



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

NATHÁLIA NASCIMENTO SILVA E SOUZA

AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE POLUIÇÃO NO RIO IPOJUCA
POR MEIO DO ESTUDO DOS SEDIMENTOS
CONTAMINADOS POR METAIS PESADOS

RECIFE – PE
JULHO /2023

NATHÁLIA NASCIMENTO SILVA E SOUZA

AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE POLUIÇÃO NO RIO IPOJUCA
POR MEIO DO ESTUDO DOS SEDIMENTOS
CONTAMINADOS POR METAIS PESADOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural do Pernambuco, como requisito parcial para à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.
Área de concentração: Engenharia de sedimentos.

Orientador: Prof. Dr. Marcus Metri Correa

Coorientador: Prof. Dr. Alex Souza Moraes

RECIFE - PE

JULHO/ 2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S729a Souza, Nathália Nascimento Silva e
Avaliação dos níveis de poluição no Rio Ipojuca por meio do estudo dos sedimentos contaminados por metais pesados / Nathália Nascimento Silva e Souza. - 2023.
81 f.
- Orientador: Marcus Metri Correa.
Coorientador: Alex Souza Moraes.
Inclui referências.
- Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Recife, 2023.
1. Lavanderias têxteis. 2. Monitoramento Ambiental. 3. Qualidade dos solos. 4. Concentrações de poluentes. 5. Contaminação Ambiental. I. Correa, Marcus Metri, orient. II. Moraes, Alex Souza, coorient. III. Título

AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE POLUIÇÃO NO RIO IPOJUCA POR MEIO DO ESTUDO DOS SEDIMENTOS CONTAMINADOS POR METAIS PESADOS

Nathália Nascimento Silva e Souza

BANCA EXAMINADORA

Aprovado em: 28 de julho de 2023

Prof. Dr. Otávio Pereira dos Santos Júnior (IFPE)
Examinador Externa

Prof.(a) Dra. Leocádia Terezinha Cordeiro Beltrame (UFRPE)
Examinadora Interna

Prof. Dr. MARCUS METRI CORRÊA (PPEAMB/UFRPE)
Orientador

Prof. Dr. MARCUS METRI CORRÊA (PPEAMB/UFRPE)
Coordenador

*“Pensei que seguindo o rio
Eu jamais me perderia:
Ele é o caminho mais certo,
de todos o melhor guia.
Mas como segui-lo agora
que interrompeu a descida?”*

*Morte e Vida Severina.
João Cabral de Melo Neto*

AGRADECIMENTOS

Principalmente aos meus familiares e ressaltando meus pais Angela e Gilberto, que sempre estiveram ao meu lado me incentivando e colocando eu e Luiza em primeiro lugar, também gostaria de falar na memória do meu tio avô, meu avô do coração, Tio Rosalvo que sempre foi uma rocha e base para que eu pudesse focar nos meus estudos, agradeço por minha avó Risonete que sempre teve e tem muito orgulho de mim e do que estou fazendo, gostaria também de lembrar da minha irmã Luiza, que sempre incentivou, puxou minhas orelhas quando necessário, aos meus tios Tonho, Mezé, Dinha, Hêlvio, Acacia, Sandrinha e Anabela amo vocês.

Ao meu companheiro de vida, Thiago, que cuida de mim, que me chama atenção quando necessário, mas sem nunca perder a doçura e amor, que é meu exemplo de profissional na academia, que me ajuda e me ensina a ser uma verdadeira pesquisadora, e que na reta final da dissertação entre surtos e desesperos sempre tentou me manter calma e me dando nortes de como seguir, obrigada, meu amor, te amo.

Aos meus amigos que sempre estiveram presentes me animando, incentivando entre eles a Regina que me ajudou com palavras e sugestões desta dissertação, a Tainá e Marcelo que quando mais precisei me deram colo e se ofereceram a me ajudar, a Elicarla e Vic que me deram apoio, aos meus amigos do mestrado especificamente Marcos, Iara, Will, Vilbert e Priscila, ao Fernando e Nessa que mesmo estando atarefados tiveram paciência com meus surtos, ao Jair que compartilhou agonias, dúvidas e dados com a dissertação, a Wesley que com o bom humor me animou e me ajudou a concluir mais essa etapa, obrigada ao grupo Twitter MCZ, ao grupo Novas Pernambucanas, a Agnes, Romulo, João, Kaline, Ciba, Flávio, Salla, Fabi, Aline, Aarom, Manu, Monique, Antonielle, Layane, Maíra, Amanda, Jessica, Tetea e Lyara aos meus sogros Nazaré e Edson. Obrigada a todos meus outros amigos, que são muitos e não conseguirei citar todos mas saiba que sou eternamente grata a todos vocês.

Aos pesquisadores brasileiros que mesmo com todas as dificuldades realizam feitos incríveis, quando muitos menosprezaram e desmereceram as pesquisas, a pandemia foi a prova de que a ciência salva vidas.

A Dra. Patrícia Karla, a técnica do laboratório da UFRPE, que teve muita paciência comigo me ensinando, ajudando e orientando, usando sua formação em agronomia e também a agrônoma da UFRPE a Dra. Paula Araújo que me ensinou muito e conseguiu me guiar e orientar com questões que eram fundamentais para o desenvolvimento da minha dissertação. Ao Arthur Araújo, técnico do laboratório da UFRPE, que me ajudou com as minhas amostras.

Aos meus companheiros de IC da UFPE e todo o laboratório Voxar que me auxiliaram com infraestrutura para realizar essa dissertação, principalmente a Maria, Gusto, Arianny, Yasmim e Ellian.

Ao projeto de estudos e foco em trabalhos acadêmicos Meu lattes minha vida que me auxiliou, orientou e ajudou como terminar essa dissertação com mais tranquilidade.

Ao professor Dr. Romildo Morant que com toda sua experiência me auxiliou, orientou e ajudou a me acalmar, me incentivando e acreditando em mim.

Ao meu Orientador professor Dr. Marcus Metri que com toda simpatia, educação e conhecimento me orientou, explicou, auxiliou, compreendeu e debateu e fez um excelente trabalho como orientador.

Ao meu co-orientador professor Dr. Alex Moraes pelos ensinamentos e compreensão do tema.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, por todo suporte e dedicação ao longo desta trajetória.

Aos membros da banca avaliadora, pela disponibilidade e contribuições realizadas.

À Capes e Facepe, que em parceria apoiaram financeiramente a realização desta pesquisa.

Ao Projeto Fortal que ajudou e incentivou e apoiou a realização desta pesquisa.

Por fim, a todos que direta e indiretamente me apoiaram, mandando energias positivas e contribuíram para o meu desenvolvimento profissional e pessoal. Essa conquista, de alguma forma, tem a contribuição de todos vocês. Meus sinceros agradecimentos.

SOUZA, N. N. S. Avaliação dos níveis de poluição no Rio Ipojuca por meio do estudo dos sedimentos contaminados por metais pesados. 2023. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal Rural do Pernambuco, Recife-PE.

RESUMO

As lavanderias do Polo têxtil localizado em Caruaru-PE produzem grande quantidade de efluentes por dia, e estes efluentes, uma vez lançados no rio Ipojuca e afluentes, estão influenciando na acumulação de compostos com elevada carga poluidora nos sedimentos dos corpos hídricos. Este estudo tem por finalidade diagnosticar a sanidade do rio Ipojuca no trecho do Polo Têxtil através do monitoramento e diagnóstico ambiental da qualidade dos solos e sedimentos superficiais. Os pontos amostrais foram definidos a partir de uma avaliação exploratória da qualidade dos sedimentos superficiais para identificar áreas atípicas enriquecidas por metais. O Estudo foi realizado através de 10 (dez) coletas de sedimentos superficiais, após levantamento das lavanderias registradas na Associação das Lavanderias de Caruaru – ALC, localizadas em um trecho do rio Ipojuca, no Centro Urbano do município de Caruaru-PE. Os resultados obtidos do estudo indicam que os metais pesados poluentes como Cr, Cu, Pb e Zn tiveram níveis acima de acordo com os limites estabelecidos pelos órgãos ambientais CONAMA e USEPA. E os metais As, Cr, Cu, Pb e Zn tiveram a classificação do Fator de Enriquecimento igual ou maior que Enriquecimento Severo e apenas o Ni que teve valores aceitáveis de acordo com a CONAMA e USEPA e o fator de enriquecimento deu como pouco enriquecido. As concentrações de Cobre (Cu) e Zinco (Zn) no trecho I-08 foram particularmente elevadas, principalmente devido à proximidade com o riacho do Salgado, onde estão localizadas várias lavanderias têxteis, atividades comerciais e despejo de esgoto doméstico. Portanto, foi possível identificar através das análises que as atividades apontadas acima contribuem significativamente para a intensa contaminação nessa região, uma vez que os efluentes de algumas lavanderias são despejados diretamente no ambiente. Uma das principais conclusões foi a necessidade de se implementar medidas de contenção da poluição no local onde o riacho do Salgado se encontra com o rio Ipojuca, a fim de reduzir o transporte de sedimentos contaminados por metais pesados para o rio que geram riscos à saúde humana e a necessidade de medidas preventivas pela gestão pública para evitar a contaminação ambiental.

Palavras-Chave: Lavanderias têxteis; Monitoramento Ambiental; Qualidade dos solos; Concentrações de poluentes; Contaminação Ambiental.

SOUZA, N. N. S. **Assessment of pollution levels in the Ipojuca River through the study of sediments contaminated by heavy metals.**, 2023. Master's Dissertation in Environmental Engineering – Federal Rural University of Pernambuco, Recife-PE.

ABSTRACT

The textile industry laundries located in Caruaru, Pernambuco, produce a significant amount of effluents per day, and these effluents, once discharged into the Ipojuca River and its tributaries, are influencing the accumulation of compounds with a high pollutant load in the water bodies' sediments. The purpose of this study is to assess the health of the Ipojuca River in the textile industry section through the monitoring and environmental diagnosis of soil and surface sediment quality. Sampling points were defined based on an exploratory assessment of surface sediment quality to identify atypical areas enriched with metals. The study was carried out through 10 (ten) collections of surface sediments, following a survey of laundries registered with the Caruaru Laundries Association (ALC), located in a stretch of the Ipojuca River in the urban center of Caruaru, Pernambuco. The results obtained from the study indicate that heavy pollutant metals such as Cr, Cu, Pb, and Zn had levels above the limits established by environmental agencies CONAMA and USEPA. Metals such as As, Cr, Cu, Pb, and Zn had an Enrichment Factor classification equal to or greater than Severe Enrichment, with only Ni having acceptable values according to CONAMA and USEPA, and the enrichment factor indicating low enrichment. Copper (Cu) and Zinc (Zn) concentrations in the I-08 section were particularly high, mainly due to the proximity to Salgado Creek, where several textile laundries, commercial activities, and domestic sewage discharge are located. Therefore, it was possible to identify through the analysis that the activities mentioned above contribute significantly to intense contamination in this region, as effluents from some laundries are discharged directly into the environment. One of the main conclusions was the need to implement pollution containment measures at the point where Salgado Creek meets the Ipojuca River in order to reduce the transport of sediments contaminated with heavy metals into the river, which poses risks to human health. Additionally, there is a need for preventive measures by public authorities to prevent environmental contamination.

Keywords: Textile laundries, Environmental monitoring, Soil quality, Pollutant concentrations, Environmental contamination

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Imagem de satélite dos pontos onde foram realizadas as coletas em um trecho do rio Ipojuca, localizado no Centro Urbano do município de Caruaru-PE.....	43
Figura 2: Coleta das amostras de sedimentos no trecho em estudo do rio Ipojuca, município de Caruaru-PE.	43
Figura 3: Mapa de localização da área de estudo no município de Caruaru-PE.....	44
Figura 4: Diagrama Unifilar da área de estudo no município de Caruaru-PE.....	46
Figura 5: Imagens do rio Ipojuca no trecho urbano do município de Caruaru-PE....	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação da qualidade dos sedimentos por categorias em relação ao fator de enriquecimento.....	38
Tabela 2: Níveis de classificação do material segundo Conama 454/2012.....	39
Tabela 3: Valores padrões de ERL e ERM descritos por Long et al. (1995;1998) e adotado pela USEPA.	40
Tabela 4: Classificação dos sedimentos descritos por Long et al. (1995;1998) e adotado pela USEPA.	40
Tabela 5: Coordenadas dos pontos de coletas realizadas em um trecho do rio Ipojuca, localizado no Centro Urbano do município de Caruaru-PE.....	42
Tabela 6: Média e o maior das concentrações dos metais presentes nas amostras de sedimentos do trecho do rio Ipojuca em Caruaru-PE e valor de Background.	56
Tabela 7: Média e o maior das concentrações fator de enriquecimento (FE) dos metais presentes nas amostras de sedimentos do trecho do rio Ipojuca em Caruaru-PE....	63

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Concentração do elemento Arsênio (As), com seus respectivos valores de ERL e ERM.	56
Gráfico 2: Concentração do elemento Cromo (Cr), com seus respectivos valores de ERL e ERM.	56
Gráfico 3: Concentração do elemento Cobre (Cu), com seus respectivos valores de ERL e ERM.	57
Gráfico 4: Concentração do elemento Níquel (Ni), com seus respectivos valores de ERL e ERM.	57
Gráfico 5: Concentração do elemento Chumbo (Pb), com seus respectivos valores de ERL e ERM.	57
Gráfico 6: Concentração do elemento Zinco (Zn), com seus respectivos valores de ERL e ERM.	58
Gráfico 7: Concentração do elemento Arsênio (As), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.	58
Gráfico 8: <i>Concentração do elemento Cromo (Cr), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.</i>	59
Gráfico 9: Concentração do elemento Cobre (Cu), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.	59
Gráfico 10: Concentração do elemento Níquel (Ni), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.	60
Gráfico 11: Concentração do elemento Chumbo (Pb), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.	60
Gráfico 12: Concentração do elemento Zinco (Zn), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.	61
Gráfico 13: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais do elemento Arsênio (As).	64
Gráfico 14: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais dos elementos Cromo (Cr) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.	64
Gráfico 15: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais do elemento Cobre (Cu) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.	65
Gráfico 16: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais dos elementos Níquel (Ni) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.	65
Gráfico 17: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais do elemento Chumbo (Pb) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.	66
Gráfico 18: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais dos elementos Zinco (Zn) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.	66

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	17
2.1. GERAL	17
2.2. ESPECÍFICOS	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1. SETOR TÊXTIL BRASILEIRO	18
3.1.2. Impactos Ambientais e as Lavanderias Têxteis	19
3.2. A IMPORTÂNCIA DA GEOQUÍMICA URBANA	21
3.3. INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL DOS SEDIMENTOS	33
3.3.1. Fator de Enriquecimento - FE	36
3.3.2. Ecotoxicologia dos sedimentos	38
4. MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1. COLETA DAS AMOSTRAS	41
4.2. ÁREA DE ESTUDO	44
4.3. MÉTODOS EXPERIMENTAIS	48
4.3.1. Análise dos elementos químicos	48
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1. ANÁLISE ATRAVÉS DA AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS (USEPA) E DA RESOLUÇÃO Nº 454/2012 DO CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA)	50
5.2. ANÁLISE ATRAVÉS DO FATOR DE ENRIQUECIMENTO (FE)	61
6. CONCLUSÃO	67
REFERÊNCIAS	69

1. INTRODUÇÃO

A 1ª fase da revolução industrial, que se iniciou na Inglaterra, interferiu completamente na indústria têxtil, onde se mudou o processo manual para uma ação industrializada. Ao longo dos anos, a população mundial aumentou e a busca por materiais de qualidade, de fácil acesso e preço acessível, intensificou o crescimento do mercado industrializado do setor têxtil. A troca do artesanal para a manufatura foi um grande passo para transformação da sociedade moderna, havendo interferências no estilo de vida, no social, econômico e ambiental, que até hoje molda a forma de se vestir e produzir (SILVA; CORRÊA, 2018).

As atividades industriais transformaram significativamente a economia e o meio ambiente do Brasil. Inicialmente, a produção têxtil era considerada artesanal e baseada em fibras naturais como algodão, lã e seda. No entanto, com o aumento da população e a demanda por produtos de qualidade e duráveis, a indústria têxtil evoluiu para atender a essas necessidades. A modernização da indústria incluiu máquinas, equipamentos e uso de fibras sintéticas e artificiais, bem como produtos químicos para tingir e beneficiar tecidos (SILVA; MENEZES, 2013).

O processo de beneficiamento têxtil envolve várias etapas, dentre as quais se destacam a tinturaria e a lavagem, fases em que é utilizada uma quantidade significativa de substâncias químicas prejudiciais ao meio ambiente. Segundo Licínio *et al.* (2015), considerados como agentes poluentes, os metais-traço podem ser encontrados em diversas formas químicas e em diferentes ambientes naturais, como a atmosfera, a água, o solo e o sedimento.

A presença de elementos químicos no meio ambiente ocorre naturalmente, em decorrência dos processos de intemperismo e pedogênese nos materiais que dão origem ao solo, assim como a lixiviação das rochas (RABELO *et al.* 2020; LOUREIRO *et al.* 2012). Apesar disso, a concentração desses compostos pode ser significativamente aumentada devido a atividades humanas, como mineração, uso de fertilizantes na agricultura, indústrias (incluindo a têxtil), queima de carvão e despejo de esgoto urbano. Dessa forma, esses elementos passaram a ser objeto de preocupação, pois podem ter implicações na qualidade ambiental e representam riscos para a saúde humana.

Gomes *et al.* (2018) comentaram que os elementos químicos presentes nos sedimentos podem interagir de diversas formas e serem liberados caso haja alguma alteração físico-química na água. As variações nos constituintes químicos dos sedimentos são indicadores de uma série de processos geoquímicos simples e complexos. Dado que esses elementos têm a capacidade de serem deslocados e acumulados no sedimento, é crucial avaliar em que medida o aumento dessas concentrações pode resultar em absorção ambiental, uma vez que esses compostos podem ter um comportamento tóxico e bioacumulativo, permanecendo por períodos prolongados no ambiente e oferecendo à biodiversidade dos ecossistemas uma ameaça.

Biondi (2010) dissertou que a comunidade científica vem cada vez mais fazendo estudos relacionados às áreas de ciência do solo, focando na relevância da função do solo nestes ambientes urbanizados. Com essa nova visão voltada para solos e sedimentos nota-se o aumento e a preocupação dos órgãos ambientais na investigação do comportamento desses compostos no meio ambiente, estando interessados em monitorar possíveis elevações nas concentrações de elementos químicos em ambientes aquáticos, uma vez que esses compostos são altamente poluentes e sua toxicidade tem se tornado um problema crescente para a ecologia, evolução e saúde ambiental. (JAISHANKAR *et al.* 2013; NUNES *et al.* 2017; SOUZA *et al.* 2018; SANTOS, 2019; COSTA e ROCHE 2020; VERAS, 2020; GUSSAN, 2022). As questões relacionadas a esses ambientes estão se tornando cada vez mais relevantes para estudos mais aprofundados em monitoramento ambiental, o que resulta em novas oportunidades de pesquisa, como o estudo da geoquímica dos rios e seus afluentes. Segundo Connor *et al.* (2014), o estudo da geoquímica dos rios urbanos é fundamental para compreender as interferências que ocorrem em áreas urbanas, a fim de se obter informações sobre os danos que as bacias hidrográficas podem sofrer devido ao aumento da extensão do solo e da malha dos centros urbanos.

Existe uma grande concentração de indústrias têxteis no agreste pernambucano, em sua maioria na parte urbana das cidades, sendo uma das principais fontes de renda ~~que cresceu~~ em torno do Rio Ipojuca (LIRA, 2019). Neste ciclo de produção existem diversas fases, como AMARAL *et al.* (2018) comentaram, que abrange todas as etapas, desde a fiação ao beneficiamento e confecção de

tecidos naturais ou sintéticos. O desenvolvimento dessas atividades afeta diretamente a economia local, sendo atualmente uma das principais fontes de renda do agreste de Pernambuco, influenciando nos costumes e estilo de vida da cultura local (LIMA, 2022).

Segundo a ABIT (2015), o estado pernambucano produz 2,9% do faturamento nacional da indústria têxtil, fazendo com que esteja na oitava colocação em âmbito nacional e em segundo lugar como maior produtor têxtil e de confecção nas regiões Norte e Nordeste. O Polo Têxtil em Pernambuco está localizado na região do agreste pernambucano, e recebe o nome de Arranjo Produtivo Local de Confeções do Agreste de Pernambuco (APLCAPE), fazendo parte do polo as cidades de Agrestina, Brejo de Madre de Deus, Caruaru, Cupira, Riacho das Almas, Santa Cruz do Capibaribe, Surubim, Taquaritinga do Norte, Toritama e Vertentes. As principais cidades, em termos de produção e fábricas, são: Toritama, Caruaru e São José do Capibaribe, onde Toritama detém 16% da produção de jeans do Brasil (SILVA, 2016).

Moraes (2013) comentou que, nas últimas décadas, muitas lavanderias no Polo Têxtil do Agreste de Pernambuco produzem, em média, 100.000 litros de efluentes por dia, e estes efluentes, uma vez lançados no rio Ipojuca e afluentes, levantam uma questão sobre a acumulação de compostos persistentes com elevada carga poluidora nos sedimentos dos corpos hídricos. Além disso, característica comum desses efluentes lançados após tratamento ineficiente, é a sua coloração, possuindo além da capacidade poluidora, o bloqueio da absorção de luz nesses corpos aquáticos. Apesar do valor social, cultural e econômico na região. É importante ter a noção de que a indústria têxtil é uma das maiores geradoras de poluição e de utilização de uma grande quantidade de recursos naturais do planeta (BRYDGES, 2021). Muitas vezes com o desenvolvimento econômico sendo priorizado, as questões ambientais são esquecidas, como exemplo-a cidade de Caruaru, foco do estudo, localizada no agreste Pernambucano, onde nem todas as lavanderias têm uma estação de tratamento dos seus efluentes para amenizar a degradação ambiental.

O sedimento é um elemento vital e dinâmico de todos os sistemas aquáticos e tem servido como um reservatório de substâncias tóxicas de origem antropogênica (MALETIĆ et al., 2018). Neste contexto, os sedimentos do rio Ipojuca e os solos no seu entorno, no trecho do Polo Têxtil do Agreste de Pernambuco, podem ser

considerados como compartimentos geoquímicos responsáveis pelo registro histórico da poluição proveniente das lavanderias e indicar o comportamento dinâmico do lançamento de efluentes industriais indevidamente tratados. Sabe-se também que os efluentes das lavanderias industriais são bastante heterogêneos, devido a diversidade de insumos e substâncias utilizadas na produção e no próprio tratamento do efluente, uma vez que a matéria-prima é adquirida de forma aleatória, ora através de importação direta, ora por compra local (LIRA, 2018). Tudo isso remete a uma complexidade na composição química dos sedimentos ativos e dos solos no entorno do rio Ipojuca.

Fernandes Neto et al. (2021) comentaram a importância em saber e se conhecer o potencial de carga poluidora dos efluentes, que é definido como a quantidade de determinado poluente transportado ou lançado em um corpo de água receptor. Moraes (2013) explicou que os indicadores mais utilizados para a avaliação da qualidade ambiental são: índice de geoacumulação, fator de enriquecimento e índice de carga poluidora. Santos (2016) explicou que no ecossistema aquático os sedimentos atuam como depósito para as substâncias poluentes, que, devido a decantação suas partículas, acumulam-se por longos períodos, sendo uma fonte de registro histórico de poluição e de avaliação da qualidade dos sistemas fluviais.

Existem diversos trabalhos, espalhados pelo mundo, que tem sedimentos como enfoque, os exemplos são: em rios (SIDDIQUE *et al.*, 2021; VALLADARES *et al.*, 2022); em mares (EL NEMR *et al.*, 2016; SALEH, 2021), e em lagos urbanos (REMOR *et al.*, 2018; ALI MIR *et al.*, 2021; SALEEM *et al.*, 2022;), porém poucos estudos estão sendo feitos focados no polo têxtil e principalmente no agreste pernambucano em específico no rio Ipojuca. No trabalho de Lira (2019) foram identificadas concentrações alarmantes de elementos como cromo, níquel, chumbo nos sedimentos, indicando um nível excessivo desses elementos. Esses estudos alertam para os riscos associados a essas concentrações em sedimentos e sugerem a possível necessidade de intervenção nessas áreas.

Com o avanço da urbanização e a necessidade de abastecimento das cidades e a intensificação da agronomia que usa da irrigação para suas ações, é preciso uma melhor fiscalização e conhecimento da qualidade da água que será consumida pela população, flora e fauna que interagem com o rio Ipojuca. Com essas atividades que

estão ocorrendo no estado de Pernambuco, é importante se ter um monitoramento ambiental das águas, prevenindo doenças e desequilíbrios no ecossistema. Com a escassez de estudos voltados para a área de solos e sedimentos na extensão do rio Ipojuca e diante do exposto, a presente proposta tem como objetivo a investigação do potencial da carga poluidora de diversos compostos orgânicos registrado nos e sedimentos recentes do rio Ipojuca dentro da cidade de Caruaru, inseridos no Polo Têxtil do Agreste de Pernambuco. Nesse contexto, o aumento da concentração de elementos químicos originários de práticas antrópicas ou ações naturais que possam causar efeitos adversos no ambiente devem ser avaliados para auxiliar no levantamento de dados e na avaliação dos impactos ambientais.

2. OBJETIVOS

2.1. GERAL

Verificar a sanidade do rio Ipojuca no trecho do Polo Têxtil do Agreste de Pernambuco através do monitoramento e diagnóstico ambiental da qualidade dos sedimentos superficiais.

2.2. ESPECÍFICOS

- A. Analisar os níveis de concentração de metais pesados e a toxicidade dos sedimentos.

- B. Estudar a distribuição superficial do comportamento das espécies químicas orgânicas e inorgânicas que podem causar toxicidade ao ambiente natural através de mapas digitais temáticos.
- C. Levantar dados sobre os sedimentos no rio Ipojuca que expressem as relações entre os diversos elementos analisados a fim de estabelecer critérios de comparação nacional e internacional de contaminação por agentes químicos metálicos no rio Ipojuca.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. SETOR TÊXTIL BRASILEIRO

O Brasil ocupa o quarto lugar como maior produtor de artigos de vestuário e a quinta posição na produção de manufaturados têxteis. Além disso, a indústria têxtil brasileira detém a maior cadeia completa de produção têxtil do Ocidente, sendo o segundo maior empregador na indústria de transformação. Em 2021, a indústria brasileira produziu 2,16 milhões de toneladas de têxteis e 8,1 bilhões de peças de confecções, gerando um valor da produção de R\$ 190 bilhões, R\$ 29 bilhões a mais que em 2020 (ABIT, 2023). É o segundo maior empregador no Brasil, gerando diretamente 1,34 milhões de vagas de emprego no setor e indiretamente 8 milhões de pessoas envolvidas na área, das quais 60% são mulheres (ABIT, 2023).

O Nordeste tem uma expressão significativa no meio têxtil brasileiro, pois a região centraliza uma parcela significativa do mercado consumidor e possui um dos maiores centros de distribuição de atacado e varejo do Brasil (LIRA, 2019). Bezerra (2014) comentou que o Nordeste, no ano de 2012, participou com 1453 estabelecimentos, equivalente a 14,3% do total no Brasil e gerando 52.359 dos empregos formais. O mesmo autor citou também que a força do polo têxtil na região é na área de fiação de fibras têxteis, onde detém 25,7% do número de estabelecimentos e 26,3% dos empregos formais do país neste setor.

O estado de Pernambuco, possui o segundo maior núcleo de fabricantes têxtil e de confecção da região Norte-Nordeste e está no oitavo lugar como um dos principais produtores nacionais, responsável 2,9% do total do faturamento brasileiro, com o registro de 1.359 empresas do setor têxtil e de confecção (ABIT 2015). Souto (2017) comentou sobre o polo industrial têxtil de Pernambuco, falando que a produção pode chegar a aproximadamente 900 milhões de peças por ano.

3.1.1. Impactos Ambientais e as Lavanderias Têxteis

Os leitos de águas próximos a centros urbanos são os que mais sofrem com os impactos ambientais cometidos pelo comércio, polo industrial e residências. Estas atividades causam poluição ambiental em níveis tão altos que torna difícil que o meio ambiente consiga regenerar-se sozinho (LIRA, 2019).

Acompanhando a expansão urbana em torno das margens de ecossistemas aquáticos é perceptível a degradação ambiental proveniente do escoamento de efluentes e materiais residuais dos diversos segmentos da sociedade. Com essas ações tem-se como resultado a eutrofização, a contaminação por metais pesados e toxicidade que são os principais referenciais para indicar problemas da fauna e flora local e de saúde da sociedade (TUNDISI et al., 2006). Os mesmos autores também explicaram sobre a origem da eutrofização, que é proveniente do derramamento de efluentes não tratados ou com tratamento ineficiente de origens industriais, urbana e/ou agrícolas, sendo uma excelente fonte para o surgimento das cianobactérias com cepas tóxicas.

Os descartes das águas residuais, sem o devido tratamento, contêm diversos contaminantes, podendo ser de origem industriais, urbanas e/ou agrícolas são um dos

principais responsáveis pela poluição ambiental (MALETIĆ et al, 2018). Xie et al. (2021) comentaram que os poluentes nos ecossistemas aquáticos se distribuem em diferentes meios e os sedimentos, como o lodo, é uma das principais formas de acumular e potencializar vários poluentes.

Gili (2015) comentou que as ações das indústrias têxteis geram um enorme volume de resíduos de origem orgânica e inorgânica, como os corantes, que destoam da coloração do meio ambiente. Segundo Buss et al. (2015), uma parcela significativa do problema ambiental nos efluentes de lavanderias é resultante dos insumos químicos utilizados nos procedimentos de lavagem de roupas, salientando os detergentes.

Com um vasto processo, modificando de uma lavanderia para outra, que combina diversas etapas e um alto consumo de produtos químicos, os efluentes gerados são bem diferentes (VIANA, 2019). A mesma autora cita que os componentes existentes nos efluentes oriundos da indústria têxtil são capazes de reduzir a transparência da água, impossibilitando que transpasse a radiação solar. Os rejeitos coloridos desaceleram a fotossíntese e proporcionam danos na solubilidade dos gases, gerando males aos organismos aquáticos.

Segundo Silva (2016), os compostos encontrados no descarte irregular dos efluentes podem conservar-se por cerca de 50 anos em meios aquáticos, colocando em ameaça o equilíbrio ambiental e a vida ao seu redor, sendo que a degradação dos corantes nesses ambientes gera insumos que podem ser ainda mais nocivos que os próprios pigmentos para saúde humana.

Viana (2019) comentou sobre a importância de tratamentos como a coagulação, floculação e decantação desses efluentes antes do reuso ou lançamento em cursos hídricos, seguindo as normas estabelecidas pela resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2011). Lira (2019) também citou duas resoluções do CONAMA relevantes para servir de parâmetros que é a nº 420/2009, que “dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas” e a nº 454/2012, que “estabelece as diretrizes

gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras”.

3.2. A IMPORTÂNCIA DA GEOQUÍMICA URBANA

Com o passar dos séculos, o avanço da sociedade veio junto com o desenvolvimento de diversas técnicas, uma delas foi a manipulação de produtos químicos para o crescimento econômico. E com a intensificação dessas atividades veio a necessidade de se tomar mais cuidados para preservação ambiental e a saúde humana, da flora e da fauna. Barrocas (2013) comentou que devido a significativos acidentes envolvendo materiais químicos, se viu a importância e a demanda de se regulamentar as normas ambientais e estabelecer uma penalidade para quem causasse algum dano ao meio ambiente, deixando o mesmo poluído e/ou contaminado. A contaminação ocorre quando os níveis naturais das substâncias são ampliados, e a poluição é o desdobramento desse aumento, acarretando prejuízos perceptíveis aos seres vivos e colocando em risco a saúde humana (SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013).

Sánchez (2013) explanou que os impactos ambientais sofridos na revolução industrial (século XVIII - XIX) e na segunda guerra mundial (1939-1945), devido a manipulação de produtos tóxicos sem pensar no tratamento e disposição dessas substâncias perigosas para saúde humanas e do planeta, refletiu na necessidade de se debater sobre o tema e em 1972 resultou a Declaração de Estocolmo onde diversas recomendações foram elaboradas com o intuito de controlar as fontes de poluição, resultando no surgimento de entidades encarregadas de fiscalizar as atividades poluentes e garantir a preservação ambiental.

A conscientização que os bens naturais são finitos vem trazendo uma nova forma de pensamento da sociedade, apesar desse avanço ainda ser lento. Rech (2014) falou sobre como esses incentivos vem fazendo a diferença no foco de algumas pesquisas ambientais, e também como os cientistas vêm debatendo sobre poluição ambiental nos centros urbanos e dos grandes polos comerciais e sua industrialização tardia, colocando em xeque um crescimento econômico desenfreado com risco aos recursos naturais que ainda resistem.

Diante do crescimento populacional e do avanço urbano, cientistas, políticos e a sociedade civil, comprometidos com as questões ambientais, estão se perguntando como será o cenário mundial no futuro. Segundo a Organização das Nações Unidas (2014), estima-se que a população urbana aumente em aproximadamente 2,5 bilhões até 2050, com a proporção da população mundial vivendo em áreas urbanas prevista para aumentar em 66% no mesmo período.

Os centros urbanos logo serão o *habitat* humano de maior proporção na Terra, e com esse crescimento desorganizado e sem políticas e empenho na preservação ambiental isso irá interferir diretamente no meio ambiente e no bem-estar da sociedade (WONG et al. 2006). A população que reside nas cidades tende a gerar muito mais resíduos, seja pelo estilo de vida ou pelos empreendimentos localizados nesses centros, fazendo que os impactos causados no meio ambiente sejam desproporcionais às comunidades que ali vivem (LIRA, 2019). A mesma autora comenta sobre a complexidade que as cidades vêm se tornando ao longo dos anos e como são definidas de sistemas complexos, onde existem diversos problemas entre seus habitantes, seus governantes e o meio ambiente. Nessas condições, estudar possibilidades e formas de melhorar a relação meio ambiente e sociedade preservando os recursos naturais e sem interferir tanto nas dinâmicas dos centros urbanos vem aumentando consideravelmente e é necessário abrir esse debate incluindo o planejamento urbano e a geoquímica urbana.

As ciências naturais e seus estudos são definidas no campo da interdisciplinaridade, onde se tem a influência e o conhecimento de diversas áreas como a biologia, química, física, sociologia e entre outras especializações, isso inclusive faz com que se possa analisar e estudar como as ações antrópicas interferem nos recursos naturais e os impactos ambientais. As mudanças climáticas acontecem devido às transformações no meio que podem ser por origem naturais, mas a intensificação delas estão sendo aceleradas pelas atitudes predatórias e inconsequentes do homem com o meio ambiente (ROHDE, 2013). O mesmo autor comenta que essas mudanças ocorrerem devido a interferência humana no ciclo biogeoquímico, usando recursos naturais finitos e não renováveis e investindo em indústrias e comércios baseados nessas matérias primas (petróleo, gás natural, carvão e turfa) em vez de buscar novas soluções mais sustentáveis.

Guedes (2012) explanou apesar de a geoquímica ter diversas influências de outras áreas em suas competências, a de maior importância é a Geologia, na qual pode-se observar os minerais e suas interferências no meio como quantidade, características, interações com os outros elementos químicos dos solos e sedimentos. A importância de focar na procedência, formação, e disposição das rochas, solos e sedimentos é poder compreender melhor como são originadas, e como funciona e se desenvolve os ciclos geoquímicos. A parte responsável e dedicada ao conhecimento e interações dos elementos químicos que compõem a litosfera e o ambiente antrópico é a geoquímica ambiental (CARVALHO, 1989). O surgimento da nomenclatura geoquímica urbana foi para denominar a interatividade entre o meio urbano e os componentes químicos originados naturalmente ou por atividades humanas como na indústria, carros, entre outras ações que vem gerando resíduos que interagem com o solo, água e ar, incorporando e se transformando em algo muito próprio e único (THORNTON,1990).

Entender as particularidades da geoquímica urbana faz com que se possa tomar atitudes e cuidados diferenciadas da geoquímica convencional, pois com os estudos voltados para as modificações causadas devido o meio urbano que de sua grande maioria são responsabilidade das ações humanas e de todo ecossistema voltado fazendo que a geoquímica urbana seja parte importante, não única, do conceito de metabolismo urbano (CHAMBERS et al, 2016).

A primeira referência sobre metabolismo urbano surge com Wolman (1965) que define como os fluxos de energia, materiais e recursos em uma cidade, fornecendo uma visão abrangente sobre como as cidades funcionam como sistemas metabólicos. O mesmo autor destaca que as cidades são caracterizadas por um consumo significativo de recursos naturais e pela produção de resíduos e poluição, que entender o metabolismo urbano é fundamental para compreender os desafios e as demandas enfrentados pelas cidades, bem como para buscar soluções mais eficientes e sustentáveis. Gómez-Baggethun et al (2013) e Zhang (2013) comentaram que as cidades são pequenos ecossistemas que participam de um sistema maior, fazendo parte da troca energética e nas transformações químicas que ocorrem individualmente nesses pequenos ecossistemas urbanos como também em conjunto com as modificações que ocorrem na Terra.

Thornton (1991) foi um dos principais responsáveis em debater a importância da química urbana e potencializar os olhares para as complexas movimentações dos elementos químicos e seus derivados em relação ao meio ambiente e ao meio urbano e como isso interfere na vida humana e ao seu redor, sendo muitas vezes as ações antrópicas responsáveis em intensificar os danos causados no ambiente. O mesmo autor complementa em seu debate a necessidade de se observar e intensificar os estudos voltados para a geoquímica ambiental, incluindo estudos de vulnerabilidade ambiental.

Influenciados pela intensificação do debate ambiental nos dias 5 e 6 de agosto de 2014 pesquisadores voltados para a geoquímica urbana realizaram em Columbus, Ohio, Estados Unidos, a primeira reunião de reorganização do Grupo de Trabalho de Geoquímica Urbana da Associação Internacional de Geoquímica (IAGC) onde o foco era desenvolver o escopo geral e uma definição geral da geoquímica urbana, desenvolvendo principalmente cinco temas que são 1- reconhecer a assinatura geoquímica urbana; 2- reconhecer o legado de ciclos hidrológicos e geoquímicos alterados em ambientes urbanos; 3- medição da assinatura geoquímica urbana; 4- compreender a influência urbana nos ciclos geoquímicos do desenvolvimento contínuo e erosão da infraestrutura física e perturbações episódicas; e 5- relacionando a geoquímica urbana com a saúde e políticas humanas e ambientais, sempre usando o ensinamentos de Thornton (1991) (CHAMBERS et al., 2016).

Os mesmos autores comentam que a partir dessa reunião muitas coisas ficaram mais elucidadas sobre a geoquímica urbana. Um dos exemplos foi a lista dos principais elementos e compostos químicos encontrados nas cidades e quais são as suas fontes originárias. A seguir serão descritos os efeitos quando entram em contato com os humanos e onde são encontrados esses elementos:

- Alumínio - Al

Esse componente provoca redução na absorção de minerais e, como resultado, pode levar à depressão no corpo devido à interação direta com ácidos nucleicos, membranas e minerais vitais. No entanto, esse efeito só se manifesta ao consumir quantidades significativas (SEGANTINI, 1996). Pode ser encontrado em tapumes de edifícios,

coagulante para tratamento de água potável e automóveis (CHAMBERS et al., 2016).

- Arsênio - As

Trata-se de um metal extremamente venenoso, capaz de desencadear uma série de sintomas, tais como enjoo, vômito, diarreia e dores na região abdominal. Em casos mais graves, pode levar o indivíduo contaminado ao coma ou até mesmo à morte. Mesmo a exposição a quantidades mínimas pode resultar em intoxicação crônica, manifestando-se por meio de fraqueza, dores musculares, deterioração do fígado e dos rins (MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2006). Pode-se encontrar na indústria farmacêutica, têxtil e eletrônica, na fabricação de tintas, selantes e em pesticidas (CHAMBERS et al., 2016).

- Boro - B

Altas concentrações de boro podem levar a efeitos adversos à saúde. A exposição excessiva ao boro pode resultar em sintomas como náuseas, vômitos, diarreia, irritação gastrointestinal, dermatite e, disfunção renal e influenciar o metabolismo hormonal, a saúde da próstata e a saúde óssea em humanos (BAKIRDERE; ORENAY; KORKMAZ, 2010.).

- Bromo - Br

A inalação de bromo gasoso ou vapores pode causar irritação do sistema respiratório, incluindo tosse, dificuldade respiratória e inflamação pulmonar. A exposição cutânea a compostos contendo bromo também pode levar a irritações, reações alérgicas na pele e tem a capacidade de interferir no metabolismo do iodo, causando distúrbios na função da tireoide (OROBCHENKO, 2022). Pode ser encontrado em Indústrias químicas, na fabricação de retardantes de chama bromados, nas emissões de gases de veículos motorizados com liberação de compostos orgânicos voláteis bromados, como os bromofluorocarbonos (BFCs). O bromo pode ser adicionado ao processo de tratamento de água e é usado como alternativa ao cloro (CHAMBERS et al., 2016).

- Cádmio - Cd

Esse composto apresenta toxicidade em diferentes formas de exposição, seja por contato direto, ingestão, inalação ou até mesmo por via injetável, resultando em sintomas variados nos afetados, tais como alterações histológicas nos rins, fígado, pâncreas, ossos, entre outros. Quando a intoxicação ocorre de forma crônica, ou seja, quando o indivíduo é exposto a pequenas doses ao longo de um período prolongado, um dos sintomas que pode surgir é a anemia (SEGANTINI, 1996). O cádmio pode ser liberado no meio ambiente através da mineração, metalurgia, fabricação de baterias, produção de plásticos, pigmentos, fertilizantes fosfatados, tapume e painéis energia fotovoltaica (CHAMBERS et al., 2016).

- Cálcio - Ca

Altos níveis de cálcio consumidos podem levar a problemas de saúde, como pedras nos rins, constipação e interferência na absorção de outros minerais. Em relação ao meio ambiente, altas concentrações de cálcio podem ocorrer em corpos d'água devido a processos naturais, como a erosão de rochas calcárias (SILVA-BUENO; et al, 2019). Esses altos níveis de cálcio podem ter impactos adversos nos ecossistemas aquáticos. O excesso de cálcio na água pode levar ao fenômeno conhecido como "dureza da água", que pode causar incrustações em tubulações e equipamentos, bem como afetar a qualidade da água para uso doméstico e industrial (MARTINS, 2022). Os materiais de construção, como concreto, cimento, placas de gesso e carbonato de cálcio, que são amplamente utilizados na infraestrutura urbana, como na construção de edifícios, estradas e outras estruturas. (CHAMBERS et al., 2016).

- Chumbo - Pb

Os sintomas mais comumente associados à contaminação por chumbo incluem disfunção renal tubular, anemia, dor de cabeça, tontura, convulsões e alucinações. Nas crianças, esses sintomas tendem a ser

mais severos, resultando em danos físicos no cérebro, que podem levar a enfraquecimento intelectual e hiperatividade (SEGANTINI, 1996). Pode-se encontrar em bastante lugares o chumbo, antes era utilizado indiscriminadamente, porém com o aumento das leis ambientais vem se diminuindo o uso, mas alguns dos produtos que se usam o chumbo são as tintas, tubulações e soldas antigas, algumas gasolinas tem chumbo, baterias automotivas, incineração de resíduos urbanos, maquiagens e brinquedos importados onde os países não têm restrições legais e também na produção de cimento (CHAMBERS et al., 2016).

- Cromo - Cr

A contaminação por cromo pode ter impactos negativos no crescimento, mobilidade e fertilidade. Em situações mais graves, foram observadas manifestações hemorrágicas em certos órgãos, podendo levar a casos fatais (SEGANTINI, 1996). O cromo pode ser encontrado em chapeamento de metal soldado, tinta de estrada amarela (como cromato de chumbo), conservante de madeira e, processamento de couro e em pesticidas (CHAMBERS et al., 2016).

- Cobre - Cu

Apesar de ser um elemento essencial para o organismo humano, o cobre também pode ser tóxico. Embora seja uma ocorrência rara, a contaminação por cobre geralmente ocorre por meio de ingestão acidental, resultando em sintomas como diarreia e vômito (SEGANTINI, 1996). Algumas fontes comuns de contaminação por cobre incluem tapumes ou cobertura de edifícios, pastilhas de freio, fiação elétrica, pesticidas e tubo curado no local (PVC) (CHAMBERS et al., 2016).

- Ferro - Fe

O acúmulo excessivo de ferro no corpo pode ser tóxico, resultando em sintomas como diarreia, vômito e lesões no trato digestivo (BRUNKEN; SZARFARC, 1999). O ferro pode ser encontrado em várias fontes nas cidades, incluindo estruturas metálicas, veículos e máquinas como

carros, ônibus, motocicletas e outras máquinas urbanas; tubulações de água, mobiliário urbano como bancos, postes de luz e também nos resíduos sólidos onde os objetos descartados nas cidades, como latas de alimentos e embalagens de produtos. (CHAMBERS et al., 2016).

- Fósforo - P

Excesso de fósforo no corpo humano pode levar a problemas renais, distúrbios ósseos, problemas cardiovasculares, distúrbios do metabolismo e complicações em pacientes com insuficiência renal. O excesso de fósforo interfere no equilíbrio metabólico, afetando o metabolismo energético, a função hormonal e a saúde geral. Em pacientes com doença renal crônica, o excesso de fósforo pode agravar complicações como calcificação dos tecidos moles, doenças ósseas, renais e distúrbios cardiovasculares (FROTA, 2021). Pode-se encontrar o fósforo em produtos de limpeza como detergentes, em efluentes de esgotos tanto domésticos como industriais, e fertilizantes (CHAMBERS et al., 2016).

- Lítio - Li

O lítio é um elemento químico usado no tratamento de transtornos psiquiátricos, porém em excesso pode apresentar sintomas como tremores, falta de coordenação, confusão, problemas renais, alterações na frequência cardíaca e convulsões, desequilíbrio eletrolítico, problemas renais, distúrbios da tireoide e efeitos gastrointestinais (YATHAM et al, 2018). Indiretamente pode-se encontrar em produtos que fazem uso de baterias de íon-lítio, medicamentos que utilizam do lítio e o descarte incorreto que acaba contaminando o meio ambiente (CHAMBERS et al., 2016).

- Manganês - Mn

O manganês em pequenas quantidades é essencial para vida, porém a exposição excessiva ou prolongada pode gerar toxicidade neurológica afetar o sistema nervoso, resultando em distúrbios neurológicos

conhecidos como manganismo, problemas respiratórios, efeitos cardiovasculares, problemas hepáticos e quando exposto em desenvolvimento fetal ou infantil pode ter efeitos prejudiciais no desenvolvimento neurológico e cognitivo (CAMBOIM; CARVALHO; REMOR, 2018). No meio urbano, o manganês pode estar presente em várias fontes como exaustão veicular devido os aditivos de combustíveis, como o manganês metilciclopentadienil tricarbonil (MMT), nas emissões industriais como na produção de aço, fundições e fabricação de pilhas e baterias, nos solos devido a decomposição de rochas e minerais contendo manganês, e também na água potável em concentrações muito baixas variando de acordo com a fonte e o sistema de tratamento de água (CHAMBERS et al., 2016).

- Níquel - Ni

A exposição excessiva ao níquel no corpo humano pode levar a vários efeitos adversos à saúde. Os efeitos variam dependendo da forma química do níquel, da via de exposição e da duração da exposição. Alguns dos efeitos que o excesso de níquel pode causar no corpo humano incluem dermatite de contato, que gera alergia na pele; danos aos pulmões e risco de câncer pela inalação de partículas de níquel pode causar danos aos pulmões, toxicidade renal e hepática. O níquel pode ser genotóxico, o que significa que pode danificar o material genético das células, levando a mutações genéticas (SILVA et al., 2019). Algumas das principais fontes de exposição ao níquel em ambientes urbanos incluem emissões industriais que podem liberar o metal no ar e na água, indústrias de metalurgia, fundições, produção de aço, galvanoplastia, produção de baterias, peças de veículos, como freios, embreagens e escapamentos de veículos a diesel (CHAMBERS et al., 2016).

- Prata - Ag

A prata é um elemento químico que pode ser encontrado em várias formas. A exposição excessiva ou o acúmulo de prata no organismo

pode levar a efeitos adversos à saúde, como a argiria é uma condição rara em que a pele e os tecidos do corpo se tornam cinza ou azul acinzentado devido ao acúmulo de prata. O acúmulo de prata pode levar a danos celulares e disfunção desde órgãos como fígado, rins e sistema nervoso central; reação alérgica a pele, inibição de enzimas e interferência com a atividade de certos íons metálicos essenciais (SOARES, 2014). No meio urbano a prata é encontrada em joalheria, agentes antimicrobianos, sistemas de purificação de água, artigos médicos, em equipamentos de tecnologia como em componentes eletrônicos, células solares, espelhos, catalisadores químicos e condutores elétricos (CHAMBERS et al., 2016).

- Sódio - Na

O consumo em excesso e periódico do sódio pode causar diversos problemas de saúde, como a pressão arterial elevada, causada devido ao acúmulo de líquido com elevação da pressão na corrente sanguínea, doenças cardiovasculares e acidentes vasculares cerebrais (AVCs), problemas renais e edema (JHA et al., 2013). Nos centros urbanos é usado em alimentos, resíduos gerados pelo descarte de alimentos, aplicações de cloreto de sódio (NaCl) para o controle de gelo e neve nas estradas durante o inverno e também em estações de tratamento de águas residuais (CHAMBERS et al., 2016).

- Vanádio - V

Encontrado naturalmente no ambiente e em pequenas quantidades em alguns alimentos. No entanto, a exposição excessiva ao vanádio pode ter efeitos tóxicos no organismo como toxicidade pulmonar causando irritação nos pulmões, tosse, falta de ar e dificuldade respiratória, danos renais e disfunção renal, toxicidade cardiovascular como alterações na pressão arterial, ritmo cardíaco e coagulação sanguínea, distúrbios metabólicos que podem interferir no metabolismo da glicose e de lipídios (BARCELOUX; BARCELOUX, 1999). Algumas das principais fontes de exposição ao vanádio no meio urbano incluem emissões industriais que

podem liberar o metal no ar e na água, indústrias de metalurgia, fundições, emissões de combustíveis fósseis, e na mineração em minérios de vanadinita, patronita e carnotita (CHAMBERS et al., 2016).

- Zinco - Zn

O zinco é seguro para consumo humano em doses normais, porém a intoxicação por ingestão direta de zinco pode causar sintomas como febre, tonturas e dificuldade de coordenação muscular. Essa intoxicação é rara e está associada ao consumo excessivo de suplementos de zinco ou exposição a fontes concentradas, como certos produtos químicos industriais (SEGANTINI, 1996). As principais fontes de zinco nas cidades vêm através dos alimentos e dos resíduos gerados pelo descarte, medicamentos, suplementos e produtos de higiene, materiais de construção como telhas, revestimentos, calhas e tubos e na água potável, devido tubulações e encanamentos de metal que contêm zinco (CHAMBERS et al., 2016).

- Elementos Terra Rara - ETR

Os elementos de terras raras são um grupo de elementos químicos que incluem o lantânio (La), cério (Ce), praseodímio (Pr), neodímio (Nd), promécio (Pm), samário (Sm), európio (Eu), gadolínio (Gd), térbio (Tb), disprósio (Dy), hólmio (Ho), érbio (Er), túlio (Tm), itérbio (Yb) e lutécio (Lu). Algumas das preocupações dos efeitos no organismo relacionados aos elementos de terras raras são: problemas respiratórios, como tosse, falta de ar e irritação pulmonar; danos e disfunção renal; danos neuronais, alterações comportamentais e prejuízo cognitivo; reações cutâneas como irritação na pele e alergias em pessoas sensíveis (BINNEMANNS et al., 2013). Esses elementos são amplamente utilizados em uma variedade de aplicações, como eletrônicos, tecnologia de ímãs em alto-falantes, motores elétricos, geradores e equipamentos de energia eólica, catalisadores, iluminação, indústria de vidro e cerâmica, e baterias recarregáveis (CHAMBERS et al., 2016).

Rose e Shea (2007) comentaram que a presença de uma ampla variedade de elementos nos centros urbanos abre caminho para a ocorrência de várias formas de contaminação ambiental. Os mesmos autores complementam que dentre os elementos encontrados, destacam-se metais como chumbo, cádmio, zinco e cromo, representam uma ameaça direta aos ecossistemas aquáticos. Segundo Jacob et al., (2018) as funções celulares dos microrganismos são afetadas por metais pesados biodisponíveis, dependendo da concentração.

Os centros urbanos são o maior exemplo de mudanças no ciclo biogeoquímico, devido às ações antrópicas que intensificam e modificam mais rapidamente as características do ambiente urbano (GARDNER et al., 2017). A poluição nos centros urbanos é impulsionada pelo esgoto doméstico, fertilizantes agrícolas e efluentes industriais, que são despejados sem tratamento adequado (BARRETO et al., 2013). Os mesmos autores explicam que esses resíduos contaminam a água, causando problemas ambientais e de saúde, sendo necessário adotar medidas de tratamento e regulamentações para mitigar essa poluição.

Para planejar o desenvolvimento de ambientes urbanos saudáveis e sustentáveis, é crucial ter informações detalhadas sobre a qualidade ambiental urbana (WONG et al., 2006). Licht (2001) explica que as técnicas de geoquímica são utilizadas para obter esses conhecimentos, pois permitem a análise dos elementos presentes na terra ao longo de milhares de anos, mesmo em concentrações muito baixas. Darnley et al. (1995) falaram que com os avanços das técnicas analíticas, cada vez mais elementos são identificados como bioativos.

O desenvolvimento urbano, especialmente com a presença de atividades industriais, pode levar a diferentes graus de contaminação do solo (THORNTON, 1990). O mesmo autor fala da importância de compreender como a urbanização afeta os processos geoquímicos, que são fundamentais para a qualidade da água, do solo, do ar, para a biodiversidade, para o manejo de recursos e, em última instância, para a saúde humana e o ecossistema.

Segundo Medeiros (2016), as realizações de análises mais aprofundadas dos elementos geoquímicos urbanos são essenciais para compreender as relações sinérgicas entre a urbanização e os elementos químicos da natureza. Esse mesmo

autor fala que essas informações são necessárias para um planejamento eficaz e a promoção de ambientes urbanos saudáveis e sustentáveis.

3.3. INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL DOS SEDIMENTOS

Nos centros urbanizados, os ecossistemas aquáticos estão sofrendo com os impactos que estão crescendo devido às intensas atividades antropogênicas como as comerciais e industriais, resultando em altos níveis de poluição ambiental causada por metais adsorvidos nos sedimentos. Essa é a situação atual dos ecossistemas aquáticos localizados em áreas urbanas (TUNDISI, 2006). O mesmo autor fala que o aumento da urbanização ao redor desses ecossistemas tem levado à degradação da qualidade da água devido ao descarte de resíduos, resultando em eutrofização, contaminação por metais pesados e toxicidade. Esses fatores são extremamente preocupantes, pois causam problemas diretos à saúde pública e à vida aquática.

A eutrofização ocorre devido ao lançamento de águas residuais não tratadas, efluentes industriais e agrícolas, resultando no crescimento excessivo de cianobactérias, algumas das quais possuem cepas tóxicas (MALETIĆ et al., 2018). Os mesmos autores comentam que alguns contaminantes são provenientes do descarte de resíduos industriais e municipais, enquanto outros são originados do escoamento poluído de áreas urbanas e agrícolas. Segundo Barrocas (2013), a diversidade de resíduos gerados nos processos industriais, podem produzir compostos do mesmo elemento. Além disso, um único processo industrial pode resultar em diferentes resíduos com graus variados de periculosidade, dependendo da matéria-prima utilizada, da pureza dos reagentes e de outros fatores.

Loska (1997) explicou que o uso de sedimentos de fundo como indicadores da qualidade ambiental é um método mais simples e com menor margem de erro, permitindo obter uma visão precisa da contaminação por meio de equações matemáticas específicas. Do mesmo modo, ao analisar camadas distintas dos sedimentos do fundo, é possível avaliar tendências e mudanças na poluição da água, do ar e do solo.

Segundo Santos (2016) os sedimentos desempenham um papel fundamental nos ecossistemas aquáticos, uma vez que as substâncias poluentes permanecem

ligadas às suas partículas por períodos prolongados. Isso se deve à habilidade dos sedimentos de se acumular em compostos orgânicos e inorgânicos, o que os torna uma fonte valiosa de registros históricos de poluição. Adicionalmente, os sedimentos permitem a avaliação da qualidade dos sistemas fluviais. O local no meio ambiente onde mais pode ser encontrado os metais pesados são nos sedimentos (MONTE, 2014). Franco (2013) fala que geralmente a concentração natural dos metais pesados, possuem uma densidade igual ou superior a 5 g/cm³. No entanto, é importante destacar que quando as concentrações excedem os valores naturais, esses metais são classificados como os contaminantes mais tóxicos e persistentes no ambiente aquático.

Moraes (2013) explica que na geoquímica, são empregados vários índices e fatores já consolidados e comprovados em estudos relacionados à qualidade ambiental ao longo dos anos. Esses índices são utilizados na investigação de como se dá o comportamento e a distribuição biogeoquímica dos metais em solos e sedimentos. O mesmo autor comenta que para avaliar a qualidade ambiental, são comumente utilizados indicadores como o índice de geoacumulação, o fator de enriquecimento e o índice de carga poluidora.

Ao longo dos anos, tem sido cada vez mais evidente o reconhecimento do estudo sobre qualidade ambiental dos sedimentos no Brasil. Isso se deve aos resultados dos monitoramentos sistemáticos da poluição no ecossistema aquático urbano. As primeiras análises de qualidade dos sedimentos foram conduzidas pela Federal Water Quality Administration e adotadas pela United States Environmental Protection Agency – USEPA, em 1973, com o intuito de atender às demandas do gerenciamento dos resíduos de dragagem. Bertoletti (2013), falou que desde 1976, o controle das características dos poluentes tem sido realizado pela legislação brasileira, que também tem estabelecido limites individuais de emissão de poluentes com base nas orientações norte-americanas. Essa abordagem tem contribuído para o avanço dos estudos e aprimoramento das políticas ambientais no país. No entanto, é importante ressaltar que, atualmente, o Brasil ainda carece de parâmetros ou padrões de qualidade de sedimentos que levem em consideração as condições geológicas específicas de cada ambiente (NASCIMENTO et al., 2018). Isso significa que o conjunto de informações disponíveis ainda não é adequado para abranger todas

as particularidades geológicas do país. Os mesmos autores complementam dizendo que é necessário um esforço contínuo para aprimorar e desenvolver diretrizes que sejam mais adequadas às características individuais de cada região, considerando os diferentes contextos geológicos presentes no território brasileiro. Dessa forma, será possível obter uma compreensão mais precisa e abrangente da qualidade ambiental dos sedimentos em todo o país.

A falta de informações científicas específicas atrapalha na aplicação de análises comparativas e na execução de indicadores, uma vez que é necessário obter valores de referência local ou regional (MORAES, 2013). O mesmo autor comenta que como resultado, geralmente são utilizados valores de referência globais para conduzir as análises de qualidade ambiental dos sedimentos. No entanto, é importante mencionar que a legislação brasileira conta com algumas normativas técnicas estabelecidas pelo CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente, que estabelecem concentrações limites com o objetivo de melhorar a qualidade ambiental. Essas normativas têm como objetivo fornecer diretrizes e parâmetros mínimos para proteção do meio ambiente. Apesar disso, é necessário avançar no desenvolvimento de padrões e valores de referência específicos para os diferentes ecossistemas presentes no Brasil, levando em consideração suas características geológicas e ambientais particulares. Isso permitirá uma análise mais precisa e efetiva da qualidade dos sedimentos e uma melhor gestão dos recursos naturais. Nesse sentido, deve-se destacar a resolução do CONAMA nº 420/2009, que “dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas” e a resolução do CONAMA nº 454/2012, que “estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras”.

Observa-se, portanto, que as leis e normas brasileiras relacionadas à qualidade ambiental dos sedimentos ainda apresentam limitações em relação aos estudos de geoquímica. No entanto, essa realidade não desencoraja iniciativas que estimulem a pesquisa científica, que é fundamental para a construção de um conjunto sólido de leis e normas ambientais. É através dessas pesquisas que se obtém o conhecimento

necessário para compreender os processos geoquímicos envolvidos nos sedimentos e suas consequências ambientais. Ainda que existam lacunas nas regulamentações existentes, é fundamental incentivar e apoiar estudos científicos que contribuam para o avanço do conhecimento nessa área e que possam embasar a criação de um arcabouço legal mais abrangente e eficaz. Assim, será possível melhorar a proteção e gestão da qualidade ambiental dos sedimentos no Brasil.

3.3.1. Fator de Enriquecimento - FE

O fator de enriquecimento (FE), também conhecido como "Enrichment Factor", é um índice utilizado para avaliar o enriquecimento de um elemento em relação a outro elemento considerado mais estável e imóvel no ambiente (Loska et al., 1997, 2003, 2004). Essa abordagem foi proposta por Buat-Menard em 1979 e tem sido aplicada em várias partes do mundo para avaliar o enriquecimento antropogênico de elementos específicos (Szefer; Skwarzec, 1988).

O FE é uma ferramenta importante na geoquímica ambiental, fornecendo uma medida relativa do impacto antropogênico e ajudando a identificar a influência das atividades humanas nos sedimentos e na qualidade ambiental (Loska et al., 1997, 2003, 2004; Szefer; Skwarzec, 1988). O fator de enriquecimento é um indicador usado em estudos de qualidade do solo e sedimento para avaliar o enriquecimento de metais contaminantes em relação aos valores geoquímicos de fundo (MORAES, 2013). O mesmo autor fala que o FE indica o grau de aumento desses metais em comparação com os níveis naturais do ambiente, permitindo identificar áreas contaminadas e avaliar o impacto humano na qualidade do solo e sedimento (Tabela 1).

O fator de enriquecimento é um indicador relevante para analisar a tendência geoquímica dos metais presentes nas áreas de estudo. É um parâmetro que ajuda a determinar se os sedimentos estão sendo influenciados ou não em termos de conteúdo de metais (SALOMONS; FORSTNER, 1984). Os mesmos autores explicam que esse fator fornece "insights" sobre a presença e a possível contaminação dos sedimentos por metais, auxiliando na compreensão dos impactos ambientais associados. O fator de enriquecimento é calculado como a relação entre a concentração de metais e a concentração de um elemento normalizado, que geralmente é um elemento conservativo (FORSTNER, WITTMANN, 1981). Os autores

complementam que é um elemento conservativo é aquele que se distribui de forma mais homogênea no meio e apresenta um comportamento estável ao longo do sistema, sem influências artificiais, essa grandeza proporciona uma medida relativa do enriquecimento dos metais em relação ao elemento de referência, permitindo avaliar o impacto antropogênico e identificar áreas com potencial contaminação e, por ser um fator, não possui unidade de medida.

Qi et al. (2010) explicam que em relação ao fator de enriquecimento é considerado um elemento de referência como normalizador, o qual é incluído no cálculo para compensar as variações mineralógicas dos sedimentos. O fator de enriquecimento é representado pela equação 1.

Equação 1:

$$FE = \frac{M_{sed}}{R_{sed}} \bigg/ \frac{M_{bg}}{R_{bg}}$$

Sendo:

- M_{sed} = concentração medida do metal M no sedimento;
- R_{sed} = concentração do elemento normalizador R no sedimento;
- M_{bg} = concentração assumida como “background”, para o metal M;
- R_{bg} = concentração assumida como “background” do elemento normalizador R.

Para uma análise mais precisa do fator de enriquecimento em sedimentos, é recomendado utilizar um valor de referência regional a fim de evitar interpretações equivocadas. De acordo com Moraes (2013), uma abordagem válida é empregar alumínio ou ferro como elementos normalizadores para mitigar essas interpretações incorretas. O autor também destaca que o alumínio é inerte em sistemas aquáticos e está principalmente associado a argilominerais, embora possa eventualmente fazer parte da composição de outros aluminossilicatos.

Tabela 1: Classificação da qualidade dos sedimentos por categorias em relação ao fator de enriquecimento.

Categorias	Qualidade dos Sedimentos
$FE \leq 1$	Não Enriquecido
FE 1 a 3	Pouco Enriquecido
$FE > 3$ a 5	Moderadamente Enriquecido
$FE > 5$ a 10	Enriquecimento Moderadamente Severo
$FE > 10$ a 25	Enriquecimento Severo
$FE > 25$ a 50	Enriquecimento Muito Severo
$FE > 50$	Enriquecimento Extremamente Severo

Fonte: Silva, 2016.

3.3.2. Ecotoxicologia dos sedimentos

Com o avanço da tecnologia e do desenvolvimento industrial veio também o impacto ambiental e severas mudanças no meio ambiente, com essas transformações na natureza se viu a urgência de definir parâmetros e limites de poluição ambiental, surgindo a necessidade de intensificar os estudos da toxicidade que garantem a preservação e maiores cuidados com a saúde ambiental e da sociedade (OLIVEIRA-FILHO; SISINNO, 2013).

Em pesquisas de monitoramento geoquímico ambiental dos sedimentos, é possível avaliar a toxicidade por meio de métodos analíticos aplicados aos efluentes lançados em água doce. Essas análises permitem identificar contaminantes e determinar os efeitos tóxicos nos organismos aquáticos. Os métodos incluem testes de toxicidade e análises químicas para identificar poluentes específicos. Essas abordagens são cruciais para monitorar a qualidade ambiental, identificar fontes de contaminação e desenvolver estratégias de remediação. Seguindo as diretrizes estabelecidas por Bertolotti (2013), os métodos de ensaio utilizados para avaliar a toxicidade dos sedimentos adotam as normas brasileiras. Nesses procedimentos, os organismos-teste são expostos a diferentes diluições dos efluentes líquidos ao longo de um período de tempo específico.

Já existem outras normas brasileiras que adotam um método mais direto, como a Resolução Conama nº 454/2012, que estabelece diretrizes gerais e procedimentos referenciais para o gerenciamento do material dragado (tabela 2). Essas normas definem níveis de limiar de contaminação, seguindo os princípios internacionais estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) e pelas Diretrizes de Qualidade Ambiental do Canadá (CEQGs).

Tabela 2: Níveis de classificação do material segundo Conama 454/2012.

Metais e Semi metais (ppm)	Nível 1	Nível 2
Arsênio (As)	5,9	17
Cadmio (Cd)	0,6	3,5
Chumbo (Pb)	35	91,3
Cobre (Cu)	35,7	197
Cromo (Cr)	37,3	90
Mercúrio (Hg)	0,17	0,486
Níquel (Ni)	18	35,9
Zinco (Zn)	123	315

Fonte: CONAMA (2012).

Em estudos ecotoxicológicos de sedimentos, a utilização de organismos bentônicos é mais indicada, uma vez que esses organismos vivem em contato direto com o sedimento (DAMATTO, 2010; ESPÍNDOLA, et al, 2003). Embora esses procedimentos demandem mais tempo e recursos, existe uma outra abordagem mais rápida e direta para obter informações sobre o efeito tóxico dos contaminantes. Conforme mencionado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1998), esse método proporciona uma maneira consistente de avaliar os níveis de contaminantes dentro e entre estuários.

Com base em estudos conduzidos por Long et al. (1995; 1998), a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) estabeleceu dois padrões de toxicidade, identificando nove metais que demonstraram efeitos ecológicos ou biológicos nos organismos. Esses metais são frequentemente encontrados em atividades que degradam o meio ambiente. Os padrões foram definidos por Long et

al. (1995; 1998) e adotados pela USEPA, sendo conhecidos como ERL (Effect Range Low) e ERM (Effect Range Medium) (Tabela 3 negativo

) e podem ser classificados em três tipos (Tabela 4).

Tabela 3: Valores padrões de ERL e ERM descritos por Long et al. (1995;1998) e adotado pela USEPA.

Metal	ERL (ppm)	ERM (ppm)
Arsênio (As)	8,2	70
Cádmio (Cd)	1,2	9,6
Cromo (Cr)	81	370
Cobre (Cu)	34	270
Chumbo (Pb)	47	220
Mercúrio (Hg)	0,15	0,71
Níquel (Ni)	21	52
Prata (Ag)	1	3,7
Zinco (Zn)	150	410

Fonte: USEPA (1998).

Tabela 4: Classificação dos sedimentos descritos por Long et al. (1995;1998) e adotado pela USEPA.

Bons	Todos os valores de concentração estão abaixo do ERL
Intermediários	Alguns dos valores de concentração estão entre o ERL e ERM
Pobres	Alguns dos valores de concentração superam o ERM

Fonte: USEPA (1998).

No entanto, de acordo com Moraes (2013), esse método apresenta algumas limitações. Por exemplo, ele não leva em consideração a interação de múltiplas substâncias químicas e não considera a possível presença de compostos orgânicos que podem complexar suas estruturas e neutralizar o efeito tóxico. Essas limitações podem afetar a precisão e a abrangência das avaliações ecotoxicológicas. Além disso, Moraes (2013) destaca que os efeitos sinérgicos ou antagonistas entre os contaminantes podem não ser adequadamente considerados nesse método. Substâncias químicas presentes nos sedimentos podem interagir de maneiras complexas e alterar seus efeitos tóxicos.

Portanto, é importante considerar essas limitações e buscar aprimoramentos nos métodos de avaliação ecotoxicológica dos sedimentos. Abordagens complementares, como a análise de compostos orgânicos complexantes e a consideração dos efeitos sinérgicos, podem fornecer uma visão mais abrangente e precisa dos riscos ambientais associados aos sedimentos contaminados. Essas melhorias nos métodos de avaliação são essenciais para tomar decisões informadas sobre a gestão e a proteção dos ecossistemas aquáticos, bem como para desenvolver estratégias eficazes de remediação e monitoramento ambiental. A pesquisa contínua nessa área é fundamental para aprimorar nossa compreensão dos riscos e dos impactos da contaminação de sedimentos.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Os padrões e diretrizes estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) foi a metodologia adotada para a realização deste trabalho, utilizando as análises de concentrações de metais e o fator enriquecedor dos sedimentos como medidas de contaminação. Para essa avaliação, segundo os dados da USEPA, foram considerados os valores de referência dos limites ERL (Effect Range Low) e ERM (Effect Range Medium) e como complemento também foi utilizado os padrões nível 1 e nível 2 da resolução do Conama 454/2012. Além disso, foram realizadas atividades de campo e laboratório, bem como um levantamento bibliográfico vasto sobre o tema e a área em questão. Essa abordagem multidisciplinar busca fornecer uma análise abrangente e fundamentada dos sedimentos em estudo.

4.1. COLETA DAS AMOSTRAS

A princípio foi conduzida uma avaliação exploratória da qualidade dos sedimentos superficiais para identificar áreas atípicas enriquecidas por metais. Para determinar os pontos de amostragem, foi realizado um levantamento das lavanderias registradas na Associação das Lavanderias de Caruaru - ALC, localizadas nas proximidades do trecho do rio Ipojuca, no centro urbano de Caruaru-PE. Todos os

pontos de coleta foram georreferenciados para uma análise precisa da localização (Tabela 5).

Tabela 5: Coordenadas dos pontos de coletas realizadas em um trecho do rio Ipojuca, localizado no Centro Urbano do município de Caruaru-PE.

Pontos	UTM (S)	UTM (E)
I01	9082369.96	170153.36
I02	9082297.38	171172.70
I03	9082017.06	171863.43
I04	9082593.68	172375.94
I05	9082497.31	172870.34
I06	9082296.93	172957.96
I07	9082627.73	173390.94
I08	9083155.53	173699.29
I09	9082866.59	174515.00
I10	9083115.64	175346.56

Foram feitas 10 (dez) coletas de sedimentos superficiais (Figura 2) com espaçamento de aproximadamente 500 metros entre cada um dos pontos (Figura 1), foi utilizada uma draga do tipo VanVeen, que auxiliou no processo de coleta de forma eficiente e padronizada.

Figura 1: Imagem de satélite dos pontos onde foram realizadas as coletas em um trecho do rio Ipojuca, localizado no Centro Urbano do município de Caruaru-PE.

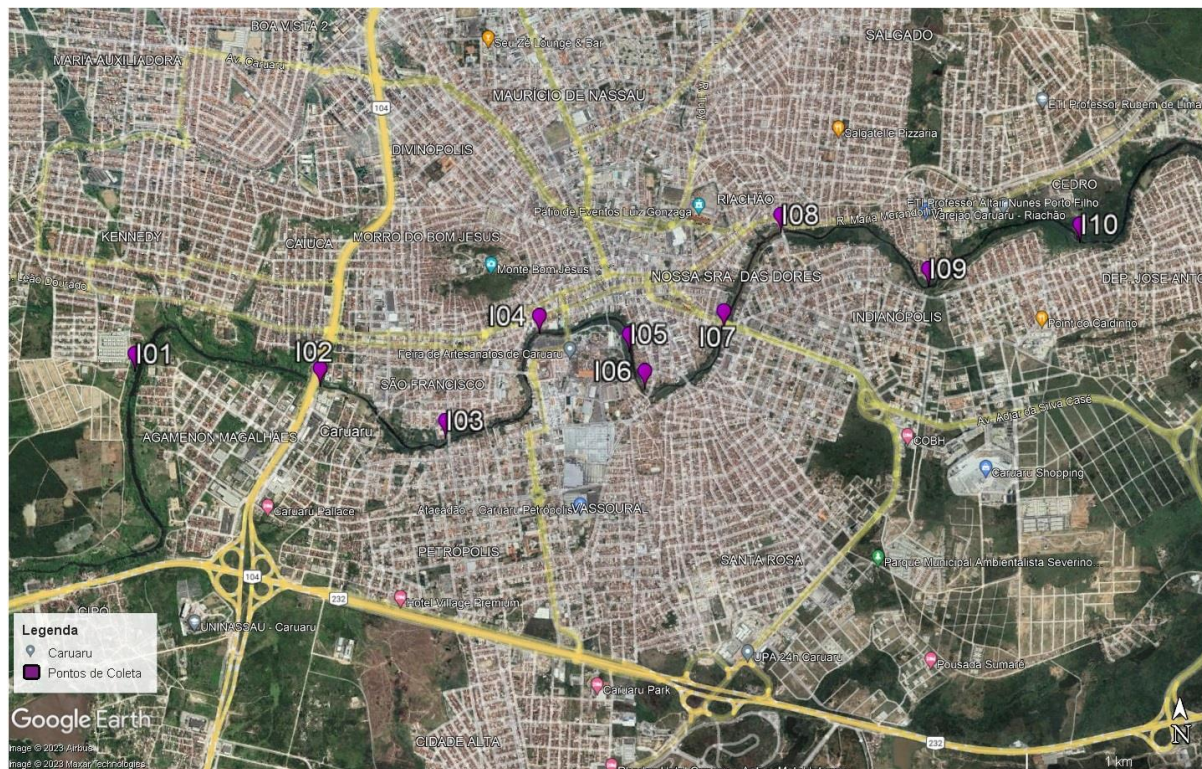


Figura 2: Coleta das amostras de sedimentos no trecho em estudo do rio Ipojuca, município de Caruaru-PE.

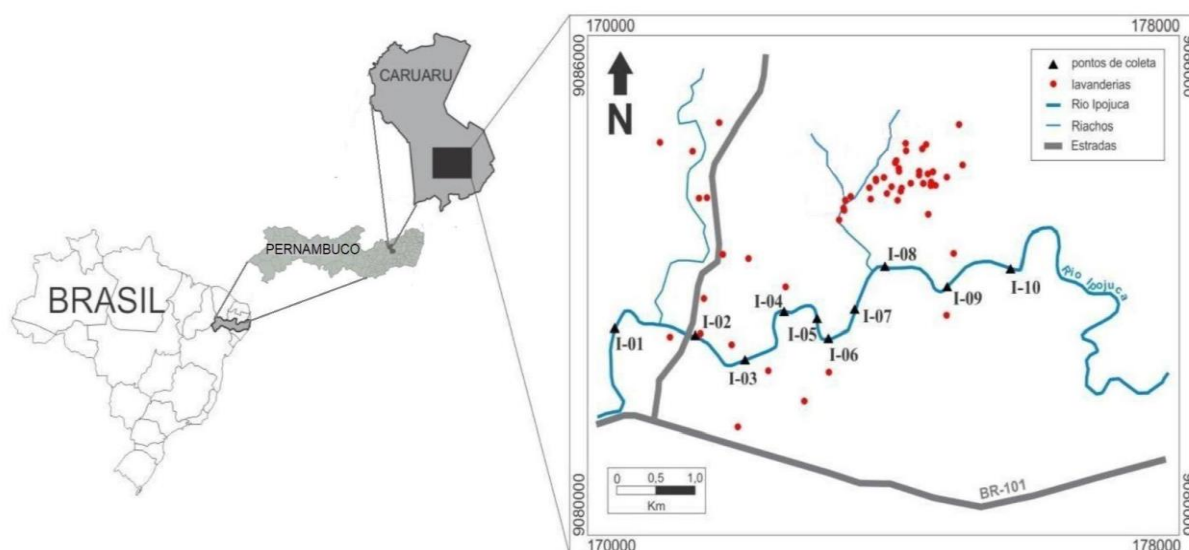


4.2. ÁREA DE ESTUDO

O objetivo desta pesquisa abrange uma seção específica da Bacia do rio Ipojuca, localizada no centro urbano de Caruaru-PE, que é influenciada pelo riacho Salgado e pelo riacho Mocós, além de estar próxima a áreas industriais têxteis. O foco do estudo é direcionado às zonas do rio Ipojuca que estão em proximidade com essas indústrias, com o objetivo de realizar uma análise precisa e direcionada dos potenciais impactos ambientais decorrentes dessas atividades.

A realização do levantamento das lavanderias neste estudo permitiu a criação de um mapa de localização que reflete a concentração desses estabelecimentos nas proximidades da área em análise. As lavanderias são identificadas por marcadores vermelhos, evidenciando a predominância desse setor industrial na região (Figura 3).

Figura 3: Mapa de localização da área de estudo no município de Caruaru-PE.



Com base nos registros da Associação das Lavanderias de Caruaru (2012), constatou-se que havia aproximadamente 48 lavanderias devidamente cadastradas na cidade, com uma concentração maior de empresas no bairro do Salgado. No entanto, de acordo com Silva Filho (2013), a quantidade de lavanderias existentes é contestável devido à presença de micro e pequenas empresas na periferia e na zona rural, que operam clandestinamente. É importante ressaltar que o número mencionado não inclui as lavanderias que operam de forma irregular, ou seja, sem estarem oficialmente registradas na associação. Portanto, é possível que haja um

número maior de lavanderias em funcionamento, levando em consideração aquelas que não estão devidamente cadastradas.

O rio Ipojuca percorre cerca de 320 km, predominantemente na direção oeste-leste (APAC, 2023). Seu regime fluvial é intermitente, tornando-se perene a partir do médio curso, próximo à cidade de Caruaru. Ao longo de seu curso, o rio recebe importantes afluentes, como o riacho Liberal, o riacho Taquara, o riacho do Mel pela margem direita, e o riacho do Coutinho, o riacho dos Mocós, o riacho do Muxoxo e o riacho Pata Choca pela margem esquerda. O riacho Liberal, em especial, nasce no município de Alagoinha, drenando áreas de Alagoinha, Pesqueira e Sanharó, antes de desaguar no rio Ipojuca.

O rio Ipojuca corta diversas sedes municipais ao longo de seu percurso, incluindo Bezerros, Caruaru, Escada, Chã Grande, Gravatá, Ipojuca, Primavera, São Caetano e Tacaimbó. Nos últimos anos, o estuário do rio Ipojuca passou por alterações significativas devido à instalação do Complexo Portuário de Suape.

A bacia do rio Ipojuca abrange uma área de 3.435,34 km², correspondendo a 3,49% da área do estado de Pernambuco (APAC, 2023). Nessa bacia, estão inseridos 25 municípios, sendo que 14 possuem suas sedes totalmente inseridas na bacia, como Arcoverde, Belo Jardim, Bezerros, Caruaru, Chã Grande, Escada, Gravatá, Ipojuca, Pombos, Poção, Primavera, Sanharó, São Caetano e Tacaimbó. Além disso, 10 municípios estão parcialmente inseridos na bacia, como Agrestina, Alagoinha, Altinho, Amaraji, Cachoeirinha, Pesqueira, Riacho das Almas, Sairé, São Bento do Una, Venturosa e Vitória de Santo Antão.

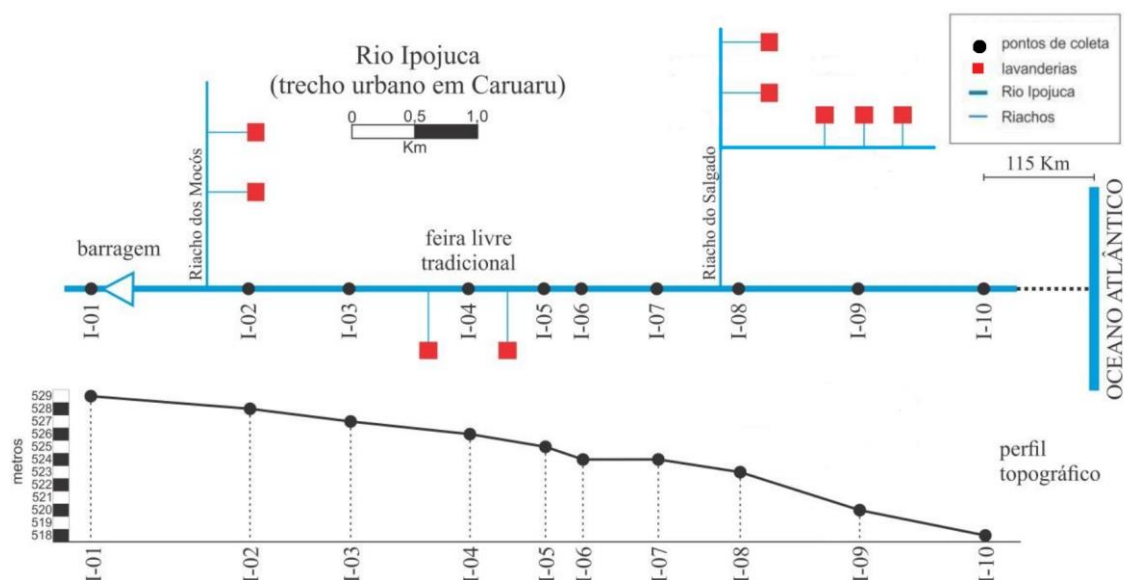
De acordo com Viana (2019), o rio Ipojuca recebe uma carga poluidora intensa, uma vez que nenhuma das cidades em sua bacia hidrográfica possui um sistema adequado de tratamento de esgoto. Em algumas áreas existem pequenas redes coletoras, porém, a disposição final dos efluentes é inadequada. Essas condições contribuem para a degradação da qualidade da água do rio Ipojuca, tornando necessário um cuidadoso monitoramento e adoção de medidas de controle para preservar esse importante recurso hídrico e minimizar os impactos negativos causados pela poluição (SOUTO, 2017).

De acordo com a classificação de Köppen, a região de Caruaru é enquadrada como um clima semiárido (BSH). As características dessa região são baixa pluviosidade ao longo do ano, porém períodos chuvosos nos meses de junho e julho, enquanto outubro é o mês mais seco (LIRA, 2019; ALVARES et al., 2013).

Dentro do município de Caruaru, cerca de 41,67% da área está inserida na Bacia do Ipojuca. Dessas porcentagens, aproximadamente 11,31% pertencem diretamente ao município (CONDEPE, 2011). Destaca-se assim a importância da bacia hidrográfica do rio Ipojuca para a região de Caruaru, com uma porção significativa do território municipal fazendo parte dessa área de drenagem.

O trecho da Bacia do Rio Ipojuca em estudo tem sido diretamente afetado pelas atividades têxteis e pelo lançamento irregular de esgotos domésticos (LIMA, 2022; LIRA, 2019; RIBEIRO, 2016) (Figura 4). É importante ressaltar que as atividades informais no setor industrial têm causado um impacto significativo nos recursos hídricos do município. Com base nessas características, esse trecho específico foi selecionado como área de estudo para o trabalho em questão.

Figura 4: Diagrama Unifilar da área de estudo no município de Caruaru-PE.



A falta de preservação do Rio Ipojuca em Caruaru tem um impacto significativo na qualidade do meio ambiente. A degradação do rio, resultado da poluição, do desmatamento das margens e da ocupação desordenada de áreas próximas,

compromete a biodiversidade aquática e terrestre, além de afetar negativamente os ecossistemas locais (VIANNA, 2019). A mesma autora comenta que a contaminação da água por resíduos industriais, esgotos domésticos e agroquímicos compromete a qualidade da água e pode causar danos à saúde humana e aos organismos aquáticos (Figura 5).

Figura 5: Imagens do rio Ipojuca no trecho urbano do município de Caruaru-PE.



4.3. MÉTODOS EXPERIMENTAIS

4.3.1. Análise dos elementos químicos

As amostras coletadas foram encaminhadas ao Laboratório de Medicamentos, Tecnologias, Energias e Soluções Ambientais (LaMTESA), localizado no departamento de Química da UFRPE da DQ/UFRPE. Após isso, as amostras foram submetidas a um processo de secagem em estufa a 60°C durante 24 horas. Em seguida, as amostras secas foram desagregadas e homogeneizadas utilizando um almofariz de porcelana. Cerca de 10g de cada amostra foram separados para serem enviados ao Laboratório Geosol-Lakefield em Vespasiano-MG.

Uma alíquota de 1,0g de cada amostra foi dissolvida utilizando água-régia em uma placa aquecedora a 100°C por um período de 12 horas. Após esse tempo, as amostras foram deixadas em repouso até atingirem a temperatura ambiente. Em seguida, as amostras foram filtradas e transferidas para balões volumétricos de 50 ml, sendo o volume ajustado com uma solução de HNO₃ a 5%.

Posteriormente, as amostras passaram por análise utilizando a técnica de espectrometria de emissão atômica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP/AES). Foram analisados os seguintes elementos em cada amostra: Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, As, Ba, Be, Cr, Cu, La, Mo, Ni, Pb, Sr, Th, V, Y, Zn, Zr, porém escolhendo analisar mais profundamente os elementos As, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, devido ao perigo, que em quantidades exageradas, pode ocasionar a saúde humana e ao meio ambiente.

4.3.2. Avaliação da qualidade ambiental dos sedimentos

- Fator de enriquecimento

Para calcular o fator de enriquecimento, foram adotados os valores de referência UC (Upper Continental Crust) com influência da oxidação conforme descrito por Wedepohl (1995) que baseou os valores do Al, Zn, Cu, Cr, Ni e Pb nos trabalhos apresentados por Shaw et al. (1967, 1976) e os valores do “As” representados pelos escritos a partir das médias das rochas de Onishi e Sandell (1955). A fórmula utilizada

para esse cálculo é baseada na metodologia proposta por Damatto (2010), Cunha (2005), Moreira e Boaventura, (2003), Dinescu e Dilui (2000) e Kemp e Thomas (1976) em que o Alumínio (Al) é utilizado como elemento normalizador.

Para calcular o Fator de Enriquecimento (FE), é essencial normalizar os valores do elemento em estudo com base em um elemento que seja praticamente imóvel durante o intemperismo, como o Alumínio (Al), ou que apresente variações mínimas em seus valores. Levando em consideração o background do alumínio em sedimentos, uma vez que esse elemento é reconhecido por ter baixa mobilidade natural no ambiente (NASCIMENTO, et al., 2018; CHEN et al., 2007). É importante para avaliar o enriquecimento relativo de outros elementos em relação ao alumínio, proporcionando uma referência adequada para análise em relação a uma referência estável (KEMP, THOMAS; 1976).

Segue abaixo a fórmula utilizada neste estudo:

$$FE = \frac{[Elemento/Al]_{amostra}}{[Elemento_{UC}/Al_{UC}]_{background}}$$

- Ecotoxicologia

As amostras de sedimento superficial foram analisadas com base nos parâmetros estabelecidos pela USEPA (1998), utilizando os valores de ERM (Efeito de Referência Mínimo), que representa o valor mínimo para um efeito tóxico baixo, e ERL (Efeito de Referência de Limite), que indica a faixa de valores onde são observados efeitos tóxicos mais significativos. Além disso, as amostras também foram comparadas com os valores estabelecidos pela norma brasileira, Conama nº 454/2012, que define dois níveis de limiar capazes de causar algum efeito adverso na biota. Essas comparações permitem avaliar se os níveis de contaminantes presentes nas amostras estão dentro dos limites considerados seguros para o meio ambiente.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. ANÁLISE ATRAVÉS DA AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS (USEPA) E DA RESOLUÇÃO Nº 454/2012 DO CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA)

A região do rio Ipojuca em análise corresponde a uma área situada no núcleo urbano, sujeita à influência direta do esgoto doméstico, dos resíduos gerados pelas indústrias têxteis e, principalmente, das atividades comerciais do Polo (Feiras Livres). Durante o estudo, observou-se diferentes comportamentos geoquímicos ao longo do trecho, devido às variações nas concentrações de metais encontrados em alguns pontos de coleta das amostras.

Para a avaliação da toxicidade, foram adotados os padrões estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), utilizando os valores de ERL (Efeitos Adversos de Referência Inferior) e ERM (Efeitos Adversos de Referência Superior). A contaminação dos sedimentos fluviais foi avaliada comparando-se os resultados obtidos com os valores orientadores estabelecidos pela Resolução nº 454/2012 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), que classifica os níveis de contaminação em Nível 1 (baixa probabilidade de efeitos adversos à biota) e Nível 2 (provável efeito adverso à biota) (Tabela 6). Além disso, o cálculo do fator de enriquecimento também foi utilizado como método de análise da contaminação (Tabela 7).

Entre os pontos avaliados referente ao Arsênio (As), nenhuma de suas amostras ultrapassaram os valores do nível 1 (5,9 ppm) estabelecidos no Conama nº 454/2012 (Gráfico 7) e nem da USEPA (8,2 ppm) (Gráfico 1). Todos se mantiveram < 5 ppm, exceto o I03 que teve 5 ppm. Barrocas (2013) afirmou que o valor do As encontrando na crosta terrestre é de 2 ppm, A concentração de (As) no ambiente é amplamente influenciada pela presença de sedimentos argilosos, devido à sua alta capacidade de adsorção por argilominerais, matéria orgânica e hidróxidos de ferro e alumínio (CUNHA; PESSANHA; SHINTAKU, 2013).

Embora o arsênio seja conhecido por ser um elemento tóxico, ainda é amplamente utilizado na produção de vidros, ligas metálicas, pigmentos e na indústria farmacêutica (BARROCAS, 2013). No entanto, as concentrações de arsênio presentes nos corpos d'água têm aumentado devido a depósitos naturais, resíduos agrícolas, industriais e atividades de mineração, resultando em maior exposição humana e causando doenças como o câncer e outros efeitos patológicos significativos (ANDRADE; ROCHA, 2016).

Os pontos analisados em relação ao Cromo (Cr) nenhuma amostra teve valor acima ao ERL (81 ppm) segundo a diretrizes da USEPA (Gráfico 2), porém 3 amostras tiveram valor acima do nível 1 (37,3 ppm) estabelecidos no Conama nº 454/2012 (Gráfico 8), essas amostras foram a I03 com 43 ppm, I04 com 40 ppm e a I05 com 39 ppm. Sendo a amostra I03 com o maior valor e as de menores valores foram a I06 e I01 com o resultado de 18 ppm e a média das amostras foi igual a 29,8 ppm.

A contaminação do solo e das águas subterrâneas por cromo pode ocorrer de várias maneiras, incluindo a infiltração de chorume proveniente de aterros sanitários, a infiltração de lagoas industriais, a presença de resíduos de mineração e, o descarte de resíduos industriais, na metalurgia e em efluentes de curtumes (TESTA, 2005). De acordo com a pesquisa conduzida por Alleoni et al. (2009), a capacidade de adsorção de metais pesados pelo solo está relacionada ao teor de argila, matéria orgânica, pH e composição mineralógica. Em um estudo realizado por Pugas (2007) com lodo galvânico, também foi constatada a capacidade do solo em reter metais pesados, incluindo o cromo. A autora observou que, mesmo a uma distância de 30 metros do local de descarte do lodo, um corpo hídrico não foi contaminado por esses metais, devido à eficiente retenção proporcionada pelo solo.

As formas oxidadas de cromo (VI) são altamente solúveis e móveis o que impede sua absorção pelos minerais do solo. Já as formas reduzidas (III) têm baixa mobilidade e são fortemente retidas pelo solo (RAMOS, 2015). Tanto o cromo trivalente (III) quanto o hexavalente (VI) podem interagir com os componentes do solo e coexistir dependendo das condições de potencial redox (Eh) e pH (GERTH et al., 1991). O comportamento do cromo também pode variar de acordo com a presença de agentes complexantes no solo, como certos minerais e matéria orgânica (BARLETT; JAMES, 1979). Por exemplo, a forma trivalente do cromo pode se tornar mais solúvel

em pH abaixo de 5 ou permanecer retida se estiver complexada com moléculas orgânicas de baixo peso molecular (BARLETT; JAMES, 1988).

Foram identificados teores elevados de Cobre (Cu) em algumas das amostras, sendo a média dos valores de 81,10 ppm, porém as concentrações variaram de 9 ppm na I01 a 280 ppm na I08, excedendo os limites ecológicos estabelecidos em quase todos os pontos exceto na I01. Os outros pontos apresentaram valores acima da classe 1 (35,7 ppm) segundo a Conama nº 454/2012 (Gráfico 9) e do valor ERL (34 ppm) de acordo com a USEPA (Gráfico 3), foram encontrados nos pontos I02 (45 ppm), I03 (60 ppm), I04 (64 ppm), I05 (92 ppm), I07 (65 ppm), I09 (52 ppm) e I10 (74 ppm).

Foi observado que o cobre apresentou seu maior valor em um único ponto, especificamente no ponto I08, com uma concentração de 280 ppm, o que indica uma possível influência direta da urbanização e industrialização local. Essa concentração excedeu a classificação de nível 2 (197 ppm) estabelecida na Conama nº 454/2012 e do valor ERM (270 ppm) de acordo com a USEPA. Vale salientar que tal ponto está localizado próximo ao riacho do Salgado onde se encontra a maior quantidade de lavanderias têxteis.

Estudos anteriores relataram valores semelhantes de concentração de cobre em sedimentos. Lira (2019) tem os valores de 39 ppm a 199 ppm e Nascimento et al (2018) varia de 1,3 a 87,9 ppm durante o período úmido e de 5,1 a 147,7 ppm durante o período seco. Esses resultados estão em concordância com as concentrações encontradas neste estudo, evidenciando a presença desse elemento em níveis comparáveis em diferentes pesquisas feitas na mesma região.

O cobre, devido à sua ampla utilização em diversas atividades, é o terceiro elemento mais demandado em todo o mundo (OLIVEIRA, 2018). O cobre, juntamente com outros metais traço que são micronutrientes, pode desempenhar um papel dual, ou seja, ter uma ação benéfica ao promover o bom funcionamento do ciclo de vida dos organismos. No entanto, em concentrações elevadas, o cobre pode se tornar tóxico, causando efeitos adversos (ALLOWAY, 2013). A presença desses elementos em concentrações elevadas representa um dos principais problemas no ambiente,

devido ao risco de degradação química do meio e à contaminação da cadeia alimentar (OLIVEIRA, 2018).

Entre os pontos avaliados referente ao Níquel (Ni), nenhuma amostra teve valor acima ao ERL (21 ppm) segundo a diretrizes da USEPA (Gráfico 4), porém 2 amostras tiveram valor igual do nível 1 (18 ppm) estabelecidos no Conama nº 454/2012 (Gráfico 10), essas amostras foram a I03 com e I04 com 18 ppm e a média das amostras foi igual a 13,9 ppm. Apesar do Níquel ser um elemento que em pequenas doses faz bem à saúde humana tem que se tomar cuidado, pois quando em altas doses pode ser tóxico (MENDES, 2021).

Historicamente, a maior parte do níquel produzido no mundo vem de um tipo de minério chamado sulfetado. No entanto, a maioria das reservas existentes de níquel está em depósitos conhecidos como lateríticos (DIAS, 2021). A mesma autora explica que os depósitos lateríticos são formados em climas tropicais e subtropicais úmidos, através de processos de alteração química e intemperismo. Esses depósitos contêm uma camada superficial rica em óxidos de ferro e alumínio, onde o níquel está presente. Para atender à demanda global de níquel, espera-se que, nos próximos anos, haja um aumento no desenvolvimento de projetos de mineração de níquel a partir dessas fontes lateríticas para suprir as necessidades globais.

Foram identificados teores elevados de Chumbo (Pb) em algumas das amostras, sendo que a média dos valores obtidos foi de 46,5 ppm, porém as concentrações variaram de 22 ppm na I01 e I06 a 92 ppm na I08, e excedendo os limites ecológicos estabelecidos em quase todos os pontos exceto na I01, I06 e I07(31 ppm). Os outros pontos com os valores acima da classe 1 (35 ppm) segundo a Conama nº 454/2012 (Gráfico 11) foram os pontos I02 (50 ppm), I03 (65 ppm), I04 (50 ppm), I05 (52 ppm), I09 (40 ppm) e I10 (41 ppm) e os do valor ERL (47 ppm) de acordo com a USEPA (Gráfico 5), foram encontrados nos pontos I02, I03, I04, I05 e I08.

Foi observado que o chumbo (Pb) apresentou seu maior valor em um único ponto, especificamente no ponto I08, com uma concentração de 92 ppm, o que indica uma possível influência direta da urbanização e industrialização local. Essa concentração excedeu a classificação de nível 2 (91,3 ppm) estabelecida na Conama nº 454/2012. É válido salientar que, tal ponto está localizado próximo ao riacho do Salgado onde se encontra a maior quantidade de lavanderias têxteis.

O chumbo é um elemento presente naturalmente na crosta terrestre, com uma concentração média de cerca de 16 mg/Kg (ppm). Sua presença varia de acordo com o tipo de rocha, sendo mais elevada em rochas ígneas, como granitos, onde a concentração média pode chegar a 22,7 ppm, em rochas sedimentares, como folhelhos e lamitos, em que a concentração média é de 23 ppm, enquanto que em calcários e dolomitos pode atingir 71 ppm (SILVA; HYPOLITO; TERRA, 1999).

Segundo os mesmos autores, em solos agrícolas, o teor de chumbo varia de 2 a 200 ppm, concentrando-se nas camadas superficiais em áreas onde ocorrem depósitos minerais, onde foram encontradas concentrações mais elevadas, chegando a 3.000 a 5.000 ppm, o que pode ser tóxico para plantas e animais. Em geral, os teores de chumbo encontrados nos solos estão na faixa de 15 a 25 ppm. É importante destacar que a atividade humana pode levar ao enriquecimento do solo com chumbo, devido a atividades industriais, mineração e outras fontes antropogênicas.

Ao longo dos séculos, vários sais de chumbo têm sido amplamente utilizados como pigmentos devido à capacidade de proporcionar cores estáveis e brilhantes (BAIRD. 2002). Uma característica importante da contaminação por chumbo é que, quando esse poluente é lançado no sedimento ou na água, tende a se concentrar nas proximidades das fontes, devido à baixa solubilidade dos compostos de chumbo em água (BARROCAS, 2013).

Foram identificados valores muito altos de Zinco (Zn) com concentrações variando de 31 ppm na I01 a 361 ppm na I08, sendo a média de 213,4 ppm, ultrapassando os limites ecológicos estabelecidos em quase todos os pontos exceto na I01. Os outros pontos com os valores acima da classe 1 (123 ppm) segundo a Conama nº 454/2012 (Gráfico 12) e do valor ERL (315 ppm) de acordo com a USEPA (Gráfico 6), foram encontrados nos pontos I02 (161 ppm), I03 (270 ppm), I04 (291 ppm), I05 (245 ppm), I06 (166 ppm), I07 (194 ppm), I09 (205 ppm) e I10 (210 ppm).

Foi observado que o zinco apresentou seu maior valor em um único ponto, especificamente no ponto I08, com uma concentração de 361 ppm, o que indica uma possível influência direta da urbanização e industrialização local. Essa concentração excedeu a classificação de nível 2 (197 ppm) estabelecida na Conama nº 454/2012, sugerindo um potencial de contaminação nessa área específica. Importante ressaltar

que, tal ponto está localizado próximo ao riacho do Salgado onde se encontra a maior quantidade de lavanderias têxteis.

No que diz respeito aos desequilíbrios ambientais causados pela presença de metais na água, é conhecido que alguns são essenciais para o bom funcionamento do meio ambiente. No entanto, em quantidades excessivas, esses metais podem se tornar tóxicos. Por outro lado, existem metais que são naturalmente tóxicos, independentemente de sua concentração no ambiente (LIBÂNIO, 2016). Mesmo quando as concentrações de metais na água não apresentam toxicidade para os organismos, sua mera presença pode afetar outros parâmetros de qualidade, como cor, turbidez e odor, tornando-a desagradável para consumo humano (HORN; BAGGIO; SCHIMITH, 2014). Um exemplo disso é quando se tem o excesso de Zinco associados a nitrato e fosfato, o que é característico de ambientes com excesso de fertilizantes (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011). Bento (2020) comentou que o Zn é bem resistente e tem dificuldade de sofrer interferência na sua composição da estação climática. O autor também observa que os altos valores de metais estão fortemente associados à ausência de infraestrutura de saneamento básico e ao tratamento inadequado dos efluentes, que são despejados nos rios. Essa presença significativa de metais nos rios é provavelmente de origem antropogênica, ou seja, resultante das atividades humanas.

O alto teor de zinco nas amostras chama atenção. Silva et al. (2018) explicou que a presença dos resíduos industriais provenientes de atividades alimentícias, vestuários e atividades hidrometalúrgicas pode estar relacionada à severidade da contaminação por metais. Esses estudos indicam que a presença desses metais não apenas representa possíveis danos à saúde pública, mas também representa uma ameaça de contaminação para os organismos bentônicos, uma vez que esses organismos estão em contato direto com os sedimentos, conforme observado por Pejman et al. (2015).

A elevação dos teores de metais nos sedimentos, como cromo (Cr), chumbo (Pb) e cobre (Cu), pode resultar em efeitos adversos significativos. Devido às propriedades de mobilidade e disponibilidade desses metais, existe um alto risco de contaminação na camada superficial dos sedimentos. Estudos realizados por Lin et

al. (2018) identificaram teores de 45,50 mg/kg, 44,80 mg/kg e 34,71 mg/kg de Cr, Pb e Cu, respectivamente, nessa camada dos sedimentos (LIN et al., 2018).

Tabela 6: Média e o maior das concentrações dos metais presentes nas amostras de sedimentos do trecho do rio Ipojuca em Caruaru-PE e valor de Background.

	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Al
(ppm)							
Média	<5	9,15	81,1	13,9	46,5	213,4	14110
Valor Máximo	5	43	280	18	92	361	18200
Background	1,7	35	25	56	14,8	65	79600

Gráfico 1: Concentração do elemento Arsênio (As), com valor de ERL.

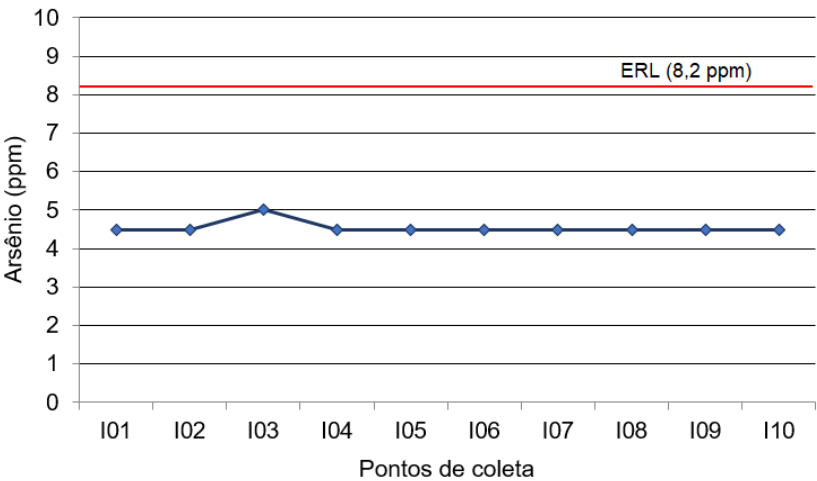


Gráfico 2: Concentração do elemento Cromo (Cr), com valor de ERL.

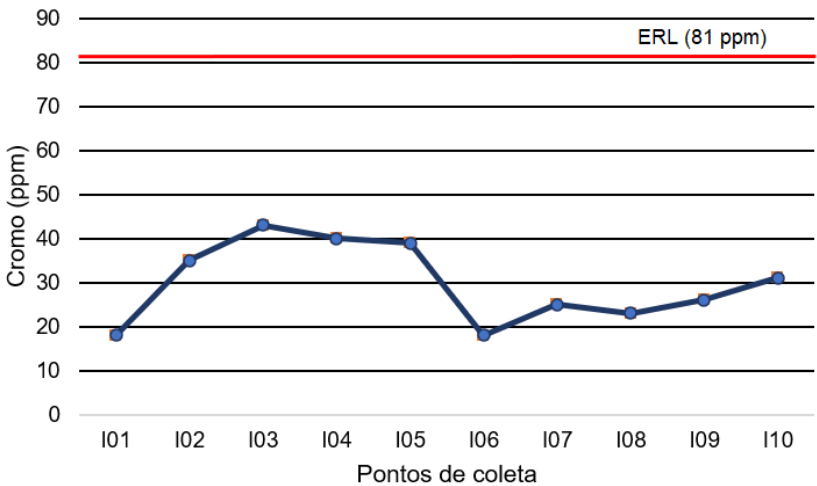


Gráfico 3: Concentração do elemento Cobre (Cu), com seus respectivos valores de ERL e ERM.

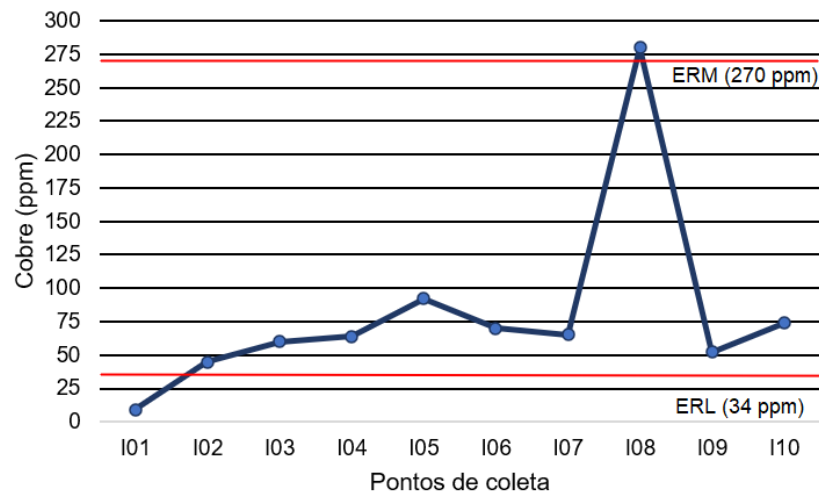


Gráfico 4: Concentração do elemento Níquel (Ni), com seus respectivos valores de ERL e ERM.

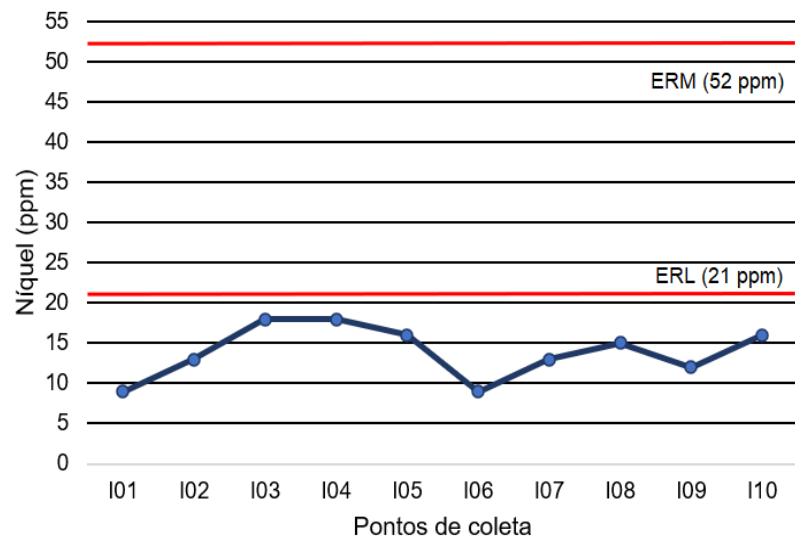


Gráfico 5: Concentração do elemento Chumbo (Pb), com valor de ERL.

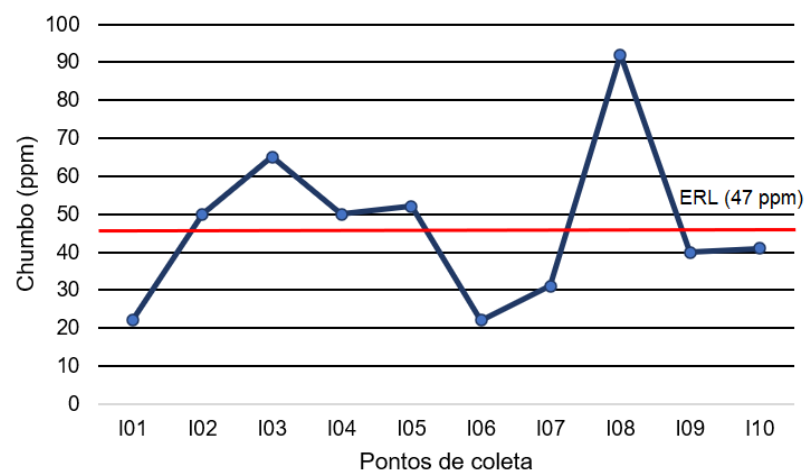


Gráfico 6: Concentração do elemento Zinco (Zn), com seus respectivos valores de ERL e ERM.

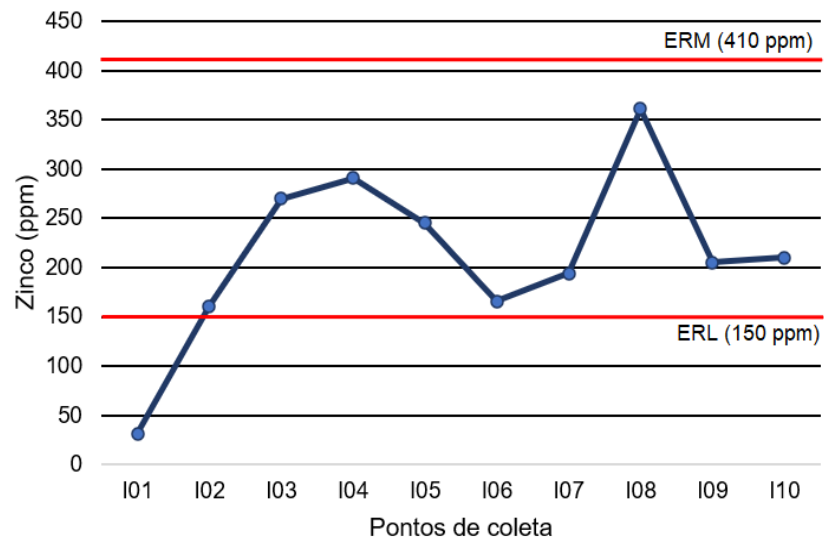


Gráfico 7: Concentração do elemento Arsênio (As), referente a Conama nº 454/2012 do nível 1.

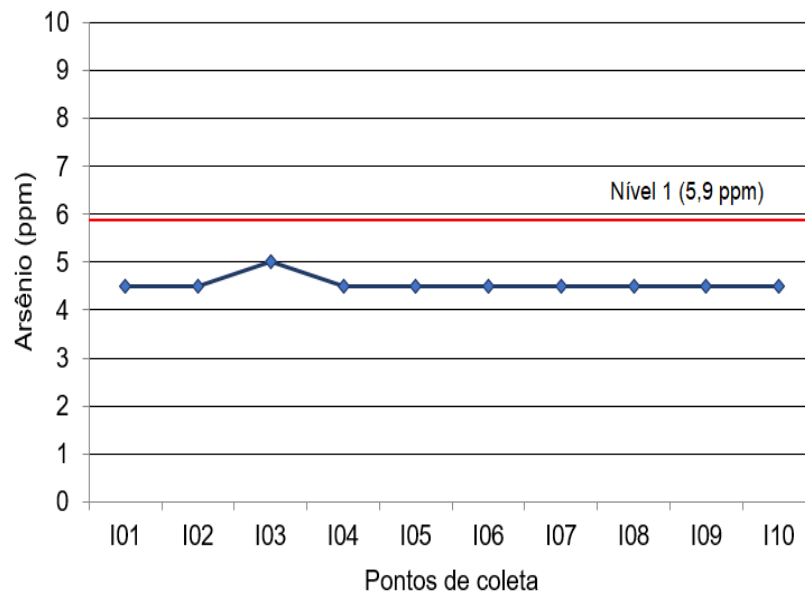


Gráfico 8: Concentração do elemento Cromo (Cr), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.

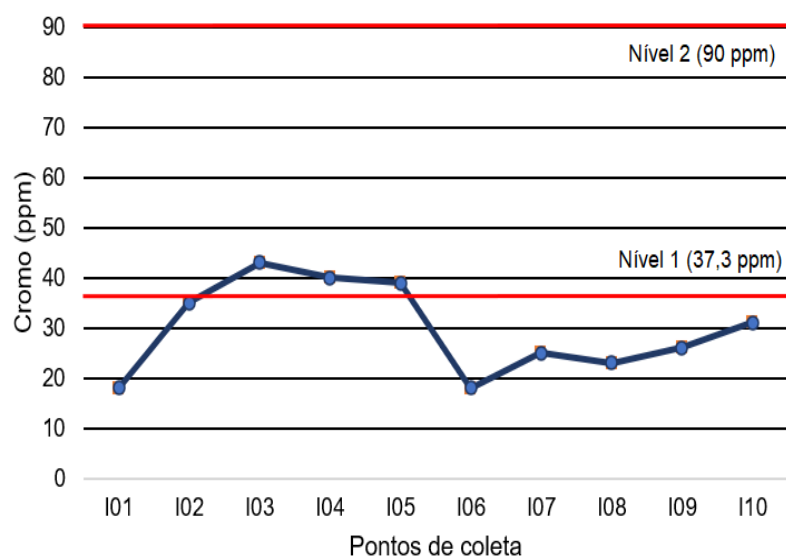


Gráfico 9: Concentração do elemento Cobre (Cu), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.

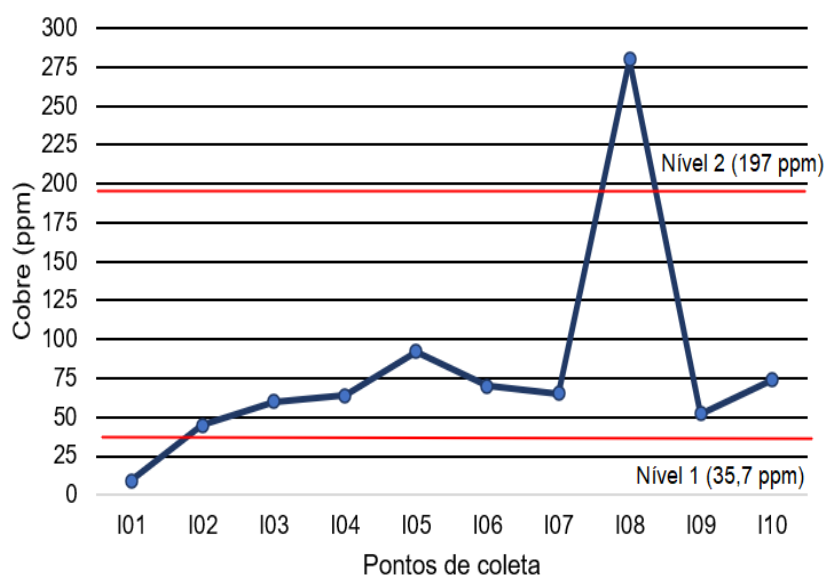


Gráfico 10: Concentração do elemento Níquel (Ni), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.

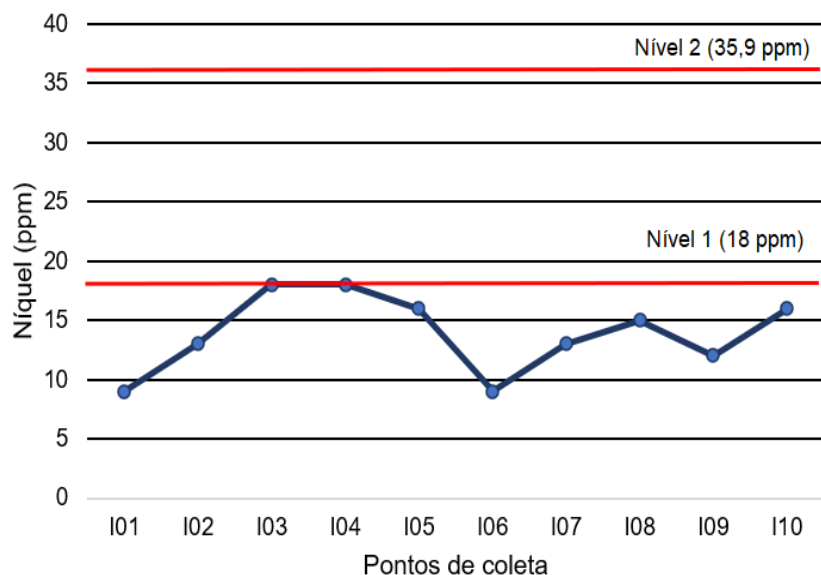


Gráfico 11: Concentração do elemento Chumbo (Pb), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.

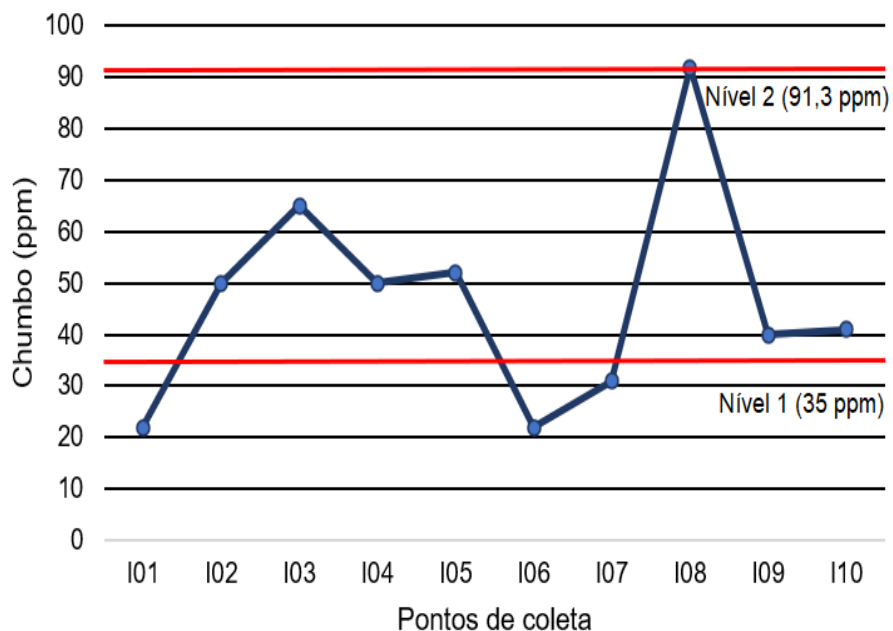
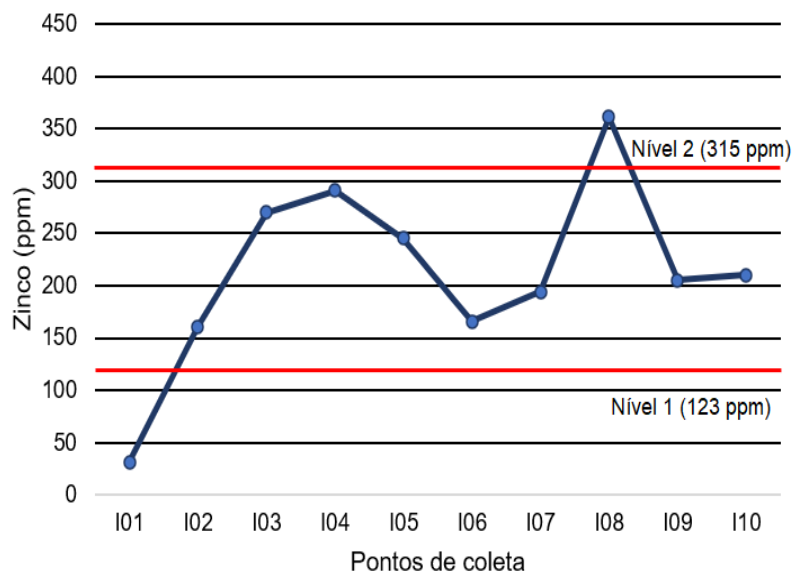


Gráfico 12: Concentração do elemento Zinco (Zn), referente a Conama nº 454/2012 e respectivos valores de nível 1 e nível 2.



5.2. ANÁLISE ATRAVÉS DO FATOR DE ENRIQUECIMENTO (FE)

A avaliação da concentração dos elementos químicos é de suma importância para determinar o nível de contaminação ambiental e complementar os estudos sobre a presença de metais pesados nos sedimentos. Nesse sentido, o uso do fator de enriquecimento neste estudo teve como objetivo distinguir os metais provenientes de atividades humanas daqueles de origem natural, a fim de avaliar o grau de influência antropogênica no ambiente (GRESENS, 1967).

Os resultados mostraram que houve uma forte contaminação de Arsênio nas amostras quando focalizado no fator de enriquecimento, tendo todas as amostras classificadas como enriquecimento severo, variando entre 24,71 (I08) a 12,87 (I03), com média de 17,14 (Gráfico 13).

Os valores de FE no Cromo (Cr) não foram alarmantes sendo que a amostra I02 com o resultado de 1,75 foi a de maior valor, sendo classificação como pouco enriquecido. A amostra com menor valor foi a I06 com 0,73 que é caracterizada como não enriquecido e a média obtida foi de 1,35 classificada como pouco enriquecido (Gráfico 14).

Os valores obtidos mostram que o cobre (Cu) teve resultados significativos referentes ao FE, sendo que a amostra I08 foi a que teve o maior valor com 93,72,

classificada de como enriquecimento extremamente severo, se destacando em relação aos outros pontos que seguiram aproximadamente o valor da média, que foi 21,06 sendo classificada de enriquecimento muito severo. A amostra I01 está completamente fora da curva sendo classificada como pouco enriquecimento e tendo o valor de 1,93 (Gráfico 15). Importante ressaltar que a amostra I08 está localizada próximo ao riacho do Salgado onde se encontra a maior quantidade de lavanderias têxteis.

Os resultados do Níquel em relação ao FE são pouco expressivos, sendo a amostra I08 a de maior valor com 2,24 e sendo classificada como pouco enriquecida. A I06 com 0,82 foi a amostra de menor valor sendo identificada como não enriquecida e a média do FE do Níquel é de 1,44 sendo enquadrada como pouco enriquecida (Gráfico 16).

Os valores obtidos mostram que o chumbo (Pb) teve resultados significativos referente ao FE, foi a amostra I08 é a que teve o maior valor sendo 54,10 onde é classificado, sendo classificada de enriquecimento extremamente severo, se destacando em relação aos outros pontos que seguiram aproximadamente o valor da média que foi 19,14, sendo classificada de enriquecimento muito severo apenas. Apenas as amostras I06 e I01 foram classificadas como enriquecimento moderadamente severo e, tendo os menores valores respectivamente de 7,59 e 8,00 (Gráfico 17). Importante ressaltar que a amostra I08 está localizada próximo ao riacho do Salgado onde se encontra a maior quantidade de lavanderias têxteis.

Os resultados relacionados ao Zinco (Zn) mostram que a I08 se destaca sendo mais uma vez como a amostra de maior valor com 46,53, sendo classificada como enriquecimento muito severo. A amostra de menor valor foi a I01 com 2,57, sendo enquadrada como pouco enriquecimento e a média dos valores obtidos foi 19,55 classificada como enriquecimento severo (Gráfico 18).

Dentre os elementos analisados, como As, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, observou-se que o arsênio, o cobre, o chumbo e o zinco foram os mais expressivos em pontos específicos de entrada de metais. Rate (2018) comentou que essa distribuição indica a influência de indústrias específicas na introdução desses elementos no rio Ipojuca,

revelando uma relação direta entre fontes industriais e a presença desses elementos nos ambientes urbanos.

Os valores de Cu e Pb apresentaram um FE superior a 50 em alguns pontos, indicando possivelmente a influência da descarga de águas residuárias, resíduos provenientes da atividade industrial (especialmente das lavanderias locais) e resíduos dos polos comerciais (ISLAM, 2015). O mesmo autor comenta que esses altos valores de FE, combinados com o teor de argilominerais presentes nos sedimentos, têm potencial para a mobilidade e biodisponibilidade desses metais nos ecossistemas aquáticos. Quando o valor do fator de enriquecimento (FE) está na faixa entre 0,5 e 1, sugere-se que os metais podem ser exclusivamente provenientes de materiais da crosta terrestre ou de processos naturais de intemperismo (ZHANG et al., 2012). Por outro lado, valores de FE acima de 1 indicam que uma pequena parcela dos metais é proveniente de materiais não-crustais ou de processos de intemperismo não naturais, o que evidencia que as fontes antropogênicas podem ter uma contribuição significativa para a presença desses metais (FENG et al., 2004).

Tabela 7: Média e o maior valor das concentrações fator de enriquecimento (FE) dos metais presentes nas amostras de sedimentos do trecho do rio Ipojuca em Caruaru-PE.

	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Média	17,14	1,35	21,06	1,44	19,14	19,55
Maior Valor	24,71	1,75	93,72	2,24	54,10	46,53

Gráfico 13: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais do elemento Arsênio (As) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.

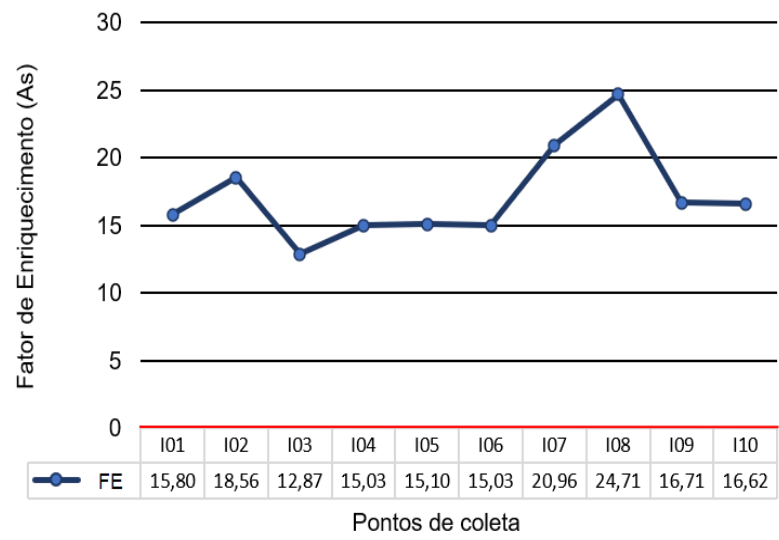


Gráfico 14: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais dos elementos Cromo (Cr) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.

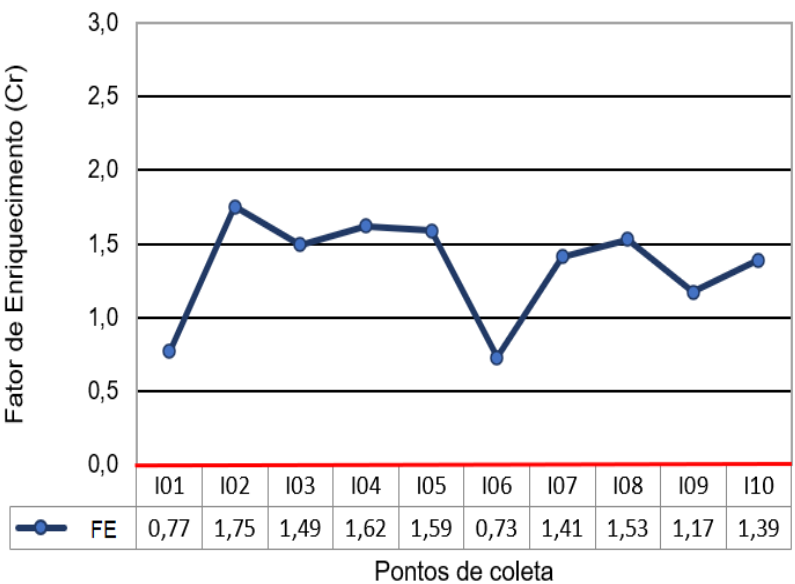


Gráfico 15: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais do elemento Cobre (Cu) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.

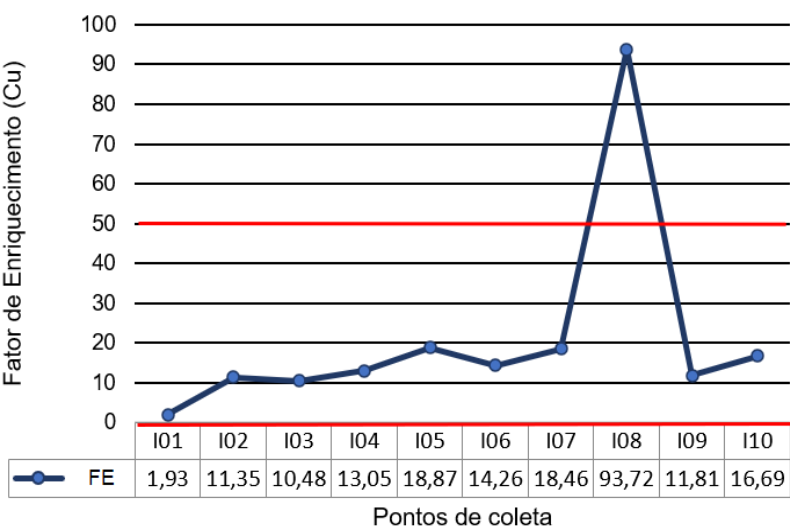


Gráfico 16: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais dos elementos Níquel (Ni) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.

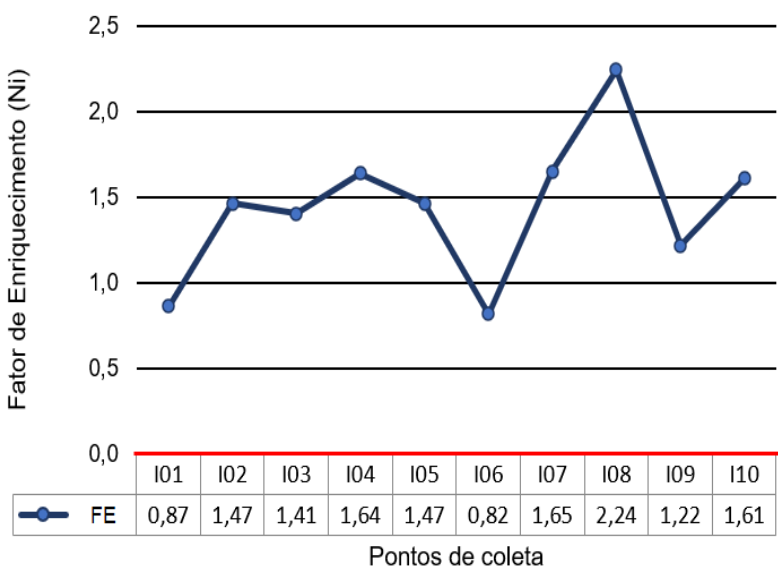


Gráfico 17: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais do elemento Chumbo (Pb) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.

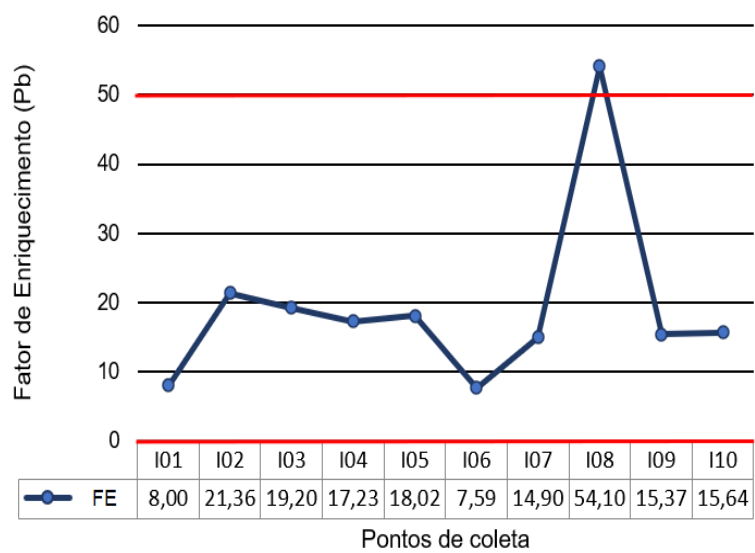
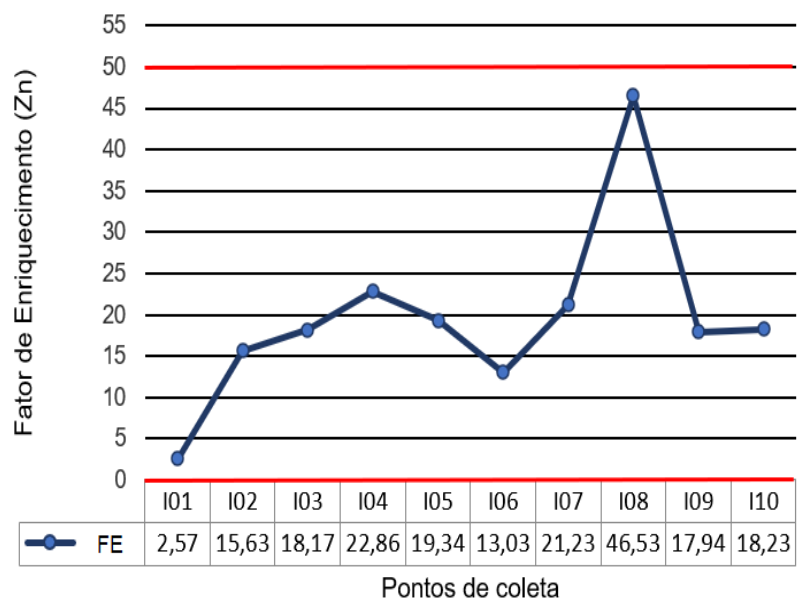


Gráfico 18: Fator de Enriquecimento em sedimentos superficiais dos elementos Zinco (Zn) no rio Ipojuca, Caruaru-PE.



6. CONCLUSÃO

O estudo sobre o trecho do rio Ipojuca revelou um comportamento geoquímico característico de rios localizados em áreas urbanas, com níveis de metais pesados acima ou nos limites estabelecidos pelos órgãos ambientais CONAMA e USEPA. Isso indica que o trecho está sujeito a pressões antrópicas, contribuindo para o aumento da poluição ambiental. Os resultados obtidos do estudo indicam que os metais pesados poluentes encontrados nos sedimentos superficiais do rio Ipojuca alguns estavam acima dos limites estabelecidos, com destaque para o trecho entre o riacho Salgado e o rio Ipojuca. Os metais como Cr, Cu, Pb e Zn tiveram níveis acima de acordo com os limites estabelecidos pelos órgãos ambientais CONAMA e USEPA. E os metais As, Cr, Cu, Pb e Zn tiveram a classificação do Fator de Enriquecimento igual ou maior que Enriquecimento Severo e apenas o Ni que teve valores aceitáveis de acordo com a CONAMA e USEPA e o fator de enriquecimento deu como pouco enriquecido.

As concentrações de Cobre (Cu) e Zinco (Zn) no trecho I-08 foram particularmente elevadas, principalmente devido à proximidade com o riacho do Salgado, onde estão localizadas várias lavanderias têxteis, atividades comerciais e despejo de esgoto doméstico. Esses fatores contribuem significativamente para a intensa contaminação nessa região, uma vez que os efluentes das lavanderias são despejados diretamente no ambiente. Essa contaminação, carregada pelos sedimentos, têm contribuído para a degradação do rio Ipojuca no trecho do Município de Caruaru-PE. Os indicadores utilizados para avaliar a qualidade dos sedimentos revelaram um enriquecimento muito severo a extremamente severo nesse ponto específico. Portanto, o trecho I-08 pode ser considerado o mais poluído, apresentando uma maior vulnerabilidade ambiental. Além disso, os teores de toxicidade nessa área ultrapassaram os limites estabelecidos pela USEPA (ERL e ERM) e o da Conama nº 454/2012 (nível 1 e nível 2).

É importante salientar que o período de estudo sobre o rio Ipojuca na cidade de Caruaru ocorreu na época da pandemia de covid-19, onde Pernambuco e o mundo havia adotado, espontaneamente ou forçadamente, novos hábitos, o que interfere diretamente e indiretamente no modo de vida da sociedade, onde se intensificou os

resíduos oriundos do tratamento e prevenção da covid-19, fora a precarização dos serviços de saneamento básico que ficou mais evidenciado com essa crise sanitária.

Este estudo trouxe contribuições significativas para o conhecimento sobre o comportamento geoquímico dos metais pesados presentes nos sedimentos do rio Ipojuca. Uma das principais conclusões foi a importância de implementar medidas de contenção da poluição no local onde o riacho do Salgado se encontra com o rio Ipojuca, a fim de reduzir o transporte de sedimentos contaminados por metais pesados para o rio. Além disso, os resultados obtidos forneceram informações técnicas e científicas relevantes para as autoridades responsáveis pela gestão pública, permitindo a adoção de medidas mitigadoras e preventivas para a redução da contaminação ambiental, bem como a busca por alternativas sustentáveis. Sugere-se também a ampliação deste estudo para avaliar o impacto da poluição urbana ao longo do curso do rio, a fim de compreender a extensão dos danos causados e orientar ações de monitoramento contínuo.

REFERÊNCIAS

ABIT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÃO. **Pernambuco recebe Circuito ABIT/Texbrasil**. ABIT, 2015

ABIT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÃO. Perfil do setor têxtil brasileiro. Brasília: ABIT, 2023. Disponível em: <<https://www.abit.org.br/cont/perfil-do-setor>>. Acesso em: 10 jul. 2023.

AGÊNCIA DE PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Bacia do Rio Ipojuca**. APAC, 2023. Disponível em: <<https://www.apac.pe.gov.br/bacias-hidrograficas-rio-ipojuca/165-bacias-hidrograficas-rio-ipojuca/196-bacia-do-rio-ipojuca>>. Acesso em: 04 de jul. 2023.

ALLEONI, L. R. F.; MELLO, J. W. V.; ROCHA, W. S. D. Eletroquímica, adsorção e troca iônica do solo. In: Melo, V. F.; Alleoni, L.R.F. (Eds). Química e Mineralogia do solo – parte II – Aplicações. SBCS, Viçosa (MG), 685p., 2009.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**: Trace Metals and Mettalooids in Soils and their Bioavailability. Third edition. London: Springer, 2013. 598p.

ANDRADE, D. F.; ROCHA, M. S. A toxicidade do arsênio e sua natureza. **Revista Acadêmica Oswaldo Cruz**. ano 3, n.10 2016.

ASSOCIAÇÃO DAS LAVANDERIAS DE CARUARU (Caruaru, Pernambuco). Associados. In: **Associados da ALC**. [S. l.], 23 jul. 2012. Disponível em: <https://alcaruaru.wordpress.com/associados/>. Acesso em: 4 jul. 2023.

ALI, Mir Mohammad et al. Distribution of heavy metals in water and sediment of an urban river in a developing country: a probabilistic risk assessment. **International journal of sediment research**, v. 37, n. 2, p. 173-187, 2022.

AMARAL, M. C.; ZONATTI, W. F.; SILVA, K. L.; KARAM JUNIOR, D.; AMATO NETO, J.; BARUQUE-RAMOS, J. Reciclagem industrial e reuso têxtil no Brasil: estudo de caso e considerações referentes à economia circular. **Gestão & Produção**, v. 25, n. 3, p. 431-443, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0104-530X3305>

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman. 2 ed. 622p., 2002.

BAKIRDERE, Sezgin; ORENAY, Seda; KORKMAZ, Mehmet. Effect of boron on human health. **The Open Mineral Processing Journal**, v. 3, n. 1, 2010.

BARCELOUX, Donald G.; BARCELOUX, Donald. Selenium. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, 1999.

BARLLETT, R. J.; JAMES, B. R. Mobility and Bioavailability of Chromium in Soils, in Chromium in the Natural and Human Environments. John Wiley Sons, New York, 1988.

BARLLETT, R. J.; JAMES, B. R. Behavior of chromium in soils: III. Oxidation. **Journal of Environmental Quality**, 8:31-35, 1979.

BARROCAS, P. R.G. Metais. In: SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.. **Princípios de toxicologia ambiental: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência. p. 39-73, cap.4. 2013

BARRETO, Luciano Vieira et al. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer-Goiânia**, v. 9, n. 16, p. 2167, 2013.

BENTO, Ciro Couto. Análise geoquímica ambiental multielementar na caracterização da qualidade da água superficial do lago da barragem de Três Marias-MG: contribuições naturais e antropogênicas para as concentrações e distribuições dos parâmetros de qualidade de água. 2020. 161 p. **Dissertação** (Mestrado em Geologia) – Programa de Pós-graduação em Geologia, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2020.

BERTOLETTI, E. **Controle ecotoxicológicos de efluentes líquidos no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2008. 2 ed., 44 p., 2013.

BEZERRA, Francisco Diniz. ANÁLISE RETROSPECTIVA E PROSPECTIVA DO SETOR TÊXTIL NO BRASIL E NO NORDESTE. **Informe Técnico do ETENE**: Escritório Técnico de Estudos Econômicos do Nordeste - ETENE, Fortaleza, v. 9, n. 2, agosto 2014. Disponível em: https://www.bnb.gov.br/documents/88765/89729/iis_ano8_n03_2014_textil.pdf/d9c9bcdd-38ac-4991-bf84-d25669d9c818 .

BINNEMANNS, K., et al. A. Walton und M. Buchert. *J. Cleaner Prod*, 2013, 51: 1-22.

BIONDI, C. M. Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco. 70 f. **Tese** (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

BRYDGES, T. Closing the loop on take, make, waste: Investigating circular economy practices in the Swedish fashion industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 293, p. 126245, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126245>

BRUNKEN, Gisela Soares e SZARFARC, Sophia Cornbluth. **Ferro: metabolismo, excesso e toxicidade e recomendações**. Cadernos de Nutrição, n. 18, p. 23-34, 1999

BUSS, Marta Verônica; RIBEIRO, Edir Filipe; SCHNEIDER, Ivo André Homrich; MENEZES, Jean Carlo Salomé dos Santos. Tratamento dos efluentes de uma lavanderia industrial: avaliação da capacidade de diferentes processos de tratamento. **Revista de Engenharia Civil - IMED**, v. 2, n. 1, p. 2-10, 2015.

CAMBOIM, Sarah; CARVALHO, Diego; REMOR, Aline Pertile. Neurotoxicidade ao manganês: uma breve revisão sobre os aspectos clínicos e bioquímicos. **Anais de Medicina**, 2018, 69-70.

CARVALHO, C. N. **Geoquímica ambiental: conceitos, métodos e aplicações**. Geochimica Brasiliensis. Rio de Janeiro, v.3, n.1, p.17-22, 1989.

CHAMBERS, L. G., CHIN, Y. P., FILIPELLI, G. M., GARDNER, C. B., HERNDON, E. M., LONG, D. T., WIDOM, E. . Developing the scientific framework for urban geochemistry. **Applied Geochemistry**, v. 67, p. 1-20, 2016.

CHEN, Chiu-Wen et al. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. **Chemosphere**, v. 66, n. 8, p. 1431-1440, 2007.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Complementa e altera a Resolução nº 357/2005. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Publicada no D.O.F, n. 92, 16 de mai. de 2011, p. 89.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 454, de 1º de novembro de 2012**: Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Diário Oficial da União, Conama, 2012.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**: Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União, Conama, 2009.

CONDEPE-AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISA DE PERNAMBUCO. **Bacias Hidrográficas de Pernambuco: estudo regional de ações estruturadoras na unidade de planejamento hídrico do rio Ipojuca.** Condepe/Fidem: Recife. p. 39-43, 2011.

CONNOR, Nicholas P. et al. Geochemical characteristics of an urban river: Influences of an anthropogenic landscape. **Applied geochemistry**, v. 47, p. 209-216, 2014.

COSTA, B.F.D.; ROCHE, K. F. **Toxicidade aguda em área urbana da microbacia do córrego Água Boa (MS).** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 25, n. 1, p. 31-39, 2020.

CUNHA, Tatiana dos Santos, et al. Cronologia da deposição de elementos-traço nas Baía de Sepetiba e Ilha Grande (RJ). 2005.

CUNHA, F. G.; PESSANHA, L. A. C.; SHINTAKU, I. Ocorrência de Arsênio em sedimento de corrente no Estado do Espírito Santo. In: **Anais do XIV Congresso Brasileiro de Geoquímica**, Diamantina, MG, 2013.

DAMATTO, Sandra Regina. Radionuclídeos naturais das séries do ²³⁸U e ²³²Th, elementos traço e maiores determinados em perfis de sedimento da baixada santista para avaliação de áreas impactadas. 2010. **PhD Thesis**. Universidade de São Paulo.

DARNLEY, A.G.; BJÖRKLUND, A.; BOLVIKEN, B.; GUSTAVSSON, N.; KOVAL, P.V.; PLANT, J.A.; STEENFELT, A.; TAUCHID, M.; XUEJING, X. **A Global Geochemical Database for Environmental and Resource Management: Recommendations for International Geochemical Mapping**. Paris: UNESCO. 133 p., 1995.

DIAS, Alice dos Santos Cruz. Caracterização petrográfica e geoquímica do depósito de níquel laterítico de Morro do Engenho, extremo oeste de Goiás. 2021.

DINESCU, L.C. e DULIU, O.G. Heavy metal pollution of some Danube Delta lacustrine sediments studied by neutron activation analysis. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 54, p. 853-859, 2000.

EL NEMR, A., EL-SAID, G. F., KHALED, A., RAGAB, S. Distribution and ecological risk assessment of some heavy metals in coastal surface sediments along the Red Sea, Egypt. **International Journal of Sediment Research**, v. 31, n. 2, p. 164-172, 2016.

ESPÍNDOLA, E. L.; BRIGANTE, J. ; DORNFELD, C. B. Estudos Ecotoxicológicos no rio Mogi-Guaçu. IN: BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RiMa. 2 ed. cap. 8, 129- 148 p., 2003.

FENG, Huan *et al.* A preliminary study of heavy metal contamination in Yangtze River intertidal zone due to urbanization. **Marine pollution bulletin**, v. 49, n. 11-12, p. 910-915, 2004.

FERNANDES NETO, Antenor Amaral; RODRIGUES, Liane Cristina Chagas; ASSUNÇÃO, Maurilo André da Cunha; VASCONCELOS, Yuri Bahia de; PEREIRA, Lia Martins; MENDONÇA, Neyson Martins; MACHADO, Nélío Teixeira; ALMEIDA, Hélio da Silva. Estudo sistemático da carga poluidora do efluente do restaurante universitário da UFPA: III-determinação da carga poluidora per capita e equivalente populacional. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 3, p. 32935-32953, 2021.

FORSTNER, U. WITTMANN, G. T.W. **Metal pollution in the aquatic environment**. 2 nd ed. New York: Springer-verlag, 1981. 488p.

FRANCO, T. Utilização de proxies geoquímicos para análise dos padrões de sedimentação na plataforma continental interna adjacente a foz do rio Doce. 2013. 74 f. **Dissertação** (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Aracruz, 2013.

FROTA, Letícia Carneiro. Estudo da associação do FGF 23 e ingestão do fósforo dietético e aumento da mortalidade cardiovascular em pacientes submetidos a hemodiálise: **uma revisão narrativa**. 2021.

GARDNER, C. B.; LONG, D. T.; LYONS, B. W. Urban Geochemistry. **Elsevier**. p. 1-2, 2017

GERTH, J., R.; WIENBERG; U. FÖRSTNER. Chromium in contaminated soil: Bound forms and chromium immobilization by ferrous iron. In: Farmer, J.G. (Ed.), Heavy metals in the environment. **International Conference on Heavy Metals in the Environment**, Edinburgh, Scotland, 1991

GILI, Itamar. Tratamento de efluentes por eletrólise: estudo de caso para efluentes têxteis. 2015. 102 f. **Dissertação** (Programa de Pós-graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

GOMES, C.H., ALMEIDA, D.D.P.M., SPERANDIO, D.G. (2018). Geoquímica de Sedimentos da Confluência das Bacias Hidrográficas Baixo Jacuí e Vacacaí-Mirim, Caçapava do Sul-RS: Implicações para Proveniência e Intemperismo Químico. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**. ISSN 0101-9759 e-ISSN 1982-3908 - Vol. 41 - 3 / 2018 p. 470-482.

GÓMEZ-BAGGETHUN, Erik et al. Urban ecosystem services. **Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities: A global assessment**, p. 175-251, 2013.

GRESENS, R.L. Composition-volume relationships of metasomatism. **Chemical geology**. v.2, p. 47-65, 1967.

GUEDES, J. A. Geoquímica e Meio Ambiente. **Revista Geotemas**, v. 2, n. 1, p. 145-151, 2012.

GUSSAN, Jaqueline Braz. Composição química no sedimento da Bacia do Baixo Iguaçu. 2022. 34f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel.

HORN, A. H.; BAGGIO, H.; SCHIMITH, R. Selected element distribution in bottom sediment samples from Três Marias Lake and its significance, Minas Gerais, Brazil. **Romanian Journal of MINERAL DEPOSITS**, v. 87, n. 2, p. 39–42, 2014.

ISLAM, Md Saiful et al. Heavy metal pollution in surface water and sediment: a preliminary assessment of an urban river in a developing country. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 282-291, 2015.

JHA, Vivekanand et al. Chronic kidney disease: global dimension and perspectives. **The Lancet**, v. 382, n. 9888, p. 260-272, 2013.

JACOB, Jaya Mary et al. Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. **Journal of environmental management**, v. 217, p. 56-70, 2018.

JAISHANKAR, M.; MATHEW, B.B.; SHAH, M.S.; MURTHY, K.; GOWDA, S. **Biosorption of few heavy metal ions using agricultural wastes**. Journal of Environment Pollution and Human Health, v. 2, n. 1, p. 1-6, 2013.

KEMP, A. L.; THOMAS, R. L. Sediment geochemistry: cultural impact on the geochemistry of the sediments of Lakes Ontario, Erie and Huron. **Geoscience Canada**, v. 3, n. 3, p. 191-207, 1976.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. Campinas - SP: Átomo, 2016.

LICHT, O. A. B. Geoquímica multielementar na gestão ambiental identificação e caracterização de províncias: Geoquímicas naturais, alterações antrópicas da Paisagem,

áreas favoráveis à prospecção mineral e Regiões de risco para a saúde no estado do Paraná, Brasil. 236f. **Tese** (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

LICÍNIO, M. V. V. J. et al. Historical trends in sedimentation rates and trace elements accumulation in “Doce” river, Espírito Santo State, Brazil. **Cadernos de Geociências**, v. 12, n.1-2, p. 13-24, 2015.

LIMA, Iara Lícia Pereira. Inovação nas rotas tecnológicas para implantação da ecologia industrial e economia circular no setor têxtil do agreste de Pernambuco: estudo de preceitos para a sustentabilidade setorial. **Dissertação** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2022.

LIN, Junjie et al. Mobility and potential risk of sediment-associated heavy metal fractions under continuous drought-rewetting cycles. **Science of The Total Environment**, v. 625, p. 79-86, 2018.

LIRA, Elizabete Buonora de Souza. Monitoramento geoquímico e ambiental da qualidade dos sedimentos no Rio Ipojuca no Polo Têxtil do Agreste de Pernambuco - Brasil. 2019. 55 f. **Dissertação** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2019.

LONG, Edward R.; FIELD, L. Jay; MACDONALD, Donald D. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 4, p. 714-727, 1998.

LONG, Edward R. et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. **Environmental management**, v. 19, n. 1, p. 81-97, 1995.

LOSKA, K., CEBULA, J., PELCZAR, J., WIECHULA, D., KWAPULISKI, J. Use of enrichment and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 93, n. 1-4, p. 347-365, 1997.

LOSKA, K., WIECHULA, D., BARSKA, B., CEBULA, E., CHOJNECKA, A. Assessment of arsenic enrichment of cultivated soils in Southern Poland. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 12, n. 2, p. 187-192, 2003.

LOSKA, Krzysztof; WIECHUŁA, Danuta; KORUS, Irena. Metal contamination of farming soils affected by industry. **Environment international**, v. 30, n. 2, p. 159-165, 2004.

LOUREIRO, D.; FERNANDEZ, M.; HERMS, F.; ARAÚJO, C.; LACERDA, L.D. **Distribuição dos metais pesados em sedimentos da lagoa Rodrigo de Freitas**. *Oecologia Australis*, v.16, p. 353-364, 2012.

MALETIĆ, Snežana; MURENJI, Stela; AGBABA, Jasmina; RONČEVIĆ, Srđan; ISAKOVSKI, Marijana, JAZIĆ, Kragulj Jelena Molnar; DALMACIJA, Božo. Potential for anaerobic treatment of polluted sediment. **Journal of environmental management**, v. 214, p. 9-16, 2018.

MARTINS, Leonardo dos Santos. **Análise dos parâmetros físico-químicos da água do Rio Verde**, Goiás. 2022.

MEDEIROS, C. A. Geoquímica Urbana e Síndrome do Rio Urbano. Cidadania e Meio Ambiente. 2016. Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2016/08/16/geoquimica-urbana-e-sindrome-do-rio-urbano-artigo-de-carlos-augusto-de-medeiros-filho/>>. Acesso em: 26 de jun. 2023.

MENDES, Amanda Freitas. Distribuição granulométrica, mineralogia e geoquímica dos sedimentos de fundo do Rio Paraúna/MG. 2021. 140 p. **Dissertação** (Mestrado em Geologia) – Programa de Pós-graduação em Geologia, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2021.

MONTE, C. N. Análise da biodisponibilidade de metais a partir de ensaio de ressuspensão de sedimentos da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. 2014. 94 f. **Dissertação** (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2014.

MORAES, A. S. **Comportamento geoquímico de elementos maiores e traço em solos e sedimentos no Complexo Industrial de Suape**, Brasil. Recife: Ed. Universitária UFPE, 2013, 169 p.

MOREIRA, R. C. A. e BOAVENTURA, G. R. Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da bacia do Lago Paranoá – DF. Quím. Nova Quím. Nova **Quím. Nova** ,v.26 n.6, p. 812-820, 2003.

MUNIZ, Daphne Heloisa de Freitas; OLIVEIRA-FILHO, Eduardo Cyrino. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas: Ciências da saúde**, 2006, 4.1: 83-100.

NAÇÕES UNIDAS. World urbanization prospects: the 2014 revision. Washington, D.C. **Economic and Social Affairs**. p. 1-4, 2014.

NASCIMENTO, Laura Pereira do et al. Geochemical assessment of metals in fluvial systems affected by anthropogenic activities in the Iron Quadrangle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 767-778, 2018.

NUNES, A.C.; MAINIER, F.B.; BRANCO, R.R.; PINTO, F.N.; NASCIMENTO, E.A. **Concentration of heavy metals in the mouth sediment of the Imboaçu river as a confirmation of the critical factors for urban hydrographic basins degradation defined by secondary data**. ENGEVISTA, V. 19, n.5, p. 1304-1319, Dezembro 2017.

OLIVEIRA, Daniel Pontes de. Geoquímica do sistema solo-água-plantas em uma área impactada por rejeito da mineração de cobre. 2018. 111 f. **Tese** (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais)-Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; SISINNO, C. L. S. Fundamentos da toxicologia ambiental. In: SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.. **Princípios de toxicologia ambiental**. Rio de Janeiro: Interciência. p.19 - 26, 2013.

ONISHI, Hiroshi; SANDELL, E. B. Notes on the geochemistry of antimony. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 8, n. 4, p. 213-221, 1955.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. DE F.; PEREIRA, C. M. Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água. - Portal Embrapa Embrapa Florestas, 2011. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/921050/manual-de-procedimentos-de-amostragem-e-analise-fisico-quimica-de-agua>>. Acesso em: 05 jul. 2023

PEJMAN, Amirhossein et al. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: a case study. **Ecological indicators**, v. 58, p. 365-373, 2015.

PUGAS, M. S. Íons de metais pesados Ni, Cu e Cr em área impactada por resíduo de galvanoplastia na região metropolitana de São Paulo - SP. **Dissertação de Mestrado**. Instituto de Geociências, São Paulo, 2007.

QI, S. et al. Geochemical sources, deposition and enrichment of heavy metals in short sediment cores from the Pearl River Estuary, Southern China. **Journal of Marine Systems**, v. 82, p. S28-S42, 2010.

RABELLO, M. V. T.; CESAR, R. G.; CASTILHOS, Z.; RODRIGUES, A. P.; de Campos, T. M. P.; Wasserman, J. C.; POLIVANOV, H. **Risco Ecológico Potencial por Metais Pesados em Sedimentos da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro (RJ)**. Anuário do Instituto de Geociências, v. 41, n. 3, p. 363-374, 2018.

RAMOS, Raquel Lima. Estudo do comportamento geoquímico do cromo (III) e (VI) no solo. 2015.

RATE, Andrew W. Multielement geochemistry identifies the spatial pattern of soil and sediment contamination in an urban parkland, Western Australia. **Science of the Total Environment**, v. 627, p. 1106-1120, 2018.

RECH, A. O zoneamento ambiental como plataforma de planejamento e sustentabilidade urbana. IN . **Instrumentos de desenvolvimento e sustentabilidade urbana**. Caxias do Sul, RS : EducS, 2014. cap. 2. p. 30-50.

REMOR, Marcelo Bevilacqua et al. Sediment geochemistry of the urban Lake Paulo Gorski. **International Journal of Sediment Research**, v. 33, n. 4, p. 406-414, 2018.

RIBEIRO, W. B.A. **Estudo de caso sobre o impacto ambiental causado por um lavanderia de jeans na cidade de Caruaru-PE**. 31 f. 2016.

ROHDE, Geraldo Mario; **Geoquímica ambiental e estudos de impacto**. São Paulo: Oficina de textos. ed. 4ª, p. 7- 25, 2013.

ROHDE, Geraldo Mario; PHILOMENA, Antonio Liborio. Emissão antropogênica de CO₂ e sustentabilidade. **Ciência e Cultura**, v. 56, n. 4, p. 04-04, 2004.

ROSE, Seth; SHEA, Jacqueline A. Environmental geochemistry of trace metal pollution in urban watersheds. **Developments in environmental science**, v. 5, p. 99-131, 2007.

OROBCHENKO, Oleksandr, et al. **Bromine in chicken eggs, feed, and water from different regions of Ukraine**. Potravinarstvo, 2022, 16.1.

SALEEM, M., JEELANI, G., PALL, I.A., GANAI, J., KUMAR, S. Water and sediment geochemistry of an urban lake: Implications to weathering and anthropogenic activity. **International Journal of Sediment Research**, v. 37, n. 6, p. 809-822, 2022.

SALEH, Y. S. Evaluation of sediment contamination in the Red Sea coastal area combining multiple pollution indices and multivariate statistical techniques. **International Journal of Sediment Research**, v. 36, n. 2, p. 243-254, 2021.

SALOMONS, W. FORSTNER U. Metals in the Hydrocycle, 1984.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceito e método**. São Paulo: Oficina de textos. 2 ed., 2013.

SANTOS, E.M. Mobilização de metais pesados em sedimentos de rio provenientes da região impactada pelo rompimento da barragem de rejeitos de fundão, Mariana, MG. **Dissertação**, 2019.

SANTOS, Jessica Batista dos. QUALIDADE ECOTOXICOLÓGICA DO SEDIMENTO DE CARAGUATATUBA, SP. Orientador: Prof.^a Dra. Eduinetty Ceci Pereira Moreira de Sousa. 2016. 104 p. **Dissertação** (Mestrado em Ciências, área de Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico- USP, São Paulo, 2016.

SEGANTINI, E. Aspectos toxicológicos da contaminação por metais pesados no ser humano, **ITAL**, v. 8, n.5, p. 1- 5, setembro/outubro, 1996.

SHAW D. M., REILLY G. A., MUYSSON J. R., PATTENDEN G. E., CAMPBELL F. E. An estimate of the chemical composition of the Canadian Precambrian Shield. **Canadian Journal of Earth Sciences**, v. 4, n. 5, p. 829-853, 1967.

SHAW, Denis M.; DOSTAL, Jaroslav; KEAYS, Reid R. Additional estimates of continental surface Precambrian shield composition in Canada. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 40, n. 1, p. 73-83, 1976..

SIDDIQUE, M. A. M., RAHMAN, M., RAHMAN, S. MD. A., HASSAN, MD. R. HASSAN, FARDOUS Z. F., CHOWDHURY, M. A. Z., HOSSAIN, M. B. Assessment of heavy metal contamination in the surficial sediments from the lower Meghna River estuary, Noakhali coast, Bangladesh. **International Journal of Sediment Research**, v. 36, n. 3, p. 384-391, 2021.

SILVA-BUENO, I. C.; Gomide, C. A.; Tenório, A. I. G.; Oliveira, G. G., Veronez, J. B.; Silva Dias, L.; Belo, Y. C. Metabolismo de minerais em animais: **Cálcio**. 2019.

SILVA FILHO, A. R. A. **Desenvolvimento de sistema simplificado de gestão ambiental aplicada a micro e pequenas empresas de beneficiamento de jeans**. 2013. 199f. Tese

(Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

SILVA, B. G. V.; VÊNCIO, E. F.; SOUZA, J. B.; LENZA, M. A., AZEVEDO, M. N.. Efeitos biológicos adversos causados pelo níquel no organismo: Uma revisão narrativa. **Anais da Jornada Odontológica de Anápolis-JOA**, 2019.

SILVA, Bruno Bianchi G. da; CORRÊA, Domingos S. A indústria têxtil nordestina na fase depressiva do segundo e terceiro Kondratieff. **70ª Reunião Anual da SBPC: Geografia Humana**, Maceió, 2018. Disponível em: http://www.sbpcnet.org.br/livro/70ra/trabalhos/resumos/1775_11c7471aa763dc1c6b2c1c96e3972a964.pdf.

SILVA, D.; MENEZES, M. Design Têxtil: revisão histórica, surgimento e evolução de tecnologias. IN: XXI Simpósio Nacional de Geometria Descritiva e Desenho Técnico e X International Conference on Graphics for Arts and Design. 2013. Florianópolis- SC **Anais**. Florianópolis: Editora do CCE (Universidade Federal de Santa Catarina), 2013. p. 2-12.

SILVA, Rivaldo Antônio Jeronimo da. Modelo de gestão ambiental para reúso de águas de lavanderias do agreste de Pernambuco. 2016. 128 f. **Dissertação** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SILVA, André Luiz Bonacin; HYPOLITO, Raphael; TERRA, Márcio Henrique. MÉTODOS DE AVALIAÇÃO HIDROGEOQUÍMICA EM SISTEMA SOLO-ÁGUA-CONTAMINANTE EM ÁREAS CONTAMINADAS POR ATIVIDADES INDUSTRIAIS-ESTUDO DO CHUMBO EM SANTA GERTRUDES, SP, 1999.

SILVA, Julio César Jose et al. Determinação de Metais Pesados em Amostras de sedimentos superficiais da Bacia do rio São Francisco por espectrometria de massas com fonte de plasma acoplada indutivamente após decomposição ácida assistida por Radiação Micro- Ondas. **Eclética Química Journal**, v. 39, n. 1, p. 22-34, 2018.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. **Princípios de toxicologia ambiental**. Rio de Janeiro: Interciência. cap. 1, p.5-16, 2013.

SOARES, Tânia Sofia Couto. **Efeito de nanopartículas de prata em neutrófilos humanos**. 2014. PhD Thesis. Universidade do Porto (Portugal).

SOUTO, Thaís Jeruzza Maciel Póvoas. Estudo do comportamento químico e ambiental de efluentes industriais e resíduos sólidos oriundos de lavanderias do polo têxtil no agreste

pernambucano. 2017. 114 f. **Dissertação** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SOUZA, A. K. R.; MORASSUTI, C.Y.; DEUS, W.B. **Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores**. Acta Biomédica Brasiliensia, v. 9, n. 3, p. 95-106, 2018.

SZEFER, Piotr; SKWARZEC, Bogdan. Distribution and possible sources of some elements in the sediment cores of the southern Baltic. **Marine Chemistry**, v. 23, n. 1-2, p. 109-129, 1988.

TESTA, S. M. Sources of Chromium Contamination in Soil and Groundwater. In: ed: Jacques Guertin James A. Jacobs Cynthia P. Avakian the Environment: Background and History in Chromium(VI) Handbook., New York, 2005.

THORNTON, Iain. Soil contamination in urban areas. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 82, n. 1-2, p. 121-140, 1990.

THORNTON, Iain. Metal contamination of soils in urban areas. **Soils in the urban environment**, p. 47-75, 1991.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura; ABE, Donato Seiji; ROCHA, Odete; STARLING, Fernando Luis do Rego Monteiro. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: Rebouças, A. da C.; Braga, B. & Tundisi, J.G.. (Org.). **Águas Doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. 3 ed. São Paulo - SP: Escrituras Editora, 2006, v. , p. 203-240.

USEPA, 1998. EPA's Contaminated Sediment Management Strategy. Washington, USEPA, EPA-823-R-98-001.

VALLADARES, L. de L. S., CCAMAPAZA , J. L., VALENCIA-BEDREGAL ,R. A., BORJA-CASTRO, L. E., VELAZQUEZ-GARCIA, J., PERERA, D. H. N., IONESCU, A., ARVIDSSON, D., BARNES, E. P., NEWTON, P., LEPAGE, H., BYRNE, P., DOMINGUEZ, A.G. B., BARNES, C.H.W. Physical and chemical characterization of sediments from an Andean river exposed to mining and agricultural activities: The Moquegua River, Peru. **International Journal of Sediment Research**, v. 37, n. 6, p. 780-793, 2022.

VERAS, A.C.M. **Análise da contaminação por metais pesados na água e em sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Doce**. Dissertação de mestrado, 2020.

VIANA, Mirella Alexandre. Avaliação da eficiência de estação de tratamento de efluente de lavanderia de beneficiamento de jeans no arranjo produtivo local têxtil do agreste pernambucano - um estudo de caso. 2019. 104 f. **Dissertação** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

WEDEPOHL, K. Hans. The composition of the continental crust. **Geochimica et cosmochimica Acta**, v. 59, n. 7, p. 1217-1232, 1995.

WOLMAN, A. The metabolism of cities. **Scientific American**, v. 213, n. 3, p. 178-193, 1965.

WONG, C. S. C.; LI, X.; THORNTON, I. Urban environmental geochemistry of trace metals. **Environmental Pollution**, v. 142, n. 1, p. 1-16, 2006.

XIE, Y.; JI, X., WU, J.; TIAN, F.; ZHU, J.; Liu, Z. Assessment of Cadmium (Cd) in Paddy Soil and Ditch Sediment in Polluted Watershed and Non-Polluted Watershed. **International Journal of Environmental Research**, v. 15, n. 3, p. 527-534, 2021.

YATHAM, L. N.; KENNEDY, S. H.; PARIKH, S. V.; SCHAFFER, A.; BOND, D. J.; FREY, B. N.; BERK, M. Canadian Network for Mood and Anxiety Treatments (CANMAT) and International Society for Bipolar Disorders (ISBD) 2018 guidelines for the management of patients with bipolar disorder. **Bipolar disorders**, 20.2: 97-170, 2018.

ZHANG, Yan. Urban metabolism: A review of research methodologies. **Environmental pollution**, v. 178, p. 463-473, 2013.

ZHANG, Wenfeng et al. Heavy metal pollution in sediments of a typical mariculture zone in South China. **Marine pollution bulletin**, v. 64, n. 4, p. 712-720, 2012.