro 3 - Componentes utilizados na composição gravimétrica de resíduos sólidos.

Categoria	Exemplos
Vidro	Espelho, superfícies vítreas, Garrafas de vidro de refrigerantes, sucos, bebidas alcoólicas, água, perfumes e cosméticos, conservação de alimentos, resíduos de esquadrias de vidro etc.
Papel	Jornais, revistas, livros, Folhas de cadernos, embalagens de papel de alimentos, jornais, folders etc.
Papelão	Embalagens de papelão, caixas de papelão, embalagens de papel-cartão, caixas de embalagens de alimentos etc.
Tetra pak	Embalagens de leite longa-vida, embalagens de sucos e achocolatados, embalagens de papel de alimentos conservados etc.
Plástico Rígido	Polietileno Tereftalato (PET), Polietileno de Alta Densidade (PEAD), Policloreto de Vinila (PVC), Polipropileno (PP), ABS, Acrílicos.
Plástico Maleável	PEBD, Isopor, sacos plásticos etc.
Metal	Embalagens de alumínio, fios de cobre, arames, Embalagens metálicas e não metálicas, resíduos de informática pertinentes, cabos de metal, pregos e parafusos, lâminas etc.
Matéria Orgânica	Restos de alimentos e folhas de árvores.
Tecidos	Roupas fabricadas em material têxtil, acessórios de tecido, panos de mesa e guardanapos, flanelas de tecido, colchas de cama e travesseiros etc.
Resíduos Sanitários	Resíduos decorrentes da higienização humana. Restos de papel higiênico, de absorventes íntimos, preservativos masculino e feminino, máscaras de uso individual, fraldas descartáveis, lenços de papel umedecidos etc.

Rejeitos	Demais materiais em que não foi possível o enquadramento nos tipos de resíduos acima
----------	--

4.3.3 Coleta dos resíduos sólidos urbanos

A coleta dos resíduos sólidos foi realizada no período de novembro de 2021 a maio de 2022, através de coletas porta-a-porta em vários pontos da cidade de Belém. As atividades foram planejadas e coordenadas para abranger uma ampla área da cidade. Na Figura 9, pode-se observar as atividades de coleta em andamento.

Figura 9 – Coleta do tipo porta a porta dos resíduos sólidos urbanos



A coleta adotada foi do tipo porta-a-porta, pois dessa forma os resíduos são coletados em condições semelhantes às de sua geração, preservando sua composição original, incluindo o grau de umidade. Após as coletas, os resíduos foram encaminhados para um espaço na Universidade Federal do Pará, onde foi realizada a caracterização gravimétrica. Assim que o material chegava, iniciava-se imediatamente o processo de caracterização. Nas coletas realizadas durante a noite, a caracterização gravimétrica foi conduzida na manhã do dia seguinte.

As coletas foram executadas conforme o cronograma das rotas internas da TERRAPLENA, sendo realizadas nos dias de segunda-feira, quarta-feira e sexta-feira, no período da manhã. O processo de amostragem seguiu as diretrizes da Amostragem de

Resíduos Sólidos ABNT [52]. As frequências e horários específicos para as coletas estão detalhados na Tabela 8.

Tabela 8 - Cronograma de coleta dos resíduos sólidos domiciliares urbanos

Setor	Data	Período
1 (Águas Lindas e Aurá)	30/04/2022	matutino
2 (Guanabara, Curió -Utinga e Castanheira)	22/02/2022	matutino
3 (Souza e Marco)	13/05/2022	noturno
4 (Canudos, Montese-Terra Firme e Guamá)	04/11/2021	matutino
5 (Condor e Jurunas)	16/02/2022	matutino
6 (Fátima)	30/04/2022	noturno
7 (Umarizal, São Brás e Cremação)	05/05/2022	noturno
8 (Reduto, Nazaré e Batista Campos)	22/03/2022	noturno
9 (Cidade Velha e Campina)	17/03/2022	noturno

Depois de selecionado o roteiro de coleta, iniciou-se o acompanhamento do percurso realizado pelo caminhão compactador de RSU da empresa TERRAPLENA LTDA com um veículo de apoio, sendo registrado em cada local de coleta a fotografia e o georreferenciamento mediante o uso de um GPS (Global Positioning System) marca Garmin, modelo Montana 600. As amostras foram coletadas em sacos plásticos de 200kg em vários pontos aleatórios, descartando-se pontos próximos a clínicas médicas e veterinárias, mercados, pequenas empresas e feiras, sendo priorizados locais residenciais para que obtivessem a variação de resíduos domiciliares.

Adiante o material foi transportado para a área de experimentos de Lodo e Compostagem da UFPA (100 m²) que é plana e livre de umidade. Os resíduos foram pesados e depositados sobre uma superfície impermeabilizada por lonas (6 x 6 m), abrindo-se todas as sacolas, sacos, caixas e outros materiais em que estavam acondicionados, e posteriormente, revolvidos com auxílio de enxadas e garfos e foram homogeneizados (Figura 10). Posteriormente, na amostra homogeneizada de RSU se efetuou o quarteamento dessa, dividindo-se a amostra em quatro partes aparentemente iguais.

Figura 10 – Segregação dos Resíduos Sólidos Urbanos



Foram considerados os materiais constituintes para a determinação da composição gravimétrica dos resíduos urbanos do itinerário. Tendo-se conhecimento de cada elemento e caracterizando aproximadamente 100 Kg da amostra obtida em todas as coletas, a segregação do material foi feita de forma manual e em seguida a sua pesagem. Posteriormente estes dados foram organizados em tabelas para melhor apresentação. Para o cálculo da proporção de cada material, foi utilizada a equação 1.

$$Mi = \frac{Mt-m}{Mt} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

Sendo que “Mi” corresponde à proporção do material, em percentual; “Mt” corresponde à massa total de resíduos aferida antes da gravimetria ser realizada e “m” corresponde a massa do material a ser verificada sua proporção em toda a massa de resíduo coletada.

4.4 PRÉ-TRATAMENTO DAS AMOSTRAS

4.4.1 Teor de Secagem, Trituração e Peneiramento

A matéria orgânica, uma mistura de carboidratos, lipídios, proteínas e fibras, selecionada da análise gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares urbanos, com um teor de umidade (60%), devido ao seu descarte inadequado, uma vez que, os mesmos apresentavam-se mal acondicionados e expostos ao ambiente, foi submetida ao pré-tratamento (secagem, trituração, peneiramento) e acondicionada em um sistema de resfriamento (*freezer*) para evitar degradação físico-química e microbiológica. O processo de secagem foi realizado em estufa térmica com recirculação de ar e controle analógico de temperatura Modelo De Leo Ltda, a 105°C por um período de 24 horas. Dos 100 kg coletados foram separados 30 kg de matéria orgânica (úmidos) e submetidos ao processo de secagem, no qual o cálculo do teor de umidade foi determinado conforme a Equação 2.

$$U (\%) = \frac{M_i - M_f}{M_i} \times 100$$

Equação (2).

Onde:

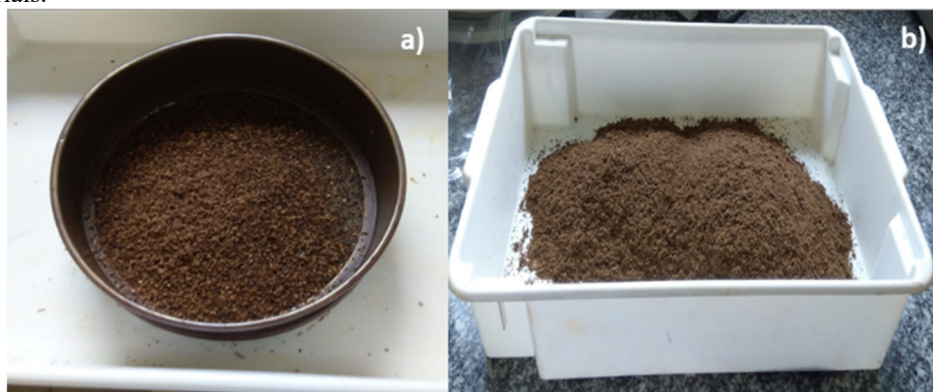
U = umidade relativa;

Mf = massa final;

Mi = massa inicial.

Após o processo de secagem térmica, foi realizado a trituração para 10 kg de matéria orgânica seca, com o auxílio de um moinho de facas modelo TRAPP TRF 600, no Laboratório de Materiais da Faculdade de Engenharia Química USIMAT /UFPA. Neste processo foi utilizado uma peneira de diâmetro de abertura de 0,8 mm e para os demais foi utilizado uma peneira de 5 mm, e após a trituração o material foi pesado em uma balança modelo WELMY CLASSE 3 W200/S max 200 kg min 1,0 kg. O peneiramento dos RSU triturado foi realizado por meio um sistema de peneiras PRODUTEST Telastem peneiras para análises LTDA, utilizando as peneiras de abertura Mesh #14, #28, #35, #48, sendo realizado no Laboratório de Materiais da Faculdade de Engenharia Química USIMAT /UFPA. Em seguida o material pré-tratado (matéria orgânica) foi acondicionada em um freezer a uma temperatura de 0°C e foi utilizada como matéria-prima (Figura 11) para as análises laboratoriais.

Figura 11 - Matéria orgânica pré-tratada utilizados como matéria-prima para as análises laboratoriais.



Legenda*: (a) Matéria orgânica após trituração; (b) matéria orgânica após peneiramento.

4.5 DETERMINAÇÕES LABORATORIAIS

4.5.1 Ensaios de lixiviação e solubilização

A realização dos ensaios de lixiviação foi realizada conforme a metodologia descrita pela NBR 10.005 [155], seguindo procedimentos de lixiviação para resíduos contendo teor de sólidos igual a 100%. Na realização dos testes de solubilização dos RSU, foi utilizada a metodologia descrita pela NBR 10.006 [156], cujo objetivo é fixar requisitos para obtenção do extrato solubilizado dos resíduos sólidos, a fim de diferenciar os resíduos da Classe II A e II B, conforme a NBR 10.004 [52]. As amostras dos 9 setores passaram por um novo agrupamento para fins de análise de metais, totalizando 3 amostras, as amostras dos bairros que foram classificados como E foram denominados de Região 1, para as amostras dos bairros classe D foram denominados de Região 2 e para os bairros de classe C foram denominados de Região 3.

4.5.2 Determinação de substâncias inorgânicas (Preparo e Digestão das amostras)

As amostras foram recolhidas em recipientes de polietileno de 100 ml para a quantificação de metais pesados, sendo preservadas com 2 mL de HNO₃ concentrado de pureza elevada. O lixiviado foi mantido a 4 °C para minimizar as alterações químicas e biológicas [157]. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas para análise de metais. As análises foram realizadas no Laboratório do Centro de Tecnologia Agrícola e Ambiental acreditado no Sistema ISO 17025. Todos os parâmetros foram analisados conforme o procedimento prescrito no Standard Methods, 23^a edição e Agência de

Proteção Ambiental dos Estados dos Unidos [157]. A tabela 9 apresenta o resumo dos métodos de referência, unidade, incerteza de medição e limite de quantificação para os metais analisados. As concentrações de metais pesados no lixiviado foram determinados por espectrometria de massa com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES, 5800 VDV, Agilent, EUA) após digestão usando uma mistura de HCl e HNO₃ em um digestor de micro-ondas.

Tabela 9 – Caracterização Analítica dos Métodos de Quantificação de Metais.

Parâmetro	Método	Referência	LQ
Alumínio total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A	0,01 mg·L ⁻¹
Antimônio total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A	0,005 mg·L ⁻¹
Arsênio total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A	0,002 mg·L ⁻¹
Bário total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A	0,005 mg·L ⁻¹
Berílio total	ICP-OES	EPA 6010, SMWW 3030 E	0,004 mg·L ⁻¹
Boro total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015A	0,05 mg·L ⁻¹
Cádmio total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015A	0,001 mg·L ⁻¹
Chumbo total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015A	0,002 mg·L ⁻¹
Cobalto total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015A	0,005 mg·L ⁻¹
Cobre total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015A	0,006 mg·L ⁻¹
Cromo total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015A	0,005 mg·L ⁻¹
Ferro total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015A	0,05 mg·L ⁻¹
Lítio total	ICP-OES	EPA 6010, SMWW 3030 E	0,01 mg·L ⁻¹
Manganês total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A	0,005 mg·L ⁻¹
Mercurio total	ICP-OES	MET 002 Rev.10 (2011)	0,0002 mg·L ⁻¹
Molibdênio total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A	0,01 mg·L ⁻¹
Níquel total	ICP-OES	EPA 6010, SMWW 3030 E	0,005 mg·L ⁻¹
Prata total	ICP-OES	EPA 6010, SMWW 3030 E	0,01 mg·L ⁻¹
Selênio total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A	0,002 mg·L ⁻¹
Sódio total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A E	0,2 mg·L ⁻¹
Urânio total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A E	0,015 mg·L ⁻¹
Vanádio total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A	0,005 mg·L ⁻¹
Zinco total	ICP-OES	EPA 6010, EPA 3015 A E	0,01 mg·L ⁻¹

Os resultados das análises apresentadas foram validados com a análise de Padrões de Referência Certificados (MRC) para grupo homogêneos e análises de branco de métodos, conforme a tabela 10. Para cada Padrão analisado, foi calculada a recuperação e comparada com os critérios estabelecidos pela DOQ-CGCRE-008 (INMETRO, 2020). Os métodos de análises e as condições de método e operacionais foram as mesmas utilizadas para as amostras.

Tabela 10 – Controle de qualidade - QA/QC

Metal	Branco do Método	Material de Referência Certificado (MRC)				
		Valor de Referência	Valor Obtido	Unidade	Recuperação (%)	Faixa Aceitável
Al	<0,01	0,200	0,183	mg/L	91,65	80 a 120
Sb	<0,005	0,040	0,030	mg/L	75	80 a 120
As	<0,002	0,040	0,040	mg/L	100	80 a 120
Ba	<0,005	0,040	0,040	mg/L	100	80 a 120
Be	<0,004	0,040	0,043	mg/L	107,5	80 a 120
B	<0,05	0,200	0,202	mg/L	101	80 a 120
Cd	<0,001	0,020	0,022	mg/L	110	80 a 120
Pb	<0,002	0,040	0,039	mg/L	97,5	80 a 120
Co	<0,005	0,040	0,042	mg/L	105	80 a 120
Cu	<0,006	0,040	0,040	mg/L	100	80 a 120
Cr	<0,005	0,040	0,042	mg/L	105	80 a 120
Fe	<0,05	0,200	0,215	mg/L	107,5	80 a 120
Li	<0,01	0,200	0,217	mg/L	108,5	80 a 120
Mn	<0,005	0,040	0,042	mg/L	105	80 a 120
Mo	<0,01	0,200	0,203	mg/L	101,5	80 a 120
Ni	<0,005	0,040	0,043	mg/L	107,5	80 a 120
Pt	<0,01	0,200	0,206	mg/L	103	80 a 120
Na	<0,2	2,000	1,810	mg/L	90,5	80 a 120
U	<0,015	0,200	0,225	mg/L	112,5	80 a 120
V	<0,005	0,040	0,041	mg/L	102,5	80 a 120
Zn	<0,01	0,200	0,203	mg/L	101,5	80 a 120

Legenda: Branco de Método: Resultado da análise de uma amostra do branco do método. Valor de Referência: Concentração do Padrão utilizado nos ensaios. Valor Obtido: Concentração do Padrão obtida nas mesmas condições operacionais das amostras. Recuperação: Percentual de recuperação do Valor do Obtido com relação ao Valor de Referência do Padrão. Faixa Aceitável: Limites de Aceitação de Recuperação conforme DOQ-CGCRE-008 do INMETRO.

4.5.3 Método e Análise Estatística

Para o processamento dos dados, os resultados dos metais abaixo do limite de quantificação dos métodos propostos foram excluídos da análise estatística. Os resultados dos metais presentes nas amostras compostas dos lixiviados das regiões R1, R2 e R3

foram comparados utilizando gráficos de barras, visando visualizar as concentrações dos principais contaminantes presentes em cada amostra. Essa abordagem facilita a identificação de padrões e discrepâncias, além de permitir a comparação com as normas vigentes para os níveis desses metais no meio ambiente. Organizando os resultados em planilhas do Microsoft® Office Excel® 2010, e posteriormente analisados no programa estatístico R (versão R_2.12), calculamos o coeficiente de correlação de Pearson (r), também conhecido como coeficiente de correlação produto-momento, utilizando a função = CORREL [1-8]. Este coeficiente mede o grau de correlação linear entre duas variáveis quantitativas. Um coeficiente próximo de 1 indica uma correlação direta forte, enquanto um coeficiente próximo de -1 indica uma correlação inversa forte. Embora o coeficiente de correlação seja útil para examinar a relação entre metais, sua aplicação é limitada quando se trata de múltiplos parâmetros simultaneamente. Foi utilizado este método para explorar as relações entre diferentes elementos químicos, onde correlações fortes (positivas ou negativas) podem indicar elementos com comportamentos semelhantes ou opostos em diferentes regiões. Para contornar essa limitação, a Análise de Componentes Principais (ACP) pode ser empregada para avaliar a relação entre diversas variáveis com mínima perda de dados. Adicionalmente, foi utilizada uma matriz de correlação baseada no método de Pearson. A ACP foi aplicada para selecionar os elementos químicos (indicadores de poluição) que melhor caracterizam as propriedades do lixiviado das regiões selecionadas. Este método permitiu calcular a correlação entre cada um dos metais, e gráficos foram gerados para facilitar a visualização das relações entre as variáveis [158,159,160,161,162].

5 FONTES DE FINANCIAMENTO

O projeto de pesquisa foi financiado com recursos da Universidade Federal do Pará, com a disponibilização de materiais, espaço adequado, laboratório e materiais laboratoriais que tornaram possível a realização de todas as etapas deste estudo. O projeto ainda contou com apoio logístico da empresa TERRAPLENA LTDA, que auxiliou na coleta de resíduos sólidos oferecendo transporte e acesso às localidades em que foram realizadas as coletas.

6 CRONOGRAMA

O projeto teve início das suas atividades em outubro de 2021, com a realização das etapas até o momento desta qualificação e prosseguem até junho de 2023, prazo para a conclusão do curso de mestrado.

Etapas	10/21- 05/22	06/22- 11/22	12/22	01/23	02/23	03/23	04/23	05/23	06/23
1									
2									
3									
4									
5									
6									
Qualificação									
Dissertação									

7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1 ANÁLISE DO EXTRATO LIXIVIADO DA FRAÇÃO ORGÂNICA

7.1.1 Parâmetros Físico-químicos

Os resultados físico-químicos obtidos para o extrato lixiviado da fração orgânica para cada região (R1, R2 e R3) estão ilustrados na Tabela 12, em que foi possível verificar valores de Alumínio entre 5,198 e 1,775 mg/L, valores para Bário 1,33 e 0,44 mg/L, Boro em valores entre 1,16 e 1,30 mg/L, valores para Chumbo entre 0,03 e 0,05 mg/L, Cobre entre 0,22 e 0,35 mg/L, Cromo em valores entre 0,055 e 0,075 mg/L, valores para Ferro entre 28,5 e 160,4 mg/L, Manganês em valores entre 0,265 e 1,910 mg/L, Níquel entre 0,06 e 0,15 mg/L, os valores de Sódio variaram entre 748 e 1047,8 mg/L, para Zinco os valores ficaram entre 1,30 e 2,85 mg/L, para Cálcio o valor ficou em 82,9 mg/L e por fim os valores achados para Magnésio ficaram entre 39,83 e 61,92 mg/L. Para os demais elementos que não foram citados os valores detectados foram abaixo do limite de quantificação.

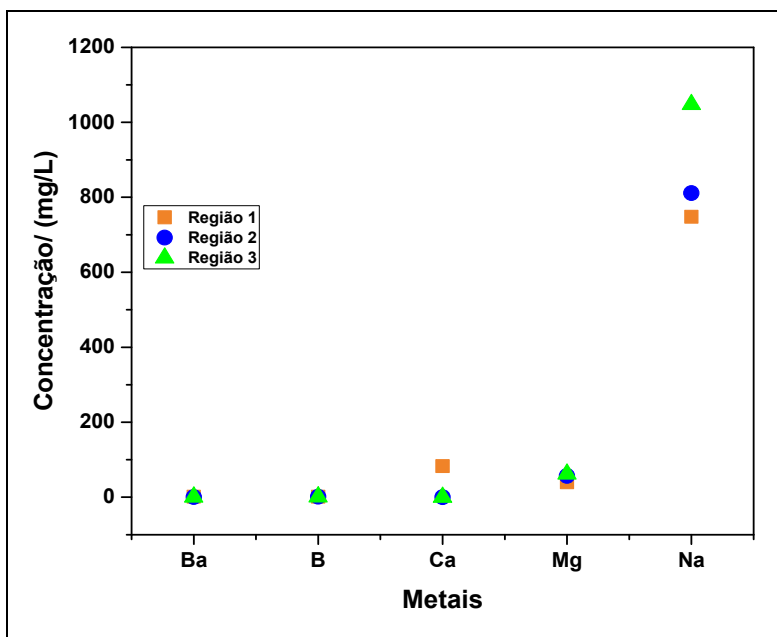
Figura 12 - Concentrações de metais pesados nas amostras do extrato de lixiviado nas regiões 1, 2 e 3.

Metais Pesados (mg/L)	Regiões		
	R1	R2	R3
Al	5,198	3,007	1,775
As	0,002	0,00875	<0,002*
Ba	1,33	0,44	0,95
B	1,19	1,30	1,16
Pb	0,05	0,03	<0,002*
Cu	0,35	0,22	0,23
Cr	0,060	0,075	0,055
Fe	32,2	160,4	28,5
Mn	0,265	1,910	1,205
Ni	0,06	0,14	0,15
Na	748	811,3	1047,8
Zn	2,85	1,30	1,55
Ca	82,9	<0,02*	<0,02*
Mg	39,83	56,82	61,92

Legenda: *: Resultados abaixo do limite de quantificação do método não foram utilizados nas análises estatísticas.

A Figura 13 ilustra os resultados das concentrações de alguns metais, como boro (B), bário (Ba), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e sódio (Na), encontrados nas três regiões estudadas.

Figura 13 – Resultados de B, Ba, Ca, Mg e Na para as regiões



A presença de boro e bário no lixiviado de resíduos sólidos é principalmente atribuída à utilização de produtos de consumo que os contêm em suas formulações. Por exemplo, o boro é encontrado em produtos como detergentes, produtos de limpeza, cosméticos e pesticidas. Quando esses produtos são descartados em aterros sanitários, o boro pode se dissolver na água presente nos resíduos e se tornar parte do chorume. Da mesma forma, o bário está presente em produtos como pilhas alcalinas e certos tipos de tintas. O descarte desses produtos em aterros sanitários pode resultar na liberação de bário no lixiviado à medida que eles se decompõem [163-164].

Esses elementos químicos, presentes em produtos de uso comum, podem representar um desafio ambiental quando descartados inadequadamente, contribuindo para a contaminação do lixiviado e, conseqüentemente, do meio ambiente. Portanto, é importante considerar estratégias de gestão de resíduos que minimizem o impacto desses elementos no ciclo de resíduos [164].

O cálcio pode estar presente no lixiviado de resíduos sólidos devido a várias fontes. Por exemplo, materiais como papelão, papel e certos tipos de plásticos podem conter cálcio como aditivo. Quando esses produtos são descartados em aterros, o cálcio pode ser liberado no lixiviado durante o processo de decomposição. Além disso, o cálcio está presente em alimentos e resíduos orgânicos, este mineral essencial é encontrado em muitos alimentos. Quando esses resíduos são depositados em aterros, o cálcio neles pode ser lixiviado à medida que se decompõem [163]. A presença desse elemento requer atenção adequada, pois pode ter implicações ambientais e de saúde. Portanto, é importante considerar estratégias eficazes de gestão de resíduos para lidar com o cálcio e outros contaminantes presentes no lixiviado.

Alimentos e outros resíduos orgânicos presentes em lixiviado de resíduos sólidos contêm naturalmente magnésio, e incluem uma variedade de materiais de origem vegetal e animal. O magnésio é um mineral essencial encontrado em muitos alimentos e plantas, e está presente em diferentes formas nos resíduos orgânicos. Aqui estão alguns exemplos de resíduos orgânicos que podem conter magnésio: frutas e vegetais frescos são fontes naturais de magnésio, quando os restos desses alimentos são descartados, eles contribuem para a presença de magnésio nos resíduos orgânicos; as cascas de frutas e vegetais, bem como as sobras de comida, contêm magnésio. Estes são frequentemente descartados como resíduos orgânicos e podem ser compostados para aproveitar seus nutrientes, incluindo o magnésio, folhas, galhos, aparas de grama e outras sobras de jardim contêm magnésio, já que as plantas absorvem esse mineral do solo durante seu crescimento [164].

Os valores máximos permitidos (VMP) para boro, bário e sódio são, respectivamente, 0,5 mg/L, 0,7 mg/L e 200 mg/L para consumo humano, conforme estabelecido na Resolução 396/2008 [139]. Os resultados para esta pesquisa mostram que as concentrações de boro excederam os VMP em todas as três regiões. O bário ultrapassou o limite no lixiviado das regiões R1 e R3, enquanto o sódio também excedeu o valor permitido pela resolução em todas as regiões. Embora as concentrações predominantes dos metais pesados neste estudo estejam acima dos valores típicos estabelecidos para águas subterrâneas no padrão brasileiro, elas ainda não violam os padrões de lançamento.

No estudo conduzido por Krugel [163], foram identificados diversos metais no chorume proveniente da central de tratamento de resíduos em Curitiba (PR), incluindo

bário, boro e manganês com as concentrações de 10,87, 0,67 e 3,65 mg/L, respectivamente. Somente boro e manganês se encontram acima do limite máximo permitido segundo a Resolução CONAMA nº 430/2011[140]. Segundo FAO [113] o bário é considerado tóxico para os seres vivos devido à possibilidade de quadros de intoxicação aguda ou crônica. Quanto ao boro, sua classificação é complexa: é considerado possivelmente essencial e suas funções biológicas ainda estão sendo estudadas pela comunidade científica, conforme mencionado por [113-115]

Comparativamente aos estudos de Samadder et al. [164] que investigaram em uma cidade da Índia a avaliação de parâmetros físico-químicos e a detecção de metais tóxicos no solo e nas águas subterrâneas ao redor de áreas de descarte de resíduos sólidos. Os resultados revelaram variações consideráveis na concentração de cálcio. A concentração máxima de cálcio foi de 933 mg/kg, enquanto a mínima foi de 143 mg/kg. Quanto ao magnésio, as concentrações medidas no solo foram notavelmente altas, com mínimas e máximas de 292 mg/kg e 948 mg/kg, respectivamente. Cerca de 60% das amostras de solo apresentaram concentrações de magnésio acima de 500 mg/kg. Em contraste, neste estudo, os valores obtidos para cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foram inferiores.

Edokpayi et al. [165] conduziram uma pesquisa sobre os níveis de alguns principais metais (Na, Mg e Ca) presentes nos lixiviados do aterro de Thohoyandou, província do Limpopo, na África do Sul. Os resultados indicaram que esses níveis não excederam os limites considerados seguros para descarte em corpos d'água. No entanto, há preocupação com a contínua migração dos lixiviados, ricos em sais, para fontes de água superficiais e subterrâneas, o que poderia elevar os níveis de salinidade nos aquíferos fluviais e subterrâneos.

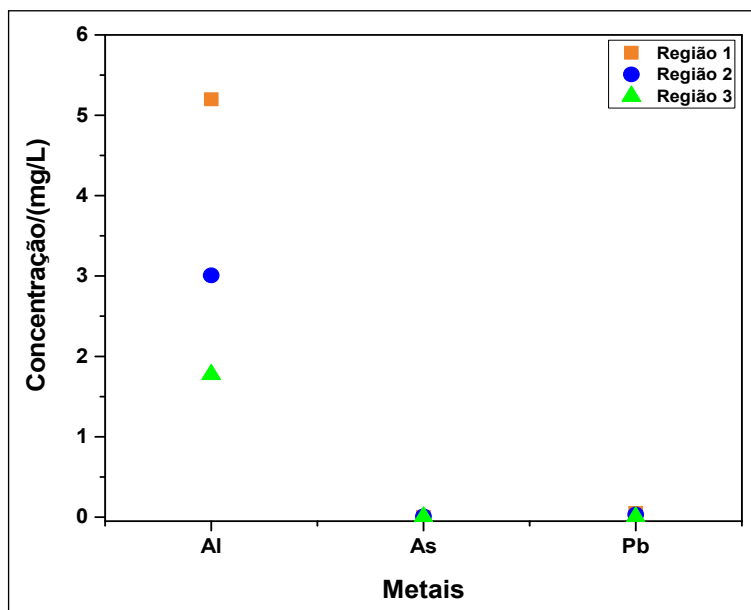
A Figura 14 apresenta os resultados das concentrações de vários metais, incluindo alumínio (Al), arsênio (As) e chumbo (Pb), detectados nas três regiões analisadas. Produtos descartados, como latas de alumínio, papel alumínio e embalagens de alimentos, contribuem para a presença natural do alumínio no lixiviado de resíduos sólidos.

Pesquisas indicam que a concentração de arsênio no lixiviado varia amplamente, dependendo da composição dos resíduos, das condições do aterro e dos processos de

decomposição. Realizar o monitoramento contínuo e estudos detalhados são essenciais para compreender melhor a dinâmica do arsênio no lixiviado e desenvolver estratégias eficazes de mitigação. Este metal pesado pode ser encontrado no lixiviado devido à decomposição de diversos tipos de resíduos que contêm compostos de arsênio, a exemplo de alguns produtos químicos como pesticidas e herbicidas que contêm compostos de arsênio.

O chumbo é um dos metais pesados frequentemente encontrados no lixiviado de aterros sanitários e resíduos sólidos urbanos. Sua presença no lixiviado é uma preocupação significativa devido aos seus impactos ambientais e riscos à saúde pública. Esse metal pode ser encontrado em diversas formas, incluindo pilhas e baterias de chumbo-ácido, resíduos de tintas à base de chumbo, especialmente em materiais de construção e demolição, e componentes eletrônicos que contêm chumbo em soldas e circuitos.

Figura 14 - Resultados de Al, As e Pb para as regiões



As concentrações de chumbo excederam 0,2 mg/L nas regiões R1 e R2 para água subterrânea, no entanto, para fins de lançamento atende a legislação [138-140]. Várias atividades humanas, como a disposição de resíduos de tintas contendo chumbo, baterias de chumbo e tubulações, estão relacionadas a concentrações mais altas de

chumbo no lixiviado [166]. Para o alumínio dissolvido, todas as regiões exibem concentrações acima de 0,2 mg/L para água subterrânea [139].

Lange et al [26] investigaram a viabilidade técnica do tratamento de lixiviado de aterro sanitário por meio de um processo oxidativo avançado (POA) utilizando o reagente de Fenton. Esses experimentos foram conduzidos no Aterro Sanitário de Belo Horizonte. Os resultados indicaram que os níveis de metais como Al (0,22 mg/L) e As (0,11 mg/L) para o lixiviado bruto foram menores em comparação com os encontrados no estudo atual.

Hussain et al. [167] conduziram um estudo para avaliar os impactos ambientais do chorume produzido por aterros de resíduos sólidos urbanos nas águas subterrâneas na Índia. Foram analisadas as propriedades físico-químicas e a presença de metais no lixiviado. Adicionalmente, os níveis de lixiviação desses aterros foram comparados com os padrões estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental em 1986, com o intuito de avaliar sua conformidade com as regulamentações ambientais. Foi observado que a concentração de chumbo e arsênio foram respectivamente 0,6 mg/L e 1,86 mg/L, a concentração desses metais excede os valores típicos estabelecidos nas normas indianas para o descarte de águas residuais em corpos d'água superficiais. É importante destacar que os metais pesados preocupantes para a saúde humana, como chumbo, cádmio, mercúrio e arsênio, estão presentes em todas as amostras de lixiviado do respectivo estudo [168].

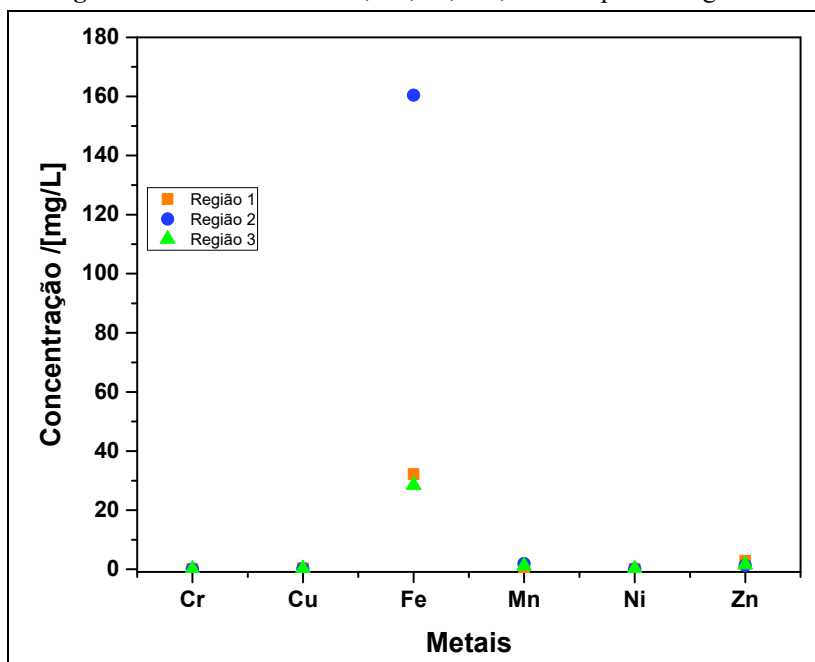
Em seu estudo de 2015, Rigueti [169] e colaboradores investigaram as concentrações de vários metais, incluindo o chumbo, em amostras de chorume coletadas no aterro sanitário de Dourados, Mato Grosso do Sul/Brasil. Foram coletadas amostras de dois reservatórios, um submetido a tratamento aeróbio e outro a tratamento anaeróbio. Ao longo de quatro coletas, realizadas entre 2012 e 2013, abrangendo tanto períodos de seca quanto de chuvas, foram obtidos os dados para análise. Na maioria das análises, verificou-se que a concentração de chumbo foi mais elevada durante a primeira e a segunda coleta, tanto para a lagoa com tratamento aeróbio quanto para aquela com tratamento anaeróbio. Esses resultados sugerem que o aumento do volume de água no aterro teve impacto na disponibilidade e mobilidade desses elementos. Os valores mais altos foram registrados na segunda coleta: 0,587 mg/L na lagoa anaeróbia e 1,280 mg/L na lagoa aeróbia. Nesse

contexto, a diluição do chorume não resultou na redução da concentração, sugerindo que a disponibilidade e mobilidade do chumbo foram superiores às do manganês e do zinco.

Resultados semelhantes foram observados por Oliveira e Santana [170], que relataram um aumento na concentração de chumbo em águas contaminadas por aterros durante períodos de chuva, indicando uma maior mobilidade desse elemento nesse período.

A Figura 15 apresenta os resultados das concentrações de alguns metais, como cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni) e zinco (Zn), identificados nas três regiões analisadas. O cromo também é um dos metais presentes no lixiviado de resíduos sólidos, algumas fontes podem conter cromo como produtos de limpeza contêm compostos de cromo, outro exemplo são os materiais de couro tratados com compostos de cromo, como sapatos e roupas.

Figura 15 - Resultados de Cr, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn para as regiões



Em relação ao cobre, a sua presença no lixiviado pode ser atribuída a diferentes fontes, como cabos elétricos, placas de circuito e outros componentes eletrônicos podem conter cobre, tubos de cobre usados em sistemas de encanamento e conexões de tubos podem contribuir para a presença de cobre no lixiviado. A presença de ferro no lixiviado

de resíduos sólidos urbanos é comum e pode ocorrer devido à decomposição de uma variedade de materiais que contêm ferro, bem como processos naturais e industriais. O ferro é um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre e está presente em muitos produtos e materiais do cotidiano.

A presença de manganês no lixiviado de resíduos sólidos urbanos (RSU) pode ser atribuída a diversos produtos de consumo, como pilhas, baterias, tintas e revestimentos, que podem conter manganês em suas formulações. O níquel é outro metal que pode estar presente no lixiviado de RSU, embora geralmente em concentrações mais baixas em comparação com outros metais como ferro, cobre ou manganês. Suas fontes incluem produtos eletrônicos descartados, como celulares, computadores e eletrodomésticos, que podem conter níquel em suas placas de circuito e outras partes. Além disso, algumas baterias recarregáveis, como as de íon de lítio usadas em dispositivos eletrônicos, podem conter níquel.

O zinco também pode estar presente no lixiviado de RSU, sendo encontrado em produtos eletrônicos, tintas, revestimentos e em algumas baterias, como as de íon de lítio, que podem conter zinco. Esses metais, quando presentes no lixiviado, representam preocupações ambientais devido à sua toxicidade e aos impactos potenciais na saúde pública e no meio ambiente. Portanto, é crucial implementar medidas de tratamento adequadas para minimizar os riscos associados à presença desses metais e proteger a qualidade da água e do ecossistema.

É evidente que para esta pesquisa o teor de ferro dissolvido excedeu os limites máximos permitidos para água subterrânea (0,3 mg/L) de acordo com a norma e para o padrão de lançamento (15 mg/L) em todas as três regiões [138,139,140]]. De acordo com Lindamulla et al. [171], em sua pesquisa sobre a qualidade do chorume proveniente de locais de disposição de resíduos em zonas de clima tropical, a presença de ferro (Fe) geralmente é atribuída ao descarte de resíduos metálicos e produtos à base de estanho, juntamente com outros metais pesados. A presença de ferro no lixiviado de resíduos sólidos urbanos é comum e pode ser atribuída a diversos fatores, como a presença de materiais metálicos descartados, tais como embalagens metálicas, utensílios de cozinha e peças de metal, que são descartados diariamente como resíduos sólidos urbanos. A corrosão desses materiais ao longo do tempo pode liberar ferro no lixiviado [171].

As concentrações de manganês foram observadas como elevadas nas regiões R2 e R3. O cromo excedeu o Valor Máximo Permitido (VMP) estabelecido para água subterrânea em todas as três regiões, enquanto o zinco e o níquel apresentaram concentrações baixas, não representando risco significativo de contaminação para os lençóis freáticos ou águas superficiais.

Hussein *et al* [172] concentraram o seu estudo em avaliar a contaminação por metais pesados em lixiviados e solos superficiais em diferentes aterros da Malásia. Foram observados níveis elevados de Cr e As no lixiviado bruto nos aterros sanitários das cidades de *Sungai Udang e Ladang Tanah Merah*, sendo reduzido para o limite padrão após o tratamento. Foram observados também concentrações de cádmio (Cd), cobre (Cu), níquel (Ni), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e chumbo (Pb) no lixiviado de ambos os aterros sanitários, no entanto estavam dentro dos padrões estipulados. A elevação dos níveis de arsênio (As) e cromo (Cr) está provavelmente relacionada a atividades agrícolas e processos industriais.

Além disso, resíduos de madeira provenientes de construções, demolições, postes de utilidades, barreiras de autoestradas, estruturas paisagísticas e fábricas de produtos de madeira, também podem contribuir para altos teores de metais, especialmente As, Cr e Cu, devido à lixiviação desses metais a partir da madeira geralmente tratada com conservantes contendo arseniato de cobre cromatado, o risco mais grave ocorre quando a madeira tratada é queimada. No entanto, ambos os parâmetros são frequentemente negligenciados na maioria dos programas de rastreamento, monitoramento e controle da poluição, apesar da ampla ameaça ambiental que esses poluentes representam [174].

Fu *et al.* [175] investigaram a poluição por metais pesados nos sedimentos superficiais do rio *Jialu*, na China. Os valores médios de metais pesados nos sedimentos foram os seguintes: Cr (60,80 mg/kg), Cu (39,22 mg/kg), Ni (42,44 mg/kg) e Zn (107,58 mg/kg). Comparando esses níveis de concentração com outras bacias na China, observou-se que o nível de Zn é 1,5 vezes maior no rio *Jialu* do que na Bacia do Rio *Huaihe*, também localizada na China. No entanto, os níveis de outros metais pesados estão semelhantes entre o rio *Jialu* e a bacia do rio *Huaihe*. Em comparação com rios e lagos de outras regiões da China e de outros países, os níveis de metais no rio *Jialu* são consideravelmente

mais baixos. Especificamente, os níveis de Cu, Hg, Ni, Pb e Zn no rio *Jialu* são pelo menos três vezes menores do que em outras partes do mundo.

Alves et al. [176] buscaram quantificar os níveis de diversos metais, incluindo Cd, Cr, Cu, Mn, Ni e Zn, em amostras de águas superficiais e sedimentos do Rio Pardo, localizado no Brasil. Adicionalmente, o estudo avaliou os riscos à saúde humana associados à exposição a esses metais através da ingestão oral e absorção dérmica. Os resultados revelaram que os teores médios de manganês e zinco na água foram os mais elevados, independentemente da estação do ano, no Rio Pardo. De acordo com os autores Antweiler et al., 2012, o manganês pode ser encontrado no abastecimento de água devido a processos naturais, como a erosão da bacia hidrográfica e a dissolução de minerais contendo manganês próximo à interface sedimento-água. Por outro lado, os teores mais elevados de zinco em regiões com grande produção de cana-de-açúcar podem ser resultado do amplo uso de fertilizantes. Adicionalmente, a queima de resíduos agrícolas e o emprego de fungicidas contendo zinco também podem ser fatores contribuintes para a presença desse metal [178].

No estudo conduzido por Kujara et al. [179], foram analisados os níveis de metais pesados no chorume não recirculado coletado no Depósito Municipal de Lixo na zona norte de Porto Alegre, onde são depositados resíduos de origem urbana. Os resultados revelaram que os níveis máximos e mínimos de metais encontrados foram os seguintes: 0,01 a 0,015 mg/L para Cu; 0,01 a 0,3 mg/L para Cr e 0,07 a 20,5 mg/L para Mn. As concentrações dos metais pesados reportadas neste estudo assemelham-se às detectadas no presente trabalho.

É importante destacar que a concentração de Mn no estudo de Kujara et al. [179] excedeu o limite máximo permitido pela Resolução nº. 357/2005 [138], valores que foram ainda mais elevados do que os observados no presente estudo, onde apenas algumas amostras apresentaram concentrações de Mn acima do limite máximo permitido pela referida resolução. A presença de manganês em resíduos sólidos urbanos pode ocorrer devido a várias fontes, incluindo itens domésticos, como pilhas, produtos eletrônicos, tintas e plásticos, que podem conter manganês em suas composições. Quando esses produtos são descartados como resíduos sólidos urbanos, o manganês pode ser liberado no ambiente.

No estudo conduzido por Oliveira & Jucá [180], foram registradas as concentrações máximas e mínimas de metais em amostras de chorume coletadas no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca, na região metropolitana de Recife, Pernambuco. Os resultados revelaram uma variação de 0,2 a 2,9 mg/L para Cu, < 0,01 a 3,5 mg/L para Cr e < 0,01 a 35 mg/L para Mn. Ao comparar esses dados com os obtidos na presente pesquisa, nota-se que o lixiviado gerado nas rotas de coleta apresenta concentrações máximas menores para os metais Cu, Cr, Mn, Ni e Zn enquanto a concentração máxima para o metal Fe é maior.

Celere et al. [181] conduziram uma pesquisa para examinar a presença de metais no lixiviado do aterro sanitário de Ribeirão Preto, SP. Eles observaram que, embora os valores médios de manganês estivessem dentro dos limites permitidos pela legislação, em 8,3% das amostras analisadas foram identificados valores que excediam o máximo permitido. De acordo com o autor, esse metal é atualmente utilizado na fabricação de aço, baterias, fósforos e porcelanas. A detecção de níveis elevados deste metal no estudo pode sugerir a presença desses materiais nos resíduos sólidos que estão sendo depositados no aterro sanitário de Dourado.

Cort et al. [182] conduziram uma avaliação dos níveis de cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, mercúrio e zinco no lixiviado bruto e tratado dos aterros sanitários de Francisco Beltrão e Nova Esperança do Sudoeste, PR. Os valores médios encontrados para os metais cromo, cádmio, cobre, manganês e mercúrio nas amostras de lixiviado estavam dentro dos limites máximos estabelecidos pelo CONAMA [138]. No entanto, os pesquisadores notaram que tanto o manganês quanto o chumbo apresentaram valores acima do permitido apenas no lixiviado bruto dos dois aterros avaliados. Esta descoberta contrasta com os resultados deste estudo, onde foram observados níveis elevados desses metais tanto no lixiviado durante a fase inicial de tratamento (lagoa anaeróbia I) quanto no lixiviado coletado na última fase de tratamento (maturação), durante as coletas realizadas nos meses de outubro de 2012 e fevereiro de 2013.

Cintra [183] avaliou a influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado (pré-tratado em reator UASB) na digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos (RSU), e encontrou valores para Ni, Cr, Cu, Mn e Zn de 0,022, 0,022, 0,002, 0,026, 0,199, 0,134 e 0,178 mg/L, respectivamente.

7.1.2 Verificação da Conformidade com as Normas Legais Sanitárias e Ambientais

A comparação dos resultados das análises de metais do extrato solubilizado da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos coletados foi realizada considerando as diretrizes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005 [138], Resolução CONAMA nº 430/2011 [140] e Resolução CONAMA nº 396/2008 [139]. Foram avaliados os valores de referência para diferentes metais, tais como alumínio (Al), arsênio (As), bário (Ba), boro (B), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), zinco (Zn) e magnésio (Mg). Os resultados obtidos na pesquisa para a Região 1 foram então comparados com os limites estabelecidos por essas normas sanitárias e ambientais, conforme apresentado na Tabela 7.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 [140] estabeleceu os padrões de lançamento de efluentes provenientes de fontes poluidoras em corpos receptores. Essa norma define limites para diversos parâmetros e seus limites, incluindo AS (0,5 mg/L), Ba (5,0 mg/L), B (5,0 mg/L), Pb (0,5 mg/L), Cu (1,0 mg/L), Cr (1,0 mg/L), Fe (15 mg/L), Mn (1,0 mg/L), Ni (2,0 mg/L), Zn (5,0 mg/L) e Mg (1,0 mg/L).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 [138] estabelece os padrões de qualidade das águas, determinando os critérios para o enquadramento e, por conseguinte, orientando os usos do recurso hídrico no local de amostragem. Para esta pesquisa, foram considerados corpos hídricos de água doce enquadrados na classe II, conforme definido na resolução. A classe II é adotada quando o enquadramento do curso hídrico é desconhecido, seguindo as diretrizes da resolução, que estabelece uma faixa limite para o lançamento de efluentes e parâmetros para inorgânicos para os seguintes elementos Al (0,1 mg/L), As (0,01 mg/L), Ba (0,7 mg/L), B (0,5 mg/L), Pb (0,01 mg/L), Cu (0,009 mg/L), Cr (0,05 mg/L), Fe (0,3 mg/L), Mn (0,1 mg/L), Ni (0,025 mg/L) e Zn (0,18 mg/L).

Na Resolução CONAMA nº 396/2008 [139] trata da classificação, diretrizes ambientais e medidas para o enquadramento, prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas. De acordo com essa resolução, são estabelecidos limites para os usos preponderantes da água, como consumo humano, para os seguintes parâmetros inorgânicos: Al (0,2 mg/L), As (0,01 mg/L), Ba (0,7 mg/L), B (0,5 mg/L), Pb (0,01 mg/L), Cu (2 mg/L), Fe (0,3 mg/L), Mn (0,1 mg/L), Ni (0,02 mg/L), Na (200 mg/L) e Zn (5 mg/L).

Após análises e verificações de conformidade com a legislação sanitária e ambiental do Brasil, constatou-se que os parâmetros inorgânicos (metais) investigados, como ferro, manganês e magnésio, não estavam em conformidade com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 [139]. Na Resolução CONAMA 357/2005 [138], nenhum parâmetro inorgânico (metal) atendeu aos requisitos legais. Conforme a Resolução CONAMA 396/2008 [139], os metais alumínio, bário, boro, chumbo, ferro, manganês, níquel e sódio excederam os limites estabelecidos pela legislação para a região 1 (Tabela 11). Além disso, alguns parâmetros não foram abordados nas leis mencionadas, e os valores limites estão definidos em apenas uma norma legal.

Tabela 11 - Avaliação da conformidade dos resultados da Região 1 com as normas legais sanitárias e ambientais

Metais (mg/L)	Parâmetros Inorgânicos (Região 1)		
	CONAMA 430/2011	CONAMA 357/2005	CONAMA 396/2008
Al	-	não conforme	não conforme
As	conforme	não conforme	conforme
Ba	conforme	não conforme	não conforme
B	conforme	não conforme	não conforme
Pb	conforme	não conforme	não conforme
Cu	conforme	não conforme	conforme
Cr	conforme	não conforme	-
Fe	não conforme	não conforme	não conforme
Mn	não conforme	não conforme	não conforme
Ni	conforme	não conforme	não conforme
Na	-	-	não conforme
Zn	conforme	não conforme	conforme
Ca	-	-	-
Mg	não conforme	-	-

Os resultados obtidos para o extrato solubilizado dos resíduos da região 2 revelaram não conformidade com a Resolução CONAMA nº 430/2011 [140] para os parâmetros de ferro, manganês e magnésio. Em relação à Resolução CONAMA 357/2005 [138], apenas arsênio e bário estavam em conformidade. Por último, de acordo com a legislação CONAMA 396/2008 [139], os metais arsênio, bário, cobre e zinco estavam dentro dos padrões estabelecidos para a região 2. Os resultados detalhados podem ser consultados na Tabela 12.

Tabela 12 - Avaliação da conformidade dos resultados da Região 2 com as normas legais sanitárias e ambientais

Parâmetros Inorgânicos (Região 2)			
Metais (mg/L)	CONAMA 430/2011	CONAMA 357/2005	CONAMA 396/2008
Al	-	não conforme	não conforme
As	conforme	conforme	conforme
Ba	conforme	conforme	conforme
B	conforme	não conforme	não conforme
Pb	conforme	não conforme	não conforme
Cu	conforme	não conforme	conforme
Cr	conforme	não conforme	-
Fe	não conforme	não conforme	não conforme
Mn	não conforme	não conforme	não conforme
Ni	conforme	não conforme	não conforme
Na	-	-	não conforme
Zn	conforme	não conforme	conforme
Ca	-	-	-
Mg	não conforme	-	-

Durante a análise do extrato solubilizado dos resíduos orgânicos da região 3, foi constatada a não conformidade nos parâmetros inorgânicos (metais) para ferro, manganês e magnésio, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011 [140]. Em relação à Resolução CONAMA 357/2005 [138], nenhum dos metais analisados estava em conformidade. Por fim, segundo a CONAMA 396/2008 [139], apenas os metais cobre e zinco estavam dentro dos limites estabelecidos. Os detalhes completos da análise podem ser consultados na Tabela 13.

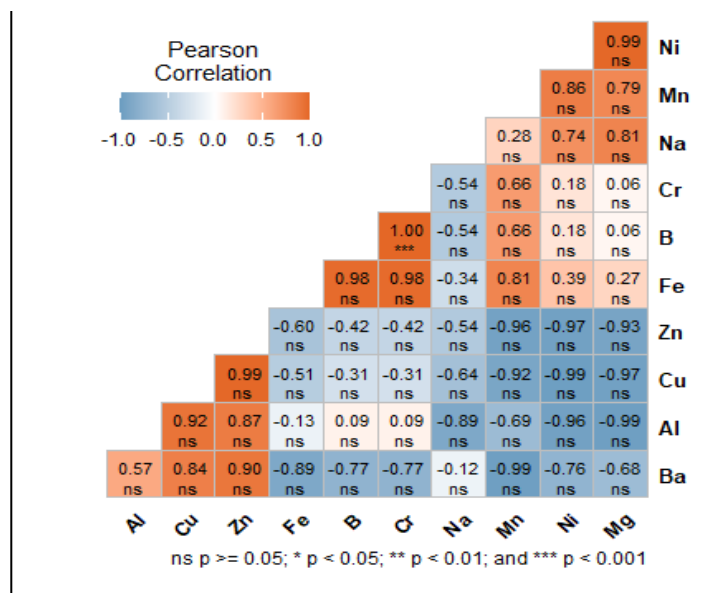
Tabela 13 - Avaliação da conformidade dos resultados da Região 3 com as normas legais sanitárias e ambientais

Parâmetros Inorgânicos (Região 3)			
Metais (mg/L)	CONAMA 430/2011	CONAMA 357/2005	CONAMA 396/2008
Al	-	não conforme	não conforme
As	-	-	-
Ba	conforme	não conforme	não conforme
B	conforme	não conforme	não conforme
Pb	-	-	-
Cu	conforme	não conforme	conforme
Cr	conforme	não conforme	-
Fe	não conforme	não conforme	não conforme
Mn	não conforme	não conforme	não conforme
Ni	conforme	não conforme	não conforme
Na	-	-	não conforme
Zn	conforme	não conforme	conforme
Ca	-	-	-
Mg	não conforme	-	-

7.1.3 Correlação de Pearson

A correlação entre as 11 variáveis do lixiviado foi analisada e representada na Figura 16.

Figura 16 - Matriz de correlação dos metais pesados nas regiões de estudo



Os resultados das regiões R1, R2 e R3 selecionadas indicam que a maioria dos parâmetros não apresentaram correlação estatisticamente significativa, sugerindo uma falta de associação entre várias variáveis. No entanto, foi observada uma correlação significativa entre cromo e boro, dado que o coeficiente de correlação foi igual a 1 (muito forte) para um p-valor inferior a 0,001, o que caracteriza a correlação entre as duas variáveis como altamente significativa e com a probabilidade de menos de 0,1% de chance de que a correlação observada tenha ocorrido por acaso. Assim, há evidências suficientes para afirmar que as concentrações de boro e cromo estão correlacionadas.

A comparação entre outros elementos resultou em um coeficiente de correlação de Pearson acima de 0,9 (Cu e Al, Zn e Cu, B e Fe, Cr e Fe, e Mg e Ni) ou abaixo de -0,9 (Mn e Ba, Ni e Al, Mg e Al, Mn e Cu, Ni e Cu, Mg e Cu, Mn e Zn, Ni e Zn, Mg e Zn), sugerindo uma relação forte entre as variáveis. Entretanto, o p-valor maior que 0,05 indica que essas correlações observadas não são estatisticamente significativas ao nível de confiança usual de 95%, ou seja, há uma probabilidade maior que 5% de que a correlação observada possa ter ocorrido por acaso.

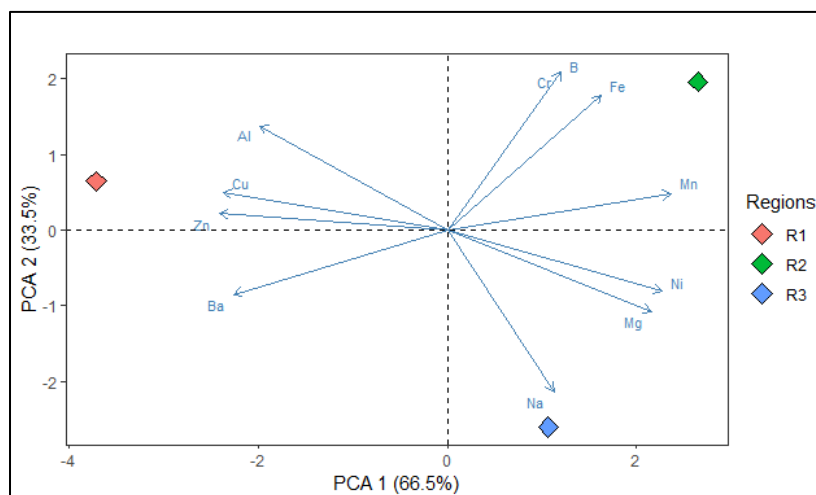
Os resultados apresentados na Tabela 14 demonstram que os metais Alumínio (Al), Bário (Ba), Cobre (Cu), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Zinco (Zn) e Magnésio (Mg) são mais adequadamente representados pela primeira componente principal (PC1), enquanto os metais Boro (B), Cromo (Cr), Ferro (Fe) e Sódio (Na) exibem correlações mais expressivas na segunda componente principal (PC2). A primeira componente principal, PC1, representa 66,5% da variância total. As duas primeiras componentes principais explicam 100% da variação nos dados. Portanto, as componentes PC1 e PC2 são utilizadas para analisar os parâmetros do lixiviado.

Tabela 14 - Matriz de Correlação das Componentes Principais

Variáveis	PC1	PC2
Al	-0.821	0.571
Ba	-0.936	-0.353
B	0.498	0.867
Cr	0.498	0.867
Cu	-0.979	0.205
Fe	0.674	0.739
Mn	0.980	0.199
Ni	0.942	-0.336
Na	0.466	-0.885
Zn	-0.996	0.090
Mg	0.895	-0.447

O biplot na Figura 17 mostra a correlação combinada entre PC1 e PC2, evidenciando que os lixiviados provenientes de resíduos das regiões R1, R2 e R3 apresentam características distintas entre si. Isso sugere que o processo de lixiviação de metais é característico para cada região em função da composição dos resíduos sólidos. Observa-se que as concentrações de alumínio, bário, cobre e zinco aumentam na direção de R1, enquanto diminuem na direção de R2 e R3. Por outro lado, as concentrações de cromo, bário, ferro e manganês aumentam na direção de R2, enquanto as concentrações de sódio, níquel e magnésio aumentam na direção de R3.

Figura 17 - Resultados de PCA para a caracterização de metais do lixiviado das três regiões



8 CONCLUSÕES

Para a Região 1, os resultados indicaram que os níveis de contaminação por metais nas amostras analisadas não estão em conformidade com os padrões legais. Isso ressalta a necessidade de intervenções ambientais e sanitárias para assegurar a qualidade e a segurança do meio ambiente e da saúde pública na região.

Em relação à Região 2, os dados apresentaram que, embora alguns metais estejam em conformidade com certos padrões legais, ainda há problemas significativos de contaminação. A não conformidade com a Resolução CONAMA nº 430/2011 para ferro, manganês e magnésio, e a parcial conformidade com a Resolução CONAMA 375/2005, destacam a necessidade de ações corretivas e de monitoramento contínuo para garantir a segurança ambiental e a saúde pública na região.

Os resultados da Região 3 apontaram uma significativa não conformidade com os padrões ambientais estabelecidos, especialmente em relação às resoluções CONAMA nº 430/2011 e 375/2005, com exceção de cobre e zinco conforme a CONAMA 396/2008. Estes achados ressaltam a necessidade urgente de medidas corretivas e de um monitoramento rigoroso para mitigar a contaminação por metais, assegurando a proteção do meio ambiente e da saúde pública na região.

Em relação a correlação de Pearson, a análise dos lixiviados das três regiões mostrou as diferenças notáveis na concentração de diversos metais, sugerindo variações na composição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e potenciais fontes de contaminação específicas. A R1 apresentou a maior concentração de alumínio (Al) com 5.198 mg/L, além de concentrações relativamente altas de ferro (Fe) com 32.2 mg/L e sódio (Na) com 748.0 mg/L, em comparação com as outras regiões. A alta concentração de Al pode estar associada ao uso excessivo de embalagens Tetra Pak e resíduos metálicos nesta região. R2 tem a concentração mais alta de ferro (Fe) com 160.4 mg/L e manganês (Mn) com 1.910 mg/L, além de uma concentração elevada de sódio (Na) com 811.3 mg/L. A concentração de arsênio (As) em R2, com 0.0875 mg/L, é significativamente maior do que em R1 e R3, sugerindo possíveis fontes de contaminação oriundas de componentes eletrônicos, produtos agrícolas (fertilizantes) e industriais. R3 apresenta uma concentração muito alta de sódio (Na) com 1047.8 mg/L e a maior concentração de níquel (Ni) com 0.15 mg/L entre as três regiões. Metais como antimônio (Sb), berílio (Be),

cádmio (Cd), cobalto (Co), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), platina (Pt) e selênio (Se) têm concentrações abaixo dos limites de quantificação em todas as três regiões.

As concentrações notavelmente altas de ferro e sódio em R2 e R3, em comparação com R1, indicam uma diferença significativa na composição dos RSU dessas regiões, onde predomina um percentual de 55.6% de matéria orgânica e 14.3% de resíduos inertes. Para aprofundar a compreensão das fontes e impactos das concentrações de metais nos lixiviados, sugere-se investigar e caracterizar as fontes específicas que contribuem para as concentrações elevadas de certos elementos, especialmente onde há divergências significativas entre as regiões. É essencial avaliar o uso e descarte de embalagens, eletrônicos e produtos industriais que possam estar contribuindo para os níveis elevados de metais como Al, Fe, As e Ni. Além disso, deve-se estudar os impactos ambientais das concentrações de metais nos lixiviados, incluindo a contaminação do solo e das águas subterrâneas, e avaliar os riscos à saúde pública associados à exposição a metais pesados, com foco especial em arsênio (As) e níquel (Ni), conhecidos por seus efeitos prejudiciais à saúde.

9 REFERÊNCIAS

- [1] Tsai, F.M., Bui, T.D., Tseng, M.L., Wu, K.J. (2020). A causal municipal solid waste management model for sustainable cities in Vietnam under uncertainty: a comparison. *Resources, Conservation and Recycling*, 154, p. 104599.
- [2] Hoornweg, D., & Bhada-Tata, P. (2012). What a waste: a global review of solid waste management.
- [3] Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Woerden, V.F. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. World Bank.
- [4] ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. Panorama 2021. São Paulo: ABRELPE, 2021.
- [5] Silva, D.R.B. da, Costa Filho, I.S., Souza, W.C.S. de, Santos, F.V. dos, Machado, P.C. de F., Brandão, I.W. de S., Pereira, F.C., Assunção, M.A. da C., Silva, R.H.Y., Russo, M.A.T., Mendonça, N.M. (2022). Aspectos Quantitativos e Qualitativos de Resíduos Sólidos Urbanos nos Municípios de Ananindeua, Belém e Marituba. In: Pereira, C., & Fricke, K. (Coords.). *Cooperação Intersetorial e Inovação: ferramentas para a gestão sustentável de resíduos sólidos*. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig.
- [6] Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008). Tratamento de chorume de aterro: revisão e oportunidade. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), pp. 468–493.
- [7] Bengtsson, L., Bendz, D., Hogland, W., Rosqvist, H., Åkesson, M. (1994). Water balance for landfills of different age. *Journal of Hydrology*, 158(3–4), pp. 203-217.
- [8] Mull, E.J. (2005). Approaches toward sustainable urban solid waste management: Sahakaranagar Layout. Unpublished M Sc Int Environ Sci, Lund University, Lund, Sweden, p. 37.
- [9] Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R.P., Chandra, A. (2006). Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1), pp. 435-456.
- [10] Guerrero, L.A., Maas, G., Hogland, W. (2013). Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Management*, 33(1), pp. 220-232.
- [11] Joardar, J.C., Halder, M. (2013). Chemical Characterization of Khulna City Waste and Its Effects on Surrounding Soils through Lateral Movement. In: Alamgir, M., Rafizul,

I.M., & S.M.T. (Eds.), Proceedings of the Waste Safe 2013 – 3rd International Conference on Solid Waste Management in the Developing Countries (pp. [Page Numbers]). Khulna, Bangladesh.

[12] Kanmani, S., Gandhimathi, R. (2013). Assessment of heavy metal contamination in soil due to leachate migration from an open dumping site. *Applied Water Science*, 3, pp. 193-205.

[13] Rodrigues, S.M., Henriques, B., da Silva, E.F., Pereira, M.E., Duarte, A.C., & Römken, P.F. (2010). Evaluation of an approach for the characterization of reactive and available pools of twenty potentially toxic elements in soils: Part I-The role of key soil properties in the variation of contaminants' reactivity. *Chemosphere*, 81(11), pp. 1549-1559;

[14] Wong, C.S., Li, X., Thornton, I. (2006). Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142, pp. 1-16;

[15] Dong, J., Yu, M., Bian, Z., Wang, Y., & Di, C. (2011). Geostatistical analyses of heavy metal distribution in reclaimed mine land in Xuzhou, China. *Environmental Earth Sciences*, 62(1), pp. 127-137;

[16] International Agency for Research on Cancer (IARC). (2018). Chromium (IV) Compounds. IARC Monograph 100C;

[17] Dash, S., Borah, S.S., Kalamdhad, A. (2019). A modified indexing approach for assessment of heavy metal contamination in Deepor Beel, India. *Ecological Indicators*, 106, p. 105444;

[18] Singh, P., Purakayastha, T.J., Mitra, S., Bhowmik, A., & Tsang, D.C. (2020). River water irrigation with heavy metal load influences soil biological activities and risk factors. *Journal of Environmental Management*, 110517;

[19] Zhang, C., Nie, S., Liang, J., Zeng, G., Wu, H., Hua, S., Liu, J., Yuan, Y., Xiao, H., Deng, L., & Xiang, H. (2016). Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure. *Science of the Total Environment*, 557, pp. 785-790;

[20] Zhou, C., Huang, H., Cao, A., & Xu, W. (2015). Modeling the carbon cycle of the municipal solid waste management system for urban metabolism. *Ecological Modelling*, 318, pp. 150-156;

- [21] Stamps, B.W., Lyles, C.N., Suflita, J.M., Masoner, J.R., Cozzarelli, I.M., Kolpin, D.W., & Stevenson, B.S. (2016). Municipal solid waste landfills harbor distinct microbiomes. *Frontiers in Microbiology*, 7, p. 534;
- [22] Ma, S., Zhou, C., Pan, J., Yang, G., Sun, C., Liu, Y., Chen, X., Zhao, Z. (2022). Leachate from municipal solid waste landfills in a global perspective: characteristics, influential factors and environmental risks. *Journal of Cleaner Production*, 333, Article 130234;
- [23] Lin, Y., Ye, Y., Hu, Y., Shi, H. (2019). The variation in microbial community structure under different heavy metal contamination levels in paddy soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 180, pp. 557-564;
- [24] Desai, C., Parikh, R.Y., Vaishnav, T., Shouche, Y.S., Madamwar, D. (2009). Tracking the influence of long-term chromium pollution on soil bacterial community structures by comparative analyses of 16S rRNA gene phylotypes. *Research in Microbiology*, 160(1), pp. 1-9;
- [25] Kawahigashi, F. et al. (2014). Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 19(3), pp. 235-244;
- [26] Lange et al. (2006). Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*;
- [27] Brasil. Ministério do Meio Ambiente. (2022a). Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: MMA.
- [28] Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. (2022b). Diagnóstico Temático do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Brasília: SNIS.
- [29] Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). (2022). Panorama 2022. São Paulo: ABRELPE.
- [30] Costa, A.F. (2021). Análise de risco à saúde humana por uso do solo contaminado por chorume na área do antigo lixão de Maceió. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Alagoas, Maceió.
- [31] Aquino, L.F., Cruz, I.A.S., Lopes, G.T., Mannarino, C.F., Ritter, E. (2022). Presença de poluentes de lixiviado no solo e águas subterrâneas em locais de disposição inadequada

de resíduos sólidos no Brasil: Revisão da literatura. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, 10(1), pp. 126-140.

[32] BRAGAGNOLO, Lucimara; FERRAZZO, Suéllen Tonatto; BRUM, Fernanda Machado; KORF, Eduardo Pavan; MOSSI, Altemir José. Qualidade do lixiviado e sua interferência na água subterrânea adjacente ao aterro sanitário de Palmeira das Missões (RS). Revista de Gestão de Água na América Latina, Porto Alegre, v. 15, n. 8, p. 1-22, nov. 2018;

[33] FRANCO, Heider Alves; ROCHA, Marcus Vinicius de Castro; THODE FILHO, Sergio. Impacto Ambiental do Extrato Solubilizado de Borra de Café sobre Organismo Terrestre. Fronteiras: Journal Of Social, Technological And Environmental Science, Anápolis, v. 9, n. 1, p. 404-413, abr. 2020;

[34] BACHETI, Gilmar Pacheco; MAZIERO, Rômulo; GARCIA, Davi Pereira. Elaboração e caracterização de blocos de concreto com a incorporação de resíduos de granito. Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental, Florianópolis, v. 7, n. 3, p. 273-296, set. 2018;

[35] BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010;

[36] BRASIL. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007 – Regulamenta as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, 2007;

[37] LUCCARELLI, A. C. M. Procedimento para Roteirização da Coleta de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Transportes) - Instituto Militar de Engenharia, Rio de Janeiro, 2017;

[38] BARROS, R. T. V. Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos. Belo Horizonte: Tessitura, 2012, 424 p;

[39] D'ALMEIDA, M.Luiza; VILHENA, André. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 2 .ed. São Paulo: IPT/CEMPRE , 2000. 370 p.

[40] United Nations Environment Programme - UNEP, 2021. Roadmap for the progresssive closure of dumpsites in Latin America and the Caribbean. Voluntary Coalition of governments and relevant organizations for the progressive closure of dumpsites in Latin America and the Caribbean.

- [41] World Bank. (n.d.). Urban Development. Retrieved [02/02/2024], from <https://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment>
- [42] U.S. Census Bureau. (2020). 2020 Census Demographic Data. Retrieved May 31, 2024, from <https://www.census.gov>
- [43] G. Cerminara, R. Cossu. 1.2-Waste input to landfills. R. Cossu, R. Stegmann (Eds.), Solid waste landfilling, Elsevier (2018), pp. 15-39;
- [44] ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOATE, C. et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. Bioresour Technol, 98 (2007), pp. 929-935;
- [45] LEBERSORGER, S.; SCHNEIDER, F. Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies. Waste Manag, 31 (2011), pp. 1924-1933;
- [46] VERMA, MvdB; DE VREEDE, L.; ACHTERBOSCH, T.; RUTTEN, M. M. Consumers discard a lot more food than widely believed: estimates of global food waste using an energy gap approach and affluence elasticity of food waste. PloS One, 15 (2020);
- [47] MANFREDI, S.; TONINI, D.; CHRISTENSEN, T. H. Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste. Waste Manag, 30 (2010), pp. 433-440;
- [48] THOMSEN, N. I.; MILOSEVIC, N.; BJERG, P. L. Application of a contaminant mass balance method at an old landfill to assess the impact on water resources. Waste Manag, 32 (2012), pp. 2406-2417.
- [49] A. Beylot, J. Villeneuve, G. Bellenfant. Life Cycle Assessment of landfill biogas management: sensitivity to diffuse and combustion air emissions. Waste Manag, 33 (2013), pp. 401-411;
- [50] MENEZES, Rosana Oliveira et al. Análise estatística da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 24, p. 271-282, 2019.
- [51] ADENIRAN, A.E.; NUBI, A.T.; ADELOPO, A.O. (2017) Solid waste generation and characterization in the University of Lagos for a sustainable waste management. Waste Management, v. 67, p. 3-10. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.002>

- [52] ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ANBT. NBR 10.004/2004 –Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- [53] Assunção, F.P.d.C.; Pereira, D.O.; Silva, J.C.C.d.; Ferreira, J.F.H.; Bezerra, K.C.A.; Bernar, L.P.; Fer-reira, C.C.; Costa, A.F.d.F.; Pereira, L.M.; Paz, S.P.A.d.; et al. A Systematic Approach to Thermo-chemical Treatment of Municipal Household Solid Waste into Valuable Products: Analysis of Routes, Gravimetric Analysis, Pre-Treatment of Solid Mixtures, Thermochemical Processes, and Characterization of Bio-Oils and Bio-Adsorbents. *Energies* 2022, 15, 7971. <https://doi.org/10.3390/en15217971>;
- [54] WHAT WASTE. (2018). Global Waste Management Report. Retrieved from <https://datacatalog.worldbank.org/search/dataset/0039597>;
- [55] ISWA (International Solid Waste Association) (2016). A roadmap to close garbage dumps: the most polluted places in the world;
- [56] VACCARI, Mentore; TUDOR, Terry; VINTI, Giovanni. Characteristics of leachate from landfills and dumpsites in Asia, Africa and Latin America: an overview. *Waste Management*, v. 95, p. 416-431, 2019;
- [57] Brasil. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Ministério Do Desenvolv Reg Secr Nac Saneam 2020;
- [58] F.C. Luz, M.H. Rocha, E.E.S. Lora, O.J. Venturini, R.V. Andrade, M.M.V. Leme, et al. Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil *Energy Convers Manag*, 103 (2015), pp. 321-337;
- [59] R.G.de.S.M. Alfaia, A.M. Costa, J.C. Campos. Municipal solid waste in Brazil: a review. *Waste Manag Res*, 35 (2017), pp. 1195-1209;
- [60] SELUR. Three years after the regulation of the National Solid Waste Policy (PNRS): Its bottlenecks and overcomes 2014;
- [61] R.E. dos Santos, I.F.S. dos Santos, R.M. Barros, A.P. Bernal, G.L. Tiago Filho, F. Silva, et al. Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: an economic and energy comparative analysis. *J Environ Manage*, 231 (2019), pp. 198-206;
- [62] Silva LJ de VB da, Santos IFS dos, Mensah JHR, Gonçalves ATT, Barros RM. Incineration of municipal solid waste in Brazil: An analysis of the economically viable energy potential. *Renew Energy* 2020; 149:1386–94;

- [63] B.V.R. Pin, R.M. Barros, E.E. Silva Lora, I.F.S. dos Santos. Waste management studies in a Brazilian microregion: GHG emissions balance and LFG energy project economic feasibility analysis. *Energy Strateg Rev*, 19 (2018), pp. 31-43;
- [64] Jones, A.M.; Harrison, R.M. Emission of ultrafine particles from the incineration of municipal solid waste: A review. *Atmos. Environ.* 2016, 140, 519–528;
- [65] Wagner TP, Raymond T (2015) Landfill mining: case study of a successful metals recovery project. *Waste Manag* 45:448–457. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.034>
- [66] USEPA, U.S. Environmental Protection Agency (2016) Advancing sustainable materials management: 2014 fact sheet. USEPA, Washington, DC.
- [67] Peters A (2016) Fast company. These maps show how many landfills there are in the U.S. <https://www.fastcompany.com/3062853/these-maps-show-how-much-of-the-us-is-covered-in-landfills>. Accessed 15 Apr 2023;
- [68] Giroux L (2014) Giroux environmental consulting. State of Waste Management in Canada. Canadian Council of Ministers of the Environment. Kanata, Ontario, Canada;
- [69] ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. Panorama 2014. São Paulo: ABRELPE, 2014.
- [70] Wang Z, Peng Y, Miao L, Cao T, Zhang F, Wang S, Han J (2016). Continuous-flow combined process of nitrification and ANAMMOX for treatment of landfill leachate. *Bioresour Technol.* 214:514–519;
- [71] Youcai Z (2018) Leachate generation and characteristics. In: *Pollution control technology for leachate from municipal solid waste*, Elsevier. 10.1016/B978-0-12-815813-5.00001-2;
- [72] Christensen TH, Kelsen P, Bjerg PL et al (2001) Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl Geochemistry* 16:659–71;
- [73] Fergusson JE. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Oxford, UK: Pergamon Press plc; 1991;
- [74] Akpor OB. Heavy Metal Pollutants in Wastewater Effluents: Sources, Effects and Remediation. *Adv Biosci Bioeng.* 2014 doi: 10.11648/j.abb.20140204.11;

- [75] Gautam RK, Sharma SK, Mahiya S, Chattopadhyaya MC (2014) CHAPTER 1. Contamination of heavy metals in Aquatic media: transport, toxicity and technologies for remediation. In: Heavy metals in water. pp 1–24. 10.1039/9781782620174-00001;
- [76] Verma R, Dwivedi P. Heavy metal water pollution-A case study. *Recent Res Sci Technol*. 2017;5(5):98–99;
- [77] Kibria G, Hossain MM, Mallick D, et al. Trace/heavy metal pollution monitoring in estuary and coastal area of Bay of Bengal, Bangladesh and implicated impacts. *Mar Pollut Bull*. 2016 doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.02.021;
- [78] Baun DL, Christensen TH. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Waste Manag Res*. 2004;22:3–23. doi: 10.1177/0734242X04042146;
- [79] Rikta SY, Tareq SM, Uddin MK. Toxic metals (Ni^{2+} , Pb^{2+} , Hg^{2+}) binding affinity of dissolved organic matter (DOM) derived from different ages municipal landfill leachate. *Appl Water Sci*. 2018;8:1–8. doi: 10.1007/s13201-018-0642-9;
- [80] Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker AP, et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit Rev Environ Sci Technol*. 2002;32:297–336. doi: 10.1080/10643380290813462;
- [81] D. Kulikowska, E. Klimiuk. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresour. Technol.*, 99 (2008), pp. 5981-5985;
- [82] Andrade, Fernanda Nascimento De. The influence of leachate recirculation on the production and quality of biogas generated in landfills: a systematic review – 2022, 82f;
- [83] UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Training module: closing an open dumpsite and shifting from open dumping to controlled dumping and to sanitary land filling., 2005;
- [84] EHRIG, H.J.; STEGMANN, R. Leachate quality. *Solid Waste Landfilling: Processes, technology, and environmental impacts*. 1 ed. Elsevier, 2019. p. 511–539;
- [85] ISKANDER, S. M.; ZHAO, R.; PATHAK, A.; GUPTA, A.; PRUDEN, A.; NOVAK, J. T.; HE, Z. A review of landfill leachate induced ultraviolet quenching substances: Sources, characteristics, and treatment. *Water Research*. 145, 297-311, 2018;
- [86] S. Collado, D. Nunez, P. Oulego, F.A. Riera, M. Diaz. Effect of landfill leachate ageing on ultrafiltration performance and membrane fouling behaviour. *J. Water Process Eng.*, 36 (2020), Article 101291;

- [87] P. Gautam, S. Kumar. Characterisation of hazardous waste landfill leachate and its reliance on landfill age and seasonal variation: a statistical approach. *J. Environ. Chem. Eng.*, 9 (2021), Article 105496;
- [88] MOSCHEM, J. C; GONÇALVES, P. R. Impact of Heavy Metals: An Analysis of Biochemical and Cellular Effects. *Health and Biosciences*, v.1, n.2, p. 88-100, 2020;
- [89] KOLESNIKOV, S.; MINNIKOVA, T.; KAZEYEV, K. AKIMENKO, Y.; EVSTEGNEEVA, N. Assessment of the Ecotoxicity of Pollution by Potentially Toxic Elements by Biological Indicators of Haplic Chernozem of Southern Russia (Rostov region). *Water Air Soil Pollution*, v 233, n. 18, 2022;
- [90] Benson N.U., Udosen E.D., Essien J.P., Anake W.U., Adedapo A.E., Akintokun O.A., et al (2017). Geochemical fractionation and ecological risks assessment of benthic sediment-bound heavy metals from coastal ecosystems off the Equatorial Atlantic Ocean , *International Journal of Sediment Research*, 32 (3), 410-420;
- [91] Essien J.P., Benson N.U. and Antai S.P. (2008). Seasonal dynamics of physicochemical properties and heavy metal burdens in Mangrove sediments and surface water of the brackish Qua Iboe Estuary, Nigeria. *Toxicological and Environmental Chemistry*. 90(2), 259-273;
- [92] Pan H., Yang Y., Lv Q., Amp T.V. (2015). Research on environment pollution and prevention of heavy metals in electronic wastes. *Environ. Sci. Manag.*, 40, 57-60;
- [93] Deng M., Kuo D.T.F., Wu Q., Zhang Y., Liu X., Liu S., et al (2018). Organophosphorus flame retardants and heavy metals in municipal landfill leachate treatment system in Guangzhou , China. *Environ. Pollut.*, 236, 137-145;
- [94] Essien J.P., Inam E.D., Ikpe D.I., Udofia G.E., Benson N.U. (2019). Ecotoxicological status and risk assessment of heavy metals in municipal solid wastes dumpsite impacted soil in Nigeria , *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 11;
- [95] FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin: Springer–Verlag. 486 p.1983;
- [96] Robinson H. D. (1983). Problems of Leachate from Domestic Waste tips in Analysis for Environmental Protection. *Annual Proceedings* 20;

- [97] Trabelsi I., Salah S., Ounaies F. (2013). Coupling short-time sequencing batch reactor and coagulation-settling process for co-treatment of landfill leachate with raw municipal wastewater. *Arabian Journal of Geosciences*, 6 (6), 2071-2079;
- [98] ESDO. E - waste : The Bangladesh Situation. 2010; 1–36;
- [99] YUSUF, U. K.; ABDULLAH, N.; BAKAR, B.; ITAM, K.; ABDULLAH, F. e SUKARI, M.A. Flavonoid glycosides in the leaves of *Mimosa* species. *Biochemical Systematics and Ecology*, v. 31, p. 443–445, 2003;
- [100] Zhang YL, Li AM, Lu YF, Yan L, Zhong S, Deng CL (2009) Characterization and removal of dissolved organic matter (DOM) from landfill leachate rejected by nanofiltration. *Waste Manag.* 29(3):1035–1040;
- [101] Wu J, Zhang H, He P, Shao L (2011) Insight into the heavy metal binding potential of dissolved organic matter in MSW leachate using EEM quenching combined with PARAFAC analysis. *Water Res* 45:1711–1719;
- [102] Baun DL, Christensen TH (2004) Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Waste Manag Res* 22:3–23;
- [103] Wu J, Zhang H, Shao L, He P (2012) Fluorescent characteristics and metal binding properties of individual molecular weight fractions in municipal solid waste leachate. *Environ Pollut* 162:63–71;
- [104] Terbouche A, Djebbar S, Benali-Baitich O, Bouet G (2010) Characterization and complexing capacity of humic acid extracted from Yakouren soil with heavy metals by conductimetry and quenching of fluorescence. *Soil Sediment Contam* 19(1):21–41;
- [105] Zhao J, Nelson DJ (2005) Fluorescence study of the interaction of Suwannee River fulvic acid with metal ions and Al^{3+} -metal ion competition. *J Inorg Biochem* 99:383–396;
- [106] N. Bp, M.J.P. Rk. Assessment of contamination potential of leachate from municipal solid waste landfill sites for metropolitan cities in India *Pollution*, 5 (2019), pp. 313-322;
- [107] Z. Yao, S. Yu, W. Su, D. Wu, J. Liu, W. Wu, J. Tang, Calorimetry. Probing the combustion and pyrolysis behaviors of polyurethane foam from waste refrigerators. *J. Therm. Anal. Calorim.*, 141 (2020), pp. 1137-1148;

- [108] H. Lee, F. Coulon, S.T. Wagland. Influence of pH, depth and humic acid on metal and metalloids recovery from municipal solid waste landfills. *Sci. Total Environ.*, 806 (2022), Article 150332;
- [109] Baird, C. (2002) *Química Ambiental*. 2nd Edition, Bookman, Porto Alegre;
- [110] ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. *Introdução à química ambiental*. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 256 p;
- [111] PINTO, C. A. *Estudo da estabilização por solidificação de resíduos contendo metais pesados*. 2005. 229f. Dissertação (Doutorado na Área de Concentração Engenharia Química) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005;
- [112] LEITE, C.; BERNARDES, R. S.; OLIVEIRA, S. A. DE. Walkley-Black method for organic matter determination in soils contaminated by leachate. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 8, n. 1, p. 111–115, 2004;
- [113] FAO. *Plant nutrition for food security: A guide for integrated nutrient management*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006. Disponível em: <http://www.fao.org>. Acesso em: 2 jun. 2023.
- [114] ALVARENGA, P. *Uso de resíduos industriais na agricultura: riscos e benefícios*. 2007. Tese (Doutorado) – Universidade de Aveiro, Aveiro, 2007.
- [115] ZACHARIAS, C. M. *Estudo da toxicidade de metais pesados em solos agrícolas*. 2013. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.
- [116] LIMA, C. A. M.; MERÇON, J. *Toxicidade de metais pesados: efeitos sobre a saúde humana*. In: SIMPÓSIO DE SAÚDE AMBIENTAL, 3., 2010, Rio de Janeiro. *Anais [...]*. Rio de Janeiro: UFRJ, 2010. p. 45-56;
- [117] SARYAN, L. A.; ZENZ, C. Lead and its compounds. In: ZENZ, C.; DICKERSON, O. B.; HORVATH, E. P. (Ed.). *Occupational medicine*. 3. ed. St. Louis: Mosby, 1994. cap. 32, p. 506-541;
- [118] XIE, H.; DING, X.; PU, Y. Toxicological effects of lead on the human body: a review. *Journal of Environmental Science and Health*, v. 33, n. 4, p. 451-472, 1998;
- [119] AMOR, C.; DE TORRES-SOCÍAS, E.; PERES, J. A.; MALDONADO, M. I.; OLLER, I.; MALATO, S.; LUCAS, M. S. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 286, p. 261-268, 2015;

- [120] SHER, F.; MALIK, A.; LIU, H. Industrial polymer effluent treatment by chemical coagulation and flocculation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 1, p. 684-689, 2013;
- [121] DOLAR, D.; KOŠUTIĆ, K.; STRMECKY, T. Hybrid processes for treatment of landfill leachate: coagulation/UF/NF-RO and adsorption/UF/NF-RO. *Separation and Purification Technology*, v. 168, p. 39-46, 2016;
- [122] ADHIKARI, B. B.; KANEMITSU, M.; KAWAKITA, H.; JUMINA; OHTO, K. Synthesis and application of a highly efficient polyvinylcalix[4]arene tetraacetic acid resin for adsorptive removal of lead from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*, v. 172, p. 341-353, 2011;
- [123] LIU, C.; BAI, R.; LY, Q. S. Selective removal of copper and lead ions by diethylenetriamine-functionalized adsorbent: behaviors and mechanisms. *Water Research*, v. 42, p. 1511-1522, 2008;
- [124] GHAEDI, M.; KARAMI, B.; EHSANI, S.; MARAHEL, F.; SOYLAK, M. Preconcentration–separation of CO_2^+ , Ni^{2+} , Cu^{2+} and Cd^{2+} in real samples by solid phase extraction of a calix[4]resorcinarene modified Amberlite XAD-16 resin. *Journal of Hazardous Materials*, v. 172, p. 802-808, 2009;
- [125] MOHAN, S.; GANDHIMATHI, R. Removal of heavy metal ions from municipal solid waste leachate using coal fly ash as an adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, v. 169, p. 351-359, 2009;
- [126] GUPTA, V. K.; SUHAS. Application of low-cost adsorbents for dye removal - a review. *Journal of Environmental Management*, v. 90, p. 2313-2342, 2009;
- [127] POBLETE, R.; OLLER, I.; MALDONADO, M. I.; LUNA, Y.; CORTES, E. Cost estimation of COD and color removal from landfill leachate using combined coffee-waste based activated carbon with advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 5, p. 114-121, 2017;
- [128] POBLETE, R.; PÉREZ, N. Use of sawdust as pretreatment of photo-Fenton process in the depuration of landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, v. 253, 2020;

- [129] AKAY, S. Pre-treatment of landfill leachate by biochar for the reduction of chemical oxygen demand: the effect of treatment time, temperature and biochar dose. *Journal of the Iranian Chemical Society*, v. 18, p. 1729-1739, 2021;
- [130] KURNIAWAN, T. A.; et al. [et al. is retained] Struvite precipitation for NH₃-N removal: reevaluation and critical aspects. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, vol. 29, no. 6, p. 409-417, 2006;
- [131] LI, W.; ZHAO, Y. T. Simultaneous removal of ammonia and phosphorus from swine wastewater by struvite precipitation. *Journal of Environmental Engineering*, v. 127, n. 8, p. 716-723, 2001;
- [132] BARNES, D. G.; et al. Struvite synthesis with pH control in batch systems. *Journal of Sanitation and Water Reuse*, v. 55, n. 2, p. 171-178, 2007;
- [133] CHONG, M. N.; JIN, B.; CHOW, C. W. K.; SAINT, C. Recent developments in photocatalytic water treatment technology: a review. *Water Research*, v. 44, p. 2997-3027, 2010;
- [134] NEYENS, E.; BAEYENS, J. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, v. 98, p. 33-50, 2003;
- [135] WU, D. L.; WANG, W.; GUO, Q. W.; SHEN, Y. H. Combined Fenton-SBR process for bamboo industry wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 214, p. 278-284, 2013;
- [136] CHEN, W.; ZHANG, A.; GU, Z.; LI, Q. Enhanced degradation of refractory organics in concentrated landfill leachate by Fe⁰/H₂O₂ coupled with microwave irradiation. *Chemical Engineering Journal*, v. 354, p. 680-691, 2018;
- [137] LOPEZ, A.; PAGANO, M.; VOLPE, A.; DI PINTO, A. C. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. *Chemosphere*, v. 54, p. 1005-1010, 2004;
- [138] BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. CONAMA: Brasília, 2005.
- [139] BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 396, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 04 abr. 2008. Seção 1, p. 89.

- [140] BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. CONAMA: Brasília, 2005;
- [141] Silva, Rodrigo Cândido Passos da; Santos, João Paulo de Oliveira; Mello, Daniel Pernambucano de; El-Deir, Soraya Giovanetti. Resíduos Sólidos: Tecnologias e Boas Práticas de Economia Circular. Recife: EDUFRPE, 2018;
- [142] CUNHA et al. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, p. 159-168, 2013.
- [143] ZELIC, Marco Antônio. Avaliação do processo de destilação do percolado de aterro em função dos parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA 430. 2017. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo;
- [144] LOS, Fabíole Jordana et al. Avaliação da presença e lixiviação de metais tóxicos em amostras de três marcas comerciais de alginatos. Revista Tecno-Lógica, v. 17, n. 1, p. 38-43, 2013;
- [145] Drudi, K.C.; Drudi, R.; Martins, G.; Antonio, G.C.; Leite, J.T.C. Statistical model for heating value of municipal solid waste in Brazil based on gravimetric composition. Waste Manag. 2019, 87, 782–790;
- [146] Nizami, A.; Shahzad, K.; Rehan, M.; Ouda, O.; Khan, M.; Ismail, I.; Almeelbi, T.; Basahi, J.; Demirbas, A. Developing waste biorefinery in Makkah: A way forward to convert urban waste into renewable energy. Appl. Energy 2017, 186, 189–196;
- [147] Zhou, H.; Long, Y.; Meng, A.; Li, Q.; Zhang, Y. Interactions of three municipal solid waste components during co-pyrolysis. J. Anal. Appl. Pyrolysis 2015, 111, 265–271;
- [148] da Silva, L.J.d.V.B.; dos Santos, I.F.S.; Mensah, J.H.R.; Gonçalves, A.T.T.; Barros, R.M. Incineration of municipal solid waste in Brazil: An analysis of the economically viable energy potential. Renew. Energy 2019, 149, 1386–1394;
- [149] PEREIRA, D. O.; ASSUNÇÃO, F. P. da C.; SILVA, J. C. C. da; FERREIRA, J. F. H.; FERREIRA, R. B. P.; LOLA, Á. L.; NASCIMENTO, Í. C. P. do; CHAVES, J. P.; NASCIMENTO, M. S. C. do; SILVA GOUVÊA, T. et al. Prediction of leachate characteristics via an analysis of the solubilized extract of the organic fraction of domestic

- solid waste from the Municipality of Belém, PA. Sustainability, v. 15, 15456, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su15211545>;
- [150] BELÉM. Lei Municipal nº 9.656, de 30 de dezembro de 2020. Institui a Política Municipal de Saneamento Básico do Município de Belém, o Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), e o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS), em atenção ao disposto no Art. 9º da Lei Federal nº 11.445/2007, com as atualizações trazidas pela Lei nº 14.026/2020, o Novo Marco do Saneamento Básico, e dá outras providências. Belém, PA, 30 dez. 2020;
- [151] MARITUBA. Plano Municipal de Saneamento de Marituba. PMM: Marituba, 2019.
- [152] IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Brasileiro de 2010; IBGE: Rio de Janeiro, Brazil, 2012. Available online: <https://censo2010.ibge.gov.br/> (acesso em 1 Augusto 2022);
- [153] PNUD. Relatório de Desenvolvimento Humano 2010: A Realidade Urbana. Brasília: Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, 2010.
- [154] FESSEHA, S. N.; BIN, F. The assessment of solid waste products management in Ethiopians municipal urban areas. International Journal of Social Sciences and Management, v. 2, p. 165-179, 2015;
- [155] BNT. NBR 10005: Lixiviação de resíduos sólidos - Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2004b.
- [156] ABNT. NBR 10006: Solubilização de resíduos sólidos - Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2004c;
- [157] APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23rd ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017;
- [158] Croghan, CW, Egeghy, PP (2003) Methods for Dealing with Values Below the Limit of Detection using SAS. North Carolina State University, Institute for Advanced Analytics, Raleigh, NC.
- [159] Hewett, P and Ganser, GH (2007) A comparison of several methods for analyzing censored data. Ann. Occup. Hyg. 51(7): 611-632.

- [160] Zhang, F., Li, C., Shi, Y. et al. Evaluation on leachability of heavy metals from tailings: risk factor identification and cumulative influence. *Environ Sci Pollut Res* 30, 64565–64575 (2023). <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26933-2>.
- [161] Jiang, W., Liu, H., Sheng, Y. et al. Distribution, Source Apportionment, and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Groundwater in a Multi-mineral Resource Area, North China. *Expo Health* 14, 807–827 (2022). <https://doi.org/10.1007/s12403-021-00455-z>
- [162] Kumari, P., Gupta, N.C., Kaur, A., Singh, K., 2019. Application of principal component analysis and correlation for assessing groundwater contamination in and around municipal solid waste landfill of Ghazipur, Delhi. *J. Geol. Soc. India* 94, 595–604. <https://doi.org/10.1007/s12594-019-1366-7>.
- [163] KRUGEL, J. Estudo da concentração do percolado de aterro industrial por evaporação visando à redução da carga poluidora. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013;
- [164] SAMADDER, S. R.; PRABHAKAR, R.; KHAN, D.; KISHAN, D.; CHAUHAN, M. S. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: A case study. *Science of The Total Environment*, v. 580, p. 593-601, 2017. ISSN 0048-9697. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.003>;
- [165] EDOKPAYI, Joshua N.; DUROWOJU, Olatunde S.; ODIYO, John O. Assessment of heavy metals in landfill leachate: A case study of Thohoyandou landfill, Limpopo Province, South Africa. In: SALEH, Hosam El-Din M.; AGLAN, Refaat F. (Eds.). *Heavy Metals*. Cham: Springer, 2018. p. 123-145. Submitted on: 04 Oct. 2017. Revised on: 15 Jan. 2018. Published on: 30 Mar. 2018;
- [166] Maiti, S. K., Hazra, T., Debsarkar, A., & Dutta, A. (2016). Leachate characterization and identification of dominant pollutants using leachate pollution index for an uncontrolled landfill site. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 2, 177–186. <https://doi.org/10.7508/gjesm.2016.02.008>
- [167] Hussain et al., 2024 M.S. Hussain, G. Gupta, R. Mishra, N. Patel, S. Gupta, S.I. Alzarea, I. Kazmi, P. Kumbhar, J. Disouza, H. Dureja, N. Kukreti, S.K. Singh, K. Dua Unlocking the secrets: volatile organic compounds (VOCs) and their devastating effects on lung cancer. *Pathol. Res. Pract.*, 155157 (2024), [10.1016/j.prp.2024.155157](https://doi.org/10.1016/j.prp.2024.155157)

- [168] Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, 68, 167–182. <https://doi.org/10.1093/bmb/ldg032>
- [169] RIGUETTI, Priscilla Fracalossi; CARDOSO, Cláudia Andréa Lima; CAVALHEIRO, Alberto Adriano; LENZI, Ervim; FIORUCCI, Antonio Rogério; SILVA, Margarete Soares da. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. *Revista Ambiente & Água, Taubaté*, v. 10, n. 1, p. 101-111, jan./mar. 2015.
- [170] OLIVEIRA, D. L.; SANTANA, G. P. Influência do aterro municipal de Manaus sobre as águas superficiais da circunvizinhança: um enfoque ao estudo de metais pesados. *Caminhos de Geografia, Uberlândia*, v. 11, n. 34, p. 75-83, 2010.
- [171] LINDAMULLA, L.M.L.K.B; JEGATHEESAN, V.; JINADASA, K.B.S.N.; NANAYAKKARA, K.G.N.; OTHMAN, Z.; Integrated mathematical model to simulate the performance of membrane bioreactor. *Chemosphere*, n. 284, p. 131-319, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131319>
- [172] HUSSEIN, Munirah; YONEDA, Kenichi; MOHD-ZAKI, Zuhaida; AMIR, Amnorzahira; OTHMAN, Nor Ázizi. Heavy metals in leachate, impacted soils and natural soils of different landfills in Malaysia: An alarming threat. *Chemosphere*, v. 267, p. 128874, 2021. ISSN 0045-6535. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128874>;
- [173] LEMLY, A. D. Aquatic selenium pollution is a global environmental safety issue. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2004. DOI: 10.1016/S0147-6513(03)00095-2;
- [174] WONG, A. H. H.; CHIN, W. S. M. A case study of long-term CCA preservative leaching from treated hardwood poles in a humid tropical condition. *Section 5 Sustainability and Environment*. 2016;
- [175] FU, Jie; ZHAO, Changpo; LUO, Yupeng; LIU, Chunsheng; KYZAS, George Z.; LUO, Yin; ZHAO, Dongye; AN, Shuqing; ZHU, Hailiang. Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: Their relations to environmental factors. *Journal of Hazardous Materials*, v. 270, p. 102-109, 2014. ISSN 0304-3894;
- [176] ALVES, R. I. S.; TONANI, K. A. A.; NIKAIDO, M.; CARDOSO, O. O.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURAMUÑOZ, S. I. Avaliação das concentrações de metais

pesados em águas superficiais e sedimentos do Córrego Monte Alegre e afluentes, Ribeirão Preto, SP, Brasil. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 122-132, 2010.

[177] R.C. Antweiler, H.E. Taylor, C.N. Alpers. Distribution and geochemistry of selected trace elements in the Sacramento River near Keswick Reservoir. *Chem. Geol.*, 298–299 (2012), pp. 70-78;

[178] V. Bhardwaj, D.S. Singh, A.K. Singh. Environmental repercussions of cane-sugar industries on the Chhoti Gandak river basin, Ganga Plain, India. *Environ. Monit. Assess.*, 171 (2010), pp. 321-344;

[179] Kuajara O, Sanches JCD, Ballestrin RA, Teixeira EC. Environmental monitoring of the North Porto Alegre landfill, Brazil. *Water Environ Res* 1997; 69:1170-7;

[180] Oliveira FSJ, Jucá FTJ. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. *Eng Sanit Ambient* 2004; 9:211-7;

[181] CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUNHÖZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil e sua relevância para saúde pública. *Caderno de Saúde Pública*, v. 23, n. 4, p. 939-947, 2007.

[182] CORT, E. P. D.; ALBERTI, V.; ROTTA, M.; BECEGATO, V.; MACHADO, W. C. P.; ONOFRE, S. B. Níveis de metais pesados presentes no chorume produzido em aterros sanitários da região sudoeste do Paraná. *Geoambiente*, Jataí, n. 11, p. 103-116, 2008;

[183] CINTRA, Ilka Soares. Estudo da influência da recirculação de chorume Cdu e chorume inoculado na aceleração do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. 2003. 352 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2003.