UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
CAMPUS PROFESSORA CINOBELINA ELVAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DOUTORADO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS

KAMYLLA GONÇALVES OLIVEIRA ASSIS

ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS, BANCO DE CANAIS E SEDIMENTOS DE LEITO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GURGUÉIA, PIAUÍ

Bom Jesus – PI
2025

KAMYLLA GONÇALVES OLIVEIRA ASSIS

ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS, BANCO DE CANAIS E SEDIMENTOS DE LEITO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GURGUÉIA, PIAUÍ

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias da Universidade Federal do Piauí, *Campus* Prof.ª Cinobelina Elvas, na área de concentração Ciência do Solo, como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ciências Agrárias.

Orientador: Prof. Dr. Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Ronny Sobreira Barbosa

Bom Jesus – PI

2025

FICHA CATALOGRÁFICA

Universidade Federal do Piauí
Biblioteca Comunitária Jornalista Carlos Castello Branco
Divisão de Representação da Informação

A848e Assis, Kamylla Gonçalves Oliveira.
Elementos potencialmente tóxicos em solos, banco de canais e sedimentos de leito da bacia hidrográfica do Rio Gurguéia, Piauí/ Kamylla Gonçalves Oliveira Assis – 2025.
85 f.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Piauí, Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Bom Jesus, 2025.
"Orientador: Prof. Dr. Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva".
"Coorientador: Prof. Dr. Ronny Sobreira Barbosa".

1. Índices geoquímicos. 2. Contaminação de solos e sedimentos. 3. Poluição hídrica. 4. Qualidade do sedimento. 5. Risco ecológico. I. Silva, Yuri Jacques Agra Bezerra da. II. Barbosa, Ronny Sobreira. III. Título.

CDD 631.41

Bibliotecária: Francisca das Chagas Dias Leite – CRB3/1004

KAMYLLA GONÇALVES OLIVEIRA ASSIS

ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS, BANCO DE CANAIS E SEDIMENTOS DE LEITO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GURGUÉIA, PIAUÍ

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias da Universidade Federal do Piauí, *Campus* Prof.ª Cinobelina Elvas, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ciências Agrárias.
Área de Concentração: Recursos ambientais, uso e manejo do solo e da água.
Linha de Pesquisa: Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas.
Orientador: Prof. Dr. Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva
Coorientador: Prof. Dr. Ronny Sobreira Barbosa

Aprovada em: 28/02/2025

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
gov.br YURI JACQUES AGRA BEZERRA DA SILVA
Data: 17/04/2025 11:37:31-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva (UFPI)
Orientador

Documento assinado digitalmente
gov.br JOSE WELLINGTON BATISTA LOPES
Data: 15/04/2025 10:03:18-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. José Wellington Batista Lopes
UFPI

Documento assinado digitalmente
gov.br CINTHIA MARIA CORDEIRO ATANAZIO CRUZ SIL
Data: 16/04/2025 09:00:20-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dra. Cinthia Maria Cordeiro Atanazio Cruz Silva
UFPI

Documento assinado digitalmente
gov.br RENNAN CABRAL NASCIMENTO
Data: 15/04/2025 10:24:33-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dr. Rennan Cabral Nascimento
UFPI

Documento assinado digitalmente
gov.br JOSENARA DAIANE DE SOUZA COSTA
Data: 15/04/2025 10:36:54-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profa. Dra. Josenara Daiane de Souza Costa (Externo)
Instituto Federal do Piauí (IFPI)

Documento assinado digitalmente
gov.br KATERIN MANUELITA ENCINA OLIVA
Data: 22/04/2025 21:40:47-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dra. Katerin Manuelita Encina Oliva (Externo)
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Dedico

Aos meus pais, em especial à minha mãe, que me coloca todos os dias em suas orações. Tenho certeza de que está realizando um sonho, por ter uma filha doutora.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me ilumina e me ajuda a seguir firme. Ele ouviu-me quando eu mais precisei, dando-me forças para que eu conseguisse concluir o doutorado.

Aos meus amados pais, Waldemar e Liziêr, por todo o apoio e o incentivo emocional e financeiro; por fazerem todos os esforços possíveis e impossíveis para que eu conseguisse o tão sonhado título de doutora, sempre com muito amor e dedicação. Eu amo vocês!

À minha amada irmã, Polyana que, apesar de tudo, ajudou-me na tese, sempre me apoiou, ouviu-me nos momentos mais difíceis e presenteou-me com livros que utilizei na escrita desta tese.

Aos meus avós, João e Emília, por todo o amor e o apoio durante o período de doutorado.

Aos meus tios e tias, que sempre me apoiaram com palavras de conforto.

Ao meu orientador, professor Dr. Yuri Jacques, pelo apoio, pela dedicação e pela orientação ao longo desta jornada. Sua paciência, seu incentivo e seu conhecimento foram fundamentais para o meu crescimento acadêmico e profissional. E ao meu coorientador, professor Dr. Ronny, pela orientação durante o período de escrita da tese.

Aos meus colegas de trabalho do Instituto Federal do Piauí, Campus Valença, por todo o apoio e a torcida para que eu conseguisse terminar o doutorado. Aos professores, em especial, Gefferson, Ramón e Vitor Gurgel. E aos alunos da primeira turma de Agronomia do IFPI Campus São João do Piauí, por me receberem tão bem durante o período do meu estágio à docência do doutorado.

Ao laboratório de solos, especialmente a Estefenson e Edson Arthur, pela ajuda e por toda a atenção comigo e com minhas amostras.

Ao grupo de Conservação do Solo e Qualidade ambiental (UFPI e UFRPE), sobretudo ao Me. Marcos Paulo, Me. Fernando, Dr. Rennan, Dra. Cinthia e Dra. Katerin, por toda a ajuda nas pesquisas e na elaboração da tese.

Aos motoristas da UFPI, por nos conduzirem em todas as atividades de campo, em segurança, e pelo apoio na logística.

À Capes, pela concessão de bolsas durante o período de doutoramento, essencial para que eu pudesse me manter e concluir o doutorado.

À UFPI – *Campus* Professora Cinobelina Elvas, por todo o suporte e pela oportunidade de concluir o doutorado no sul do Piauí. Muito obrigada, UFPI.

Ao PPGCA, por todo o suporte, pelo conhecimento e pelas oportunidades oferecidas ao longo desta jornada de Mestrado e de Doutorado. Sou grata aos professores, aos colegas e à equipe administrativa pelo apoio e pela dedicação, que foram essenciais para meu crescimento acadêmico e profissional.

À cidade Bom Jesus, em geral, por me acolher tão bem, pelo conhecimento e por minha formação, onde constituí uma segunda família.

“Nunca foi sorte, sempre foi Deus.”

(Leandro Sapucahy)

RESUMO

A bacia hidrográfica do Rio Gurguéia (BHRG) está localizada na região Sul do estado do Piauí, Brasil. A propósito, o Rio Gurguéia é um afluente do Rio Parnaíba, que constitui o segundo maior na Região Nordeste do Brasil, com significativa importância. A BHRG ocupa, aproximadamente, 48.830 km², e abrange 33 municípios, onde se desenvolvem atividades econômicas como a agricultura e a pecuária. As características físicas, como topografia, baixo custo das terras e disponibilidade de água despertaram o interesse de empreendedores para investir nessa nova fronteira agrícola, de modo que a ocupação desordenada e o uso intensivo dos recursos naturais representam fatores potenciais de degradação ambiental. Diante disso, visa-se com este estudo realizar um levantamento bibliográfico sobre a BHRG e investigar as concentrações, a distribuição espacial e as fontes de poluição do solo e sedimentos por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) (Ba, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, La, Mn, Nd, Ni, Pb, Pr, Sc, Sm, Th, Ti, V, Y e Zn) em áreas de Cerrado, pastagem, agricultura, banco de canais e em sedimentos de leito, utilizando índices geoquímicos e avaliação de risco ecológico. Para tanto, foram coletadas 188 amostras compostas em cinco áreas diferentes da bacia hidrográfica, incluindo cerrado preservado, pastagens, agricultura, banco de canais fluviais e sedimentos de leito do curso principal. A possível contaminação foi avaliada usando índices geoquímicos como fator de enriquecimento, fator de contaminação, índice de carga poluidora e índice de risco ecológico potencial. Com base no índice de carga poluidora, os sedimentos de leito e dos bancos de canais foram classificados como poluídos, enfatizando a capacidade dos sedimentos como indicadores de poluição de médio e longo prazo. Com isso, este estudo representa um avanço significativo na compreensão das concentrações e dos riscos ecológicos associados aos EPTs nos solos e sedimentos da BHRG. Os resultados indicam que, embora a região seja classificada como não poluída a moderadamente poluída, com baixo ou nenhum enriquecimento de EPTs e baixos índices de risco ecológico (IREP) para todos os pontos amostrais, há áreas, especialmente nos sedimentos fluviais, que apresentam maiores níveis de contaminação. O material de origem é o principal fator que governa essas concentrações nos solos. Esses achados destacam a necessidade urgente de intervenções específicas como monitoramento contínuo e políticas públicas para mitigar riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública.

Palavras-chave: Índices geoquímicos. Contaminação de solos e sedimentos. Poluição hídrica. Qualidade do sedimento. Risco ecológico.

ABSTRACT

The Gurguéia River Basin (GRB) is located in the southern region of the state of Piauí, Brazil. Incidentally, the Gurguéia River is a tributary of the Parnaíba River, which is the second largest in the Northeast Region of Brazil, with significant importance. The GRB occupies approximately 48,830 km² and encompasses 33 municipalities, where economic activities such as agriculture and livestock farming are developed. The physical characteristics, such as topography, low land costs and water availability, have aroused the interest of entrepreneurs to invest in this new agricultural frontier, so that disorderly occupation and intensive use of natural resources represent potential factors of environmental degradation. Therefore, this study aims to conduct a bibliographic survey on BHRG and investigate the concentrations, spatial distribution and sources of soil and sediment pollution by potentially toxic elements (PTEs) (Ba, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, La, Mn, Nd, Ni, Pb, Pr, Sc, Sm, Th, Ti, V, Y and Zn) in areas of Cerrado, pasture, agriculture, channel banks and in bed sediments, using geochemical indices and ecological risk assessment. For this purpose, 188 composite samples were collected in five different areas of the river basin, including preserved cerrado, pasture, agriculture, river channel banks and bed sediments of the main course. Possible contamination was assessed using geochemical indices such as enrichment factor, contamination factor, pollution load index and potential ecological risk index. Based on the pollution load index, the bed and channel sediments were classified as polluted, emphasizing the capacity of sediments as indicators of medium and long-term pollution. Thus, this study represents a significant advance in the understanding of the concentrations and ecological risks associated with EPTs in soils and sediments of the BHRG. The results indicate that, although the region is classified as unpolluted to moderately polluted, with low or no EPT enrichment and low ecological risk indices (ERIs) for all sampling points, there are areas, especially in river sediments, that present higher levels of contamination. The parent material is the main factor governing these concentrations in soils. These findings highlight the urgent need for specific interventions such as continuous monitoring and public policies to mitigate potential risks to the environment and public health.

Keywords: Geochemical indices. Soil and sediment contamination. Water pollution. Sediment quality. Ecological risk.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Vegetação na BHRG……...…… 41
Figura 2 – Mapa geológico da BHRG…….. 44
Figura 3 – Mudança no uso do solo na BHRG (1991-2021)……. 47
Figura 4 – Classificação climática do estado do Piauí e da BHRG, segundo Köppen-Geiger……... 48
Figura 5 – Hidrografia da BHRG…….. 49
Figura 6 – Localização dos pontos de coleta e classes de solos da BHRG, Piauí, Brasil…… 58
Figura 7 – Áreas de coleta. (A) Cerrado preservado as margens do Rio Gurguéia; (B) Pastagens com solo descoberto; (C) Áreas de agricultura; (D) Sedimento do leito do rio; (E) Margens do canal…… 60
Figura 8 – Diagrama de dispersão da análise discriminante da concentração de EPTs na BHRG agrupada por áreas de amostragem. CP- Cerrado preservado; P- Pastagens; CR- Agricultura; CB- Banco de canais; e RS - Sedimentos do leito do rio…… 65
Figura 9 – FE das amostras de solo e sedimentos da BHRG, Piauí, Brasil……. 66
Figura 10 – Valores médios do FC em amostras da BHRG, Piauí, Brasil…… 67
Figura 11 – Distribuição espacial dos EPTs nas áreas de Cerrado preservado, pastagem, agricultura, bancos de canais e sedimento de leito……... 68
Figura 12 – Distribuição do IREP de EPTs do solo e sedimento para elementos individuais…… 69

LISTA DE TABELA

Tabela 1 – Valores mínimos e máximos, médias e desvio padrão das concentrações de EPTs (mg kg^{-1}) em áreas da BHRG, Piauí, Brasil. 64

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AA	Áreas de Agricultura
ANA	Agência Nacional de Águas
AP	Áreas de Pastagem
BC	Banco de Canais
BDia	Banco de dados e informações ambientais
BHRG	Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia
FC	Fator de Contaminação
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CP	Cerrado Preservado
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
Dp	Desvio padrão
FC	Fator de Contaminação
FE	Fator de Enriquecimento
FTS	Florestas Tropicais Secas
EPT	Elementos Potencialmente Tóxicos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IREP	Índice de Risco Ecológico Potencial
ICP	Índice de Carga Poluidora
PNADC	Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SL	Sedimento de Leito
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
UFPI	Universidade Federal do Piauí
UTM	Universal Transverso de Mercator

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL 14
2 ESTRATÉGIA EXPERIMENTAL 16
3 CAPÍTULO 1 – REFERENCIAL TEÓRICO 17
3.1 Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia 17
3.2 Poluição hídrica e impactos ambientais 18
3.3 Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) 19
3.4 Toxidade e bioacumulação de EPTs em ecossistemas 20
3.5 Sedimentos fluviais como fontes de contaminação 22
3.6 Índices geoquímicos e avaliação de risco 24
REFERÊNCIAS 26
4 CAPÍTULO 2 – BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GURGUÉIA: UMA REVISÃO 33
RESUMO 34
4.1 Introdução 34
4.2 Material e métodos 35
4.3 Contexto histórico 35
4.4 Aspectos socioeconômicos da BHRG 38
4.5 Vegetação 39
4.6 Geologia 42
4.7 Uso e cobertura do solo 44
4.8 Clima 47
4.9 Hidrografia 48
4.10 Considerações finais 49
REFERÊNCIAS 50
5 CAPÍTULO 3 – ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS, MARGENS DE CANAIS E SEDIMENTOS DE LEITOS DE RIO DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA SOB PRESSÃO AGRÍCOLA 53
RESUMO 54
5.1 Introdução 54
5.2 Material e métodos 55

5.2.1 Área de estudo 56
5.2.2 Amostragem 58
5.2.3 Análise das amostras 59
5.2.4 Avaliação da poluição 60
5.2.5 Análise de dados 61
5.3 Resultados 61
5.3.1 Concentrações de EPTs 61
5.3.2 Fator de Enriquecimento (FE) 64
5.3.3 Fator de contaminação (FC) 65
5.3.4 Índice de Carga Poluente (ICP) 66
5.3.5 Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP) 67
5.4 Discussão 68
5.4.1 Concentração de EPTs 68
5.4.2 Fator de Enriquecimento (FE) 71
5.4.3 Fator de Contaminação (FC) 72
5.4.4 Índice de Carga Poluente (ICP) 73
5.4.5 Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP) 74
5.5 Conclusão 75
REFERÊNCIAS 76
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERPESCTIVAS FUTURAS 83

1 INTRODUÇÃO GERAL

A contaminação ambiental por EPTs é uma preocupação global, devido à persistência no meio ambiente e aos riscos que provoca entre os seres vivos. Tais elementos podem ser liberados no ambiente tanto por fontes naturais, como intemperismo de rochas e erupções vulcânicas, quanto por atividades antropogênicas, incluindo agricultura intensiva (uso de fertilizantes e agroquímicos), exploração mineral e queima de combustíveis fósseis.

Além disso, a contaminação do solo por EPTs pode afetar a biodiversidade e comprometer processos ecossistêmicos. Nos ambientes aquáticos, esses elementos acumulam-se em sedimentos, promovendo a bioacumulação na cadeia alimentar. A exposição contínua a EPTs por um período prolongado pode causar envenenamento crônico, crescimento e anormalidades do desenvolvimento, nefrotoxicidade, encefalopatia, doenças cardiovasculares e câncer (Han *et al.*, 2020; Yu *et al.*, 2020; Deng *et al.*, 2020).

Nos ecossistemas aquáticos, os sedimentos são a principal fonte de poluentes e podem desempenhar um papel fundamental na regulação da migração, na transformação e na purificação de EPTs (Banerjee *et al.*, 2016). Aproximadamente 90% desses poluentes se depositam nas superfícies dos sedimentos, onde interagem com partículas e podem ser mobilizados, dependendo das condições físico-químicas da água – como pH e potencial redox (Amin *et al.*, 2009).

Elementos essenciais, como Fe, Cu e Zn, são indispensáveis para organismos vivos como animais e plantas, e desempenham um papel vital na manutenção do crescimento e nas funções fisiológicas normais dos organismos (Carocci *et al.*, 2018). No entanto, eles podem causar efeitos tóxicos quando seus conteúdos excedem os limites aceitáveis pelas legislações locais. Alguns EPTs não essenciais, como Cd e As, têm efeitos tóxicos no crescimento e no desenvolvimento de organismos em níveis baixos (Vardhan *et al.*, 2019).

Em virtude de algumas propriedades prejudiciais dos EPTs, a exemplo de mobilidade, não decomposição, bioacumulação e ecotoxicidade, o solo e os sedimentos contaminados por EPTs têm atraído muito a atenção das autoridades competentes, uma vez que eles podem comprometer a qualidade do solo e, consequentemente, o ambiente aquático.

A BHRG localiza-se no sul do estado do Piauí, e é considerada uma das mais importantes do estado, essencial para o abastecimento hídrico, a atividade agrícola e o desenvolvimento da região. A agricultura e a pecuária são as principais atividades econômicas desenvolvidas na região, destacando-se a produção de grãos (como soja, milho e feijão) e a

criação de bovinos. O potencial agrícola da bacia tem atraído grandes investidores, interessados na expansão das áreas cultiváveis, impulsionada pelo crescimento do agronegócio.

Entretanto, o Rio Gurguéia vem sofrendo uma crescente pressão, devido às atividades antropogênicas desenvolvidas em suas margens. O desmatamento para expansão agrícola e o uso indiscriminados de agroquímicos são alguns dos impactos ambientas observados no território da bacia. Adicionalmente, a ocupação desordenada das margens do rio e o lançamento de efluentes líquidos e sólidos sem tratamento comprometem a qualidade da água, do solo e dos sedimentos.

Em face do exposto, esta tese tem o objetivo de abordar as características físicas, hidrológicas, ambientais e socioeconômicas da Bacia Hidrográfica do Gurguéia, e investigar as concentrações, a distribuição espacial e as fontes de poluição do solo e dos sedimentos por EPTs no Rio Gurguéia, utilizando índices geoquímicos e avaliação de risco ecológico.

2 ESTRATÉGIA EXPERIMENTAL

A pesquisa foi conduzida na Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia, situada no sul do Piauí, com 48.826 km² de extensão, correspondendo a 19% do território do estado, estabelecendo-se como a segunda maior bacia deste. A pesquisa foi conduzida, inicialmente, por revisão bibliográfica, com a finalidade de conhecer as peculiaridades da bacia e promover um levantamento acerca das características físicas, hidrológicas, ambientais e socioeconômicas da Bacia Hidrográfica do Rio Gurgueia.

Outrossim, avaliou-se o impacto das atividades antropogênicas realizadas na bacia, em relação à concentração de EPTs. Com base nesses resultados, selecionaram-se pontos e cumpriu-se a coleta de solos e de sedimentos em todo o território da bacia, diferenciando as áreas de coleta em Cerrado preservado, agricultura, pecuária, banco de canais e sedimento de leito. Essas amostras foram enviadas para o laboratório de análises de solo da UFPI e da Universidade Federal Rural do Pernambuco, onde foram determinadas as concentrações dos elementos potencialmente tóxicos.

Com a finalidade de avaliar a poluição das amostras coletadas, utilizaram-se índices geoquímicos, como fator de enriquecimento, fator de contaminação, índice de carga poluidora e potencial de risco ecológico. A aplicação dessa estratégia experimental permitiu uma visão ampla das concentrações dos elementos potencialmente tóxicos, possibilitando a avaliação da poluição.

3 CAPÍTULO 1

REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia

A BHRG localiza-se na região sul do estado do Piauí, Brasil. Com 532 km de extensão, abrange uma área de, aproximadamente, 48.830 km^2, o que corresponde a 19% da área do estado, e engloba 33 municípios. O Rio Gurguéia é um afluente do Rio Parnaíba, o segundo maior e de significativa importância na Região Nordeste do Brasil (ANA, 2016; CPRM, 2017).

O Rio Gurguéia é o mais importante afluente da margem direita do Rio Parnaíba, com sua nascente situada a cerca de 500 metros de elevação, no sopé da Chapada das Mangabeiras, no município de Barreiras do Piauí. Durante o período seco, o rio apresenta um fluxo hídrico reduzido, enquanto na estação chuvosa, as vazões máximas médias podem alcançar uma descarga de 200 m^3/s, com média anual em torno de 39 m^3/s (Brasil, 2006).

A referida bacia hidrográfica apresenta dois tipos de clima, consoante a classificação de Köppen-Geiger: quente e úmido, com chuvas de verão; e semiárido, com curta estação chuvosa, denominados Aw (Lima; Andrade Junior, 2020). A precipitação média anual varia de 700 a 1100 mm, com período chuvoso entre outubro e abril – mais recorrente entre fevereiro e março – e período mais seco entre maio e setembro. As temperaturas médias anuais variam de 26,5 a 27,5 °C, com máximas de 31,4–33,6 °C e mínimas de 20,6–23,0 °C (ANA, 2016). Tais condições climáticas estão intrinsecamente relacionadas ao tipo de vegetação presente na área, com predomínio de vegetação típica de Cerrado e menor ocorrência de vegetação de Caatinga (Rimá *et al.*, 2022).

A bacia hidrográfica é do tipo sedimentar, com predomínio de Latossolos (54,3%), Neossolos (31,2%), Argissolos (5,1%) e outros (aproximadamente 8,9%), apresentando boa drenagem e baixa retenção de umidade (Dos Santos *et al.* 2018). Há predomínio de rochas constituintes da bacia do Parnaíba, com presença de siltitos, arenitos e conglomerados associados à bacia do São Francisco (MMA, 2006; Boechat *et al.*, 2020).

Na região, predominam relevos suavemente ondulados, principalmente no curso médio-alto do rio, cobrindo 42% da área, e terrenos planos na parte central da bacia hidrográfica,

cobrindo 27,8% da área. A declividade média desses relevos varia de 3 a 8%, facilitando o desenvolvimento da produção de grãos e a expansão da agricultura mecanizada na região (Oliveira; Aquino, 2021).

De acordo com Oliveira e Aquino (2019), as principais culturas temporárias cultivadas na microrregião do alto-médio Gurguéia, em 1987, incluíam arroz, feijão, milho, mandioca e cana-de-açúcar. Em contraste, em 2017, as culturas predominantes nessa mesma região passaram a ser feijão, milho e soja. Atualmente, ao longo da bacia do Rio Gurguéia, ocorrem diversos usos do solo, destacando-se atividades econômicas com potencial para agricultura de alta produtividade (agronegócio de milho e soja), pecuária de corte (bovinocultura e caprinocultura), fruticultura, áreas reflorestadas (eucalipto – *Eucalyptus* ssp.), mineração (calcário) e atividades relacionadas ao crescimento urbano (comércio, serviços, turismo, construção civil e investimentos estruturais) (Sinimbu, 2022; Seplan, 2022).

3.2 Poluição hídrica e impactos ambientais

Os recursos hídricos estão ameaçados não apenas pelas mudanças climáticas, mas também pelo aumento dos níveis de poluição, que se tornou um sério problema ambiental em escala global (Satapathy *et al.*, 2009; Noor *et al.*, 2023). No contexto atual, em que há uma necessidade cada vez maior por água doce, os suprimentos de água não contaminada e livre de doenças são cada vez mais escassos (Burritt; Christ, 2018; Babuji *et al.*, 2023; Feng *et al.*, 2024).

De fato, a intensificação da industrialização, o crescimento populacional e a urbanização tem contribuído significativamente para a contaminações da água, do solo e do sedimento. As fontes primárias de contaminação da água doce são a liberação de resíduos industriais, o despejo de águas residuais industriais e o transporte de sedimentos de áreas agrárias (Vardhan *et al.*, 2019).

Por sinal, os poluentes liberados nas águas podem ser prejudiciais aos organismos aquáticos, além de tornar as águas impróprias para o consumo (Sahmoune *et al.*, 2018). Um número considerável de substâncias potencialmente tóxicas, a exemplo de metais pesados, produtos farmacêuticos, pesticidas, corantes, surfactantes, entre outros, impacta os recursos hídricos, sendo ecologicamente perigosos para os seres vivos (SHI *et al.*, 2019).

Oligoelementos, como EPTs, podem ocorrer nas águas superficiais e subterrâneas como resultado do impacto de várias atividades antrópicas (agricultura, produção de energia, indústria, manufatura, mineração etc.). A contaminação dos recursos hídricos por EPTs representa um risco real para os ambientes aquáticos e para a saúde humana, devido à toxicidade, à persistência e à acumulação biológica desses poluentes (López *et al.*, 2019; reis *et al.*, 2019).

Tendo isso em vista, a qualidade da água depende de parâmetros físicos, químicos e biológicos que são úteis na avaliação ou no monitoramento para determinado uso. Nessa lógica, se os valores desses parâmetros de definição excederem o limite permitido, isso pode representar uma ameaça para a saúde humana (Mukate *et al.*, 2019).

A aplicação de índices apropriados é uma das alternativas encontradas para obter informações sobre a qualidade da água para uso específico, iniciada por Horton (1965), ao desenvolver um sistema de avaliação da qualidade da água (WQI) nos Estados Unidos, por meio da utilização de 12 parâmetros, a saber: pH; condutividade elétrica (EC); temperatura; turbidez; sólidos totais; oxigênio dissolvido (DO); coliformes; demanda bioquímica de oxigênio (BOD); alcalinidade; cloreto; fosfato; e nitratos totais.

Vale ressaltar que a importância da qualidade da água varia conforme a finalidade de uso: potável, doméstica e para irrigação. Geralmente, para obter informações acerca da qualidade da água, é necessário realizar análises de acordo com o propósito específico de aplicação (Juwana *et al.*, 2012).

3.3 Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs)

Os EPTs são definidos como elementos de ocorrência natural com densidade ou gravidade específica superior a 5 g cm^{-3} e pesos atômicos entre 63,5 e 200,6 g mol^{-1} (Tchounwou *et al.*, 2012). O termo *metal pesado* refere-se ao elemento que possui maior densidade e é tóxico, mesmo em baixa concentração. Nos últimos anos, as elevadas concentrações de alguns EPTs nos ambientes aquáticos têm chamado a atenção de agências de monitoramento ambiental em função do alto risco associado à saúde humana, ainda que em concentrações muito reduzidas (Raval *et al.*, 2016).

Dentre os principais metais, destacam-se: cobre, cádmio, zinco, ferro, cromo, arsênio, boro, cobalto, titânio, estrôncio, estanho, vanádio, níquel, molibdênio, mercúrio e chumbo

(Suganya *et al.*, 2019). Alguns desses elementos – a exemplo do cobre, zinco, níquel, boro, ferro, molibdênio – são importantes para o crescimento das plantas, mas em elevadas concentrações, podem ser prejudiciais a elas e aos animais (Saravanan *et al.*, 2019); já o chumbo, o mercúrio, o cádmio e o arsênio não são indispensáveis para o desenvolvimento de plantas e animais (Gupta *et al.*, 2010).

As principais fontes de EPTs para o solo e para os sedimentos antropogênicos são as águas residuais industriais, o lodo de esgoto, os fertilizantes. No caso de fontes naturais, os EPTs podem ser introduzidos por meio do intemperismo de minerais presentes no solo, processos erosivos e atividades vulcânicas (Liu *et al.*, 2018).

Os EPTs não só geram poluição do solo, mas podem ser tóxicos para as plantas e afetar a qualidade dos alimentos, mesmo em baixas concentrações (Muchuweti *et al.*, 2006). Parte desses elementos pode se acumular nos tecidos da planta e causar a diminuição na produção (Saranya *et al.*, 2018).

A exposição em grandes quantidades a EPTs pode desencadear efeitos nocivos aos seres humanos, por exemplo: toxicidade gastrointestinal e renal; problemas cardiovasculares; tumores hemáticos; disfunções tubulares e glomerulares; e osteoporose (Manirethan *et al.*, 2018). Bebês, crianças e jovens são especialmente sensíveis às altas concentrações de metais, podendo apresentar dificuldades durante a própria formação (Singh *et al.*, 2018).

Os EPTs são transportados pela água e contaminam os mananciais devido às atividades antrópicas (Xu *et al.*, 2014). Os metais tóxicos podem ligar-se à superfície dos microrganismos por atividades de bioacumulação e até mesmo infiltrar-se no interior da célula, e ser quimicamente modificados à medida que o microrganismo utiliza reações bioquímicas para digerir os alimentos (Kolbasov *et al.*, 2017).

3.4 Toxidade e bioacumulação de EPTs em ecossistemas

A liberação de EPTs em sistemas aquáticos pode resultar em vários processos físicos, químicos e biológicos, os quais podem ser isolados em duas classificações gerais, que incluem os efeitos dos EPTs no ambiente e vice-versa (GUO *et al.*, 2018; Torres-Cruz *et al.*, 2018).

A primeira classificação depende das condições naturais, e pode haver uma mudança de acordo com a diversidade, a densidade, a composição de espécies da população e a estrutura da comunidade, de modo que a natureza e o grau de mudança dependem, em grande medida, da

concentração de espécies de EPTs na água e nos resíduos. Assim, os processos físico-químicos nos efluentes e nos sistemas aquáticos têm um impacto notável, embora indireto, nas respostas biológicas (Zhao *et al.*, 2018). A segunda classificação enfatiza que as condições nas águas receptoras podem levar a um ajuste na especiação e na nocividade dos EPTs.

Os efeitos dos EPTs nas plantas aquáticas são profundamente variáveis (Yadav *et al.*, 2010). Embora as respostas características, por exemplo, diminuição da diversidade e da densidade das populações, em maior parte, aconteçam em zonas excessivamente contaminadas, há substancialmente mais impactos conflitantes intoleráveis ou suavemente contaminados. Da mesma forma, as respostas das plantas aos EPTs tóxicos são totalmente impactadas pelas variedades em parâmetros naturais comuns – por exemplo, luz e temperatura (Aihemaiti *et al.*, 2018).

A liberação de EPTs também pode criar mudanças nas condições físicas do ambiente aquático receptor, incorporando alterações no pH da água, no conteúdo orgânico do substrato e no tamanho das partículas na água (Jortner, 2008). As plantas nos sistemas aquáticos reagem a esses estresses diminuindo a densidade, a diversidade e a composição das espécies (Martínez-Cortijo; Ruiz-Canales, 2018).

Em uma concentração superior aos valores críticos, os EPTs podem produzir sérios problemas de saúde, causando toxidade, podendo prejudicar ou diminuir as atividades mentais e nervosas centrais, danificar os pulmões, o fígado, os rins, as composições do sangue, entre outros órgãos fundamentais (Asaduzzaman *et al.*, 2017). A exposição de EPTs em seres humanos ocorre por meio das três vias notáveis, que incluem ingestão oral, inalação e exposição cutânea. A principal rota de exposição varia de acordo com as características específicas de cada EPT (SHI *et al.*, 2019).

Algumas variáveis influenciam a ingestão de EPTs por meio do trato gastrointestinal, o que inclui solubilidade do metal, estruturas químicas e disponibilidade de diferentes compostos (Saleh *et al.*, 2018). A ingestão de alimentos é considerada uma das vias essenciais dessas exposições a EPTs, ao ser comparada com as exposições por inalação e pela derme. Por sinal, a inalação é considerada uma via essencial de exposição ocupacional (Sang *et al.*, 2018).

Ademais, certos metais afetam os seres vivos por meio da exposição por inalação, e existem na natureza como vapores. Como exemplo, tem-se o Mercúrio, que existe na atmosfera em estado vaporoso, estabelecendo 80% do mercúrio atmosférico total (Wang *et al.*, 2004). A pele é a barreira eficaz contra a retenção de EPTs, por causa da estrutura da camada externa mais queratinizada das células epidérmicas (Leal *et al.*, 2018).

Nesse sentido, a exposição de EPTs ao longo do caminho da pele constitui apenas uma preocupação (Camacho *et al.*, 2015). Alguns deles têm a capacidade de penetrar na pele humana quando combinados com outros compostos (Leal *et al.*, 2018). Hoje em dia, os EPTs tornaram-se os sensibilizantes de contato mais conhecidos em pessoas – especialmente o níquel –, aumentando a taxa de hipersensibilidade ao níquel em crianças, principalmente em países desenvolvidos (Tuchman *et al.*, 2015).

A cadeia alimentar é percebida como um dos principais caminhos para a exposição humana à poluição do solo (Sang *et al.*, 2018). Dessa forma, a geração de EPTs na cadeia alimentar é uma preocupação única, por causa dos diversos perigos relacionados ao bem-estar em humanos e em animais. Os EPTs são extremamente venenosos e podem causar danos graves, mesmo em baixas concentrações (Sobihah *et al.*, 2018).

Isso posto, reputa-se que a remoção de EPTs tóxicos da água/esgoto é importante, visto que eles representam sérios perigos para a saúde das pessoas e dos animais (Sobihah *et al.*, 2018).

3.5 Sedimentos fluviais como fontes de contaminação

Os sedimentos são materiais particulados resultantes do intemperismo e da erosão, sendo transportados e depositados em ambientes fluviais (Buendia *et al.*, 2014). Os processos de erosão e de transporte são seletivos quanto ao tamanho das partículas do material afetado, onde geram sedimentos dependentes do tamanho das partículas. Assim, as partículas de argila podem resistir ao desprendimento dependendo da força de sua ligação com o substrato, enquanto a areia grossa pode resistir ao desprendimento simplesmente como resultado do tamanho e do peso (Poesen, 1992; Wang *et al.*, 2020).

O silte e a areia fina estão, portanto, mais sujeitos ao desprendimento e posterior transporte, por serem mais leves e sem ligações que os prendam ao substrato (Poesen, 1992). Depois disso, o tamanho de partícula do sedimento em suspensão influencia diretamente as velocidades de sedimentação em sistemas aquáticos (Gibbs *et al.*, 1971), resultando no transporte e na deposição de sedimentos em suspensão, seletivos para o tamanho de partícula (Viparelli *et al.*, 2013).

O transporte fluvial, incluindo o fluxo terrestre, altera as características do material transportado, em comparação com o material de origem natural. Em geral, o tamanho médio

das partículas diminui, enquanto o grau de classificação e a circularidade média aumentam com a distância percorrida. Tais mudanças resultam da combinação de transporte seletivo, deposição e abrasão de partículas, com esses processos agindo sobre toda a paisagem (Frings, 2008).

Os processos de transporte de sedimentos não são seletivos apenas para o tamanho das partículas, já que as propriedades usadas para rastrear os sedimentos podem ter diferentes afinidades, com várias frações de tamanho de partículas. A título de exemplo, diferentes elementos geoquímicos estão contidos na matriz mineral ou adsorvidos (Stumm; Morgan, 2012). A matéria orgânica pode revestir grãos ou ser ligada à matriz mineral (Keil; Mayer, 2014).

Vários fatores podem afetar os fenômenos de adsorção/dessorção, como as características de adsorção das partículas, a heterogeneidade da superfície dos sedimentos, bem como a distribuição do tamanho e a forma das partículas. As partículas em amostras aquáticas são quimicamente heterogêneas, ou seja, os diferentes locais não possuem afinidades idênticas para o íon metálico em solução, e exibem uma gama de tamanhos de partícula. A sorção controlada por difusão geralmente depende do tamanho da partícula; por outro lado, as taxas de sorção controladas por reação são independentes (Fang *et al.*, 2013). As variações na intensidade de acúmulo de contaminantes em sedimentos com tamanho de partícula podem ser utilizadas para monitorar os impactos antropogênicos nos sistemas fluviais (Okada *et al.*, 2009).

O sedimento é um transportador chave que determina a dinâmica de armazenamento de EPTs em diferentes meios ambientais. A maioria dos metais é transportada em associação com sedimentos em suspensão (SS), dada a afinidade dos metais aos componentes comuns das partículas suspensas, como oxihidróxidos de ferro, matéria orgânica natural e minerais de argila (Dumas *et al.*, 2015). No entanto, mudanças nas condições físico-químicas do meio podem fazer com que eles se mobilizem na forma dissolvida e se tornem mais biodisponíveis (Roussiez *et al.*, 2013).

A distinção é crucial, pois os sedimentos em suspensão (de granulação fina) e os sedimentos de fundo (de granulação grossa) são transportados por diferentes mecanismos e desempenham diversas funções na qualidade da água, no *habitat* e na saúde geral dos riachos e das águas receptoras (Ackers; White, 1973).

Sedimentos de granulação fina são frequentemente considerados poluentes, aumentando a turbidez, sufocando o *habitat* e transportando rapidamente nutrientes adsorvidos e outros contaminantes para as águas receptoras, com consequentes impactos deletérios na biota do riacho (Houshmand *et al.*, 2014). Em contraste, os sedimentos de granulação grossa

desempenham um papel importante e imediato na manutenção da condição geomórfica e da saúde ecológica dos cursos de água (Hawley; Vietz, 2016).

Os sedimentos são um *habitat* extenso e um grande armazenamento de contaminantes e, portanto, esses materiais têm uma influência considerável na saúde biológica do ambiente aquático. Eles influenciam muito a qualidade da água, por meio de processos físicos (ressuspensão), biológicos (bioturbação) e químicos (dessorção) (Birch, 2017).

Em sistemas fluviais, a qualidade do sedimento é um bom indicador das cargas de poluição ao longo do rio, pois é menos variável do que a qualidade da água. Logo, as concentrações de EPTs em sedimentos têm recebido atenção crescente em estudos que abordam as cargas de poluição para os rios (Okada *et al.*, 2009).

Em face dessa realidade, compreender os processos que controlam as concentrações de metais na água natural é fundamental para avaliar e antecipar os impactos antropogênicos sobre os recursos hídricos e o ambiente.

3.6 Índices geoquímicos e avaliação de risco

A avaliação das concentrações de EPTs no meio representa um componente importante da avaliação de risco ambiental e do gerenciamento de terras contaminadas. Por causa das atividades antrópicas e da alta variabilidade natural das concentrações de EPTs no solo, torna-se, muitas vezes, difícil diferenciar áreas de contaminação de áreas de enriquecimento natural (Ander *et al.*, 2013).

Os índices de poluição são usados para determinar o nível de poluição dos solos e dos sedimentos. É necessário fazer análises para avaliar o efeito da contaminação e toxicidade dos EPTs, o que leva ao avanço de diferentes índices de qualidade, como fator de contaminação (FC), fator de enriquecimento (FE), índice de carga poluidora (ICP) (Tian *et al.*, 2017). Além disso, esses índices descrevem um limite qualitativo na avaliação de risco ecológico de cada metal pesado.

O FC é um indicador da taxa de contaminação do solo e do sedimento por metais pesados, e é obtido pela divisão da concentração do elemento na amostra coletada pela concentração de valores dos níveis de referência fornecidos por Håkanson (1980).

Por sua vez, o FE avalia a quantidade de enriquecimento de um elemento ou composto sobre sua concentração de fundo. O FE foi desenvolvido por pesquisadores e é amplamente

utilizado para quantificar os efeitos da atividade humana em sedimentos e solos. As concentrações da amostra são comparadas às concentrações de referência do mesmo elemento em locais não poluídos para determinar esse fator (Chen *et al.* 2005; Cheng *et al.* 2007; Abrahim *et al.*, 2008*).* Os elementos de referência são, geralmente: Fe, Al, Ca, Ti, Sc ou Mn. Os metais de referência usados com frequência são Mn, Al e Fe (Sekabira *et al.,* 2010). O uso de EF busca reduzir a variabilidade do metal associada à composição granulométrica (razões lama/areia).

Já o ICP expressa quantas vezes a concentração do metal no solo ultrapassa o valor de referência, servindo como um indicador acumulativo do grau total de toxidade presente em uma determinada amostra (Guartán *et al.*, 2021). Portanto, o ICP pode ser determinado para uma coleção de metais contaminantes como a média geométrica de todas as concentrações de metais. Leituras de PLI acima de 1 indicam contaminação do solo, enquanto aquelas próximas a 1 sugerem concentração de fundo (Guartán *et al.*, 2021). Para a avaliação total do grau de contaminação do solo, o PLI também é usado.

O risco ecológico potencial (RI), introduzido por Hakanson (1980), é um índice aplicável para a avaliação do grau de risco ecológico causado por concentrações de metais pesados na água, no ar, bem como no solo e nos sedimentos. Diversas variáveis, incluindo o fator de correção para o metal, fatores de risco ecológicos e fatores de resposta toxicológica, são contabilizadas no cálculo do RI. Por exemplo: Zn e Mn têm ambos um valor de 1, enquanto Cr tem um valor de 2. De acordo com Long (1991), Co, Cu e Ni recebem todos um valor de 5, enquanto Cd recebe um valor de 30. O IR é calculado levando em consideração uma série de elementos, como o fator de resposta toxicológica de cada elemento, o fator de contaminação (CFi) de cada metal e o possível fator de risco ecológico associado a cada metal (Abrahim *et al.*, 2008), conforme publicado por Long (1991).

No entanto, as atividades antrópicas costumam modificar o nível natural, o equilíbrio bioquímico e o ciclo geoquímico dos EPTs no ambiente. A contaminação do solo é definida com base em legislações ambientais nacionais ou regionais, que geralmente não levam em consideração os valores de referência (Antoniadis *et al.*, 2019).

A avaliação de segurança alimentar e de risco à saúde em relação as concentrações de EPTs tem recebido atenção em todo o mundo, em virtude da natureza tóxica e da possível transferência na cadeia alimentar humana (Antoniadis *et al.*, 2019).

Segundo a Society of Environmental Toxicology and Chemistry (Setac, 2018), “a avaliação de risco ambiental determina a natureza e a probabilidade de ocorrência de efeitos prejudiciais a organismos como humanos, animais, plantas ou microorganismos, devido à sua exposição a estressores.” Esses parâmetros de avaliação de risco são principalmente utilizados

para rastrear possível rota de exposição e de riscos de saúde associados para organismos vivos, especialmente humanos (Rinklebe *et al.*, 2019).

A avaliação de risco baseada em níveis críticos de exposição pode ser complexa, considerando fatores como variações ambientais, disponibilidade de EPTs e diferenças na exposição das espécies.

REFERÊNCIAS

ABRAHIM, G. M. S.; PARKER, R. J. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. **Environ. Monit. Assess.**, v. 136, p. 227-238, 2008.

ACKERS, P.; WHITE, W. R. Sediment transport: new approach and analysis. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 99, p. 11, 1973.

AIHEMAITI, A.; JIANG, J.; LIU, N.; YANG, M.; MENG, Y.; ZOU, Q. The interactions of metal concentrations and soil properties on toxic metal accumulation of native plants in vanadium mining area. **Journal of environmental management**, v. 222, p. 216-226, 2018.

AMIN, B.; ISMAIL, A.; ARSHAD, A.; YAP, C. K.; KAMARUDIN, M. S. Anthropogenic impacts on heavy metal concentrations in the coastal sediments of Dumai, Indonesia. **Environmental monitoring and assessment**, v. 148, p. 291-305, 2009.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Manual de operação de sala da situação do PI**. Piauí: Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Disponível em: https://progestao.ana.gov.br/.2016. Acesso em: 22 out. 2024.

ANDER, E. L.; JOHNSON, C. C.; CAVE, M. R.; PALUMBO-ROE, B.; NATHANAIL, C. P.; LARK, R. M. Methodology for the determination of normal background concentrations of contaminants in English soil. **Science of the Total Environment**, v. 454, p. 604-618, 2013.

ASADUZZAMAN, K.; KHANDAKER, M. U.; BAHARUDIN, N. A. B.; AMIN, Y. B. M.; FAROOK, M. S.; BRADLEY, D. A.; MAHMOUD, O. Heavy metals in human teeth dentine: a bio-indicator of metals exposure and environmental pollution. **Chemosphere**, v. 176, p. 221-230, 2017.

BABUJI, P.; THIRUMALAISAMY, S.; DURAISAMY, K.; PERIYASAMY, G. Human health risks due to exposure to water pollution: a review. **Water**, v. 15, n. 14, p. 2532, 2023.

BIRCH, G. F. Determination of sediment metal background concentrations and enrichment in marine environments – a critical review. **Science of the total environment**, v. 580, p. 813-831, 2017.

BOECHAT, C. L.; DUARTE, L. S. L.; SENA, A. F. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, Y. J. A. B.; SILVA, Y. J. A. B.; BRITO, A. C. C.; SARAIVA, P. C. Background concentrations and quality reference values for potentially toxic elements in soils of Piauí state. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 723, p. 327-345, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da região hidrográfica do Parnaíba**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente, 2006. 184 p.

BUENDIA, C.; GIBBINS, C. N.; VERICAT, D.; BATALLA, R. J. Effects of flow and fine sediment dynamics on the turnover of stream invertebrate assemblages. **Ecohydrology**, v. 7, p. 1105-1123, 2014.

CAMACHO, A.; ROCHERA, C.; HENNEBELLE, R.; FERRARI, C.; QUESADA, A. Total mercury and methyl-mercury contents and accumulation in polar microbial mats. **Science of the Total Environment**, v. 509, p. 145-153, 2015.

CAROCCI, A.; CATALANO, A.; SINICROPI, M. S.; GENCHI, G. Oxidative stress and neurodegeneration: the involvement of iron. **Biometals**, v. 31, p. 715-735, 2018.

CHEN, T. B.; ZHENG, Y. M.; LEI, M.; HUANG, Z. C.; WU, H. T.; CHEN, H.; FAN, K. K.; YU, K.; WU, X.; TIAN, Q. Z. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. **Chemosphere**, v. 60, p. 542-551, 2005.

CHENG, J.; SHI, Z.; ZHU, Y. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China. **J. Environ. Sci.**, v. 19, p. 50-54, 2007.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Serviço Geológico do Brasil. **Relatório situacional dos recursos hídricos superfciais da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba**. Piauí: Sistema de alerta de eventos críticos residência de Teresina, 2017. https://www.cprm.gov.br/sace/ boletins/Parnaiba/20171116_10-20171116%20-%20103 332.pdf. Acesso em: 14 jul. 2023.

DENG, M.; YANG, X.; DAI, X.; ZHANG, Q.; MALIK, A.; SADEGHPOUR, A. Heavy metal pollution risk assessments and their transportation in sediment and overlay water for the typical Chinese reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 112, p. 106166, 2020.

DOS SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; DOS ANJOS, L. H. C.; DE OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

DUMAS, C.; LUDWIG, W.; AUBERT, D.; EYROLLE, F.; RAIMBAULT, P.; GUENEUGUES, A.; SOTIN, C. Riverine transfer of anthropogenic and natural trace metals to the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea). **Applied Geochemistry**, v. 58, p. 14-25, 2015.

FANG, H. W.; CHEN, M. H.; CHEN, Z. H.; ZHAO, H. M.; HE, G. J. Effects of sediment particle morphology on adsorption of phosphorus elements. **International Journal of Sediment Research**, v. 28, p. 246-253, 2013.

FENG, H.; SCHYNS, J. F.; KROL, M. S.; YANG, M.; SU, H.; LIU, Y.; LV, Y.; ZHANG, X.; YANG, K.; CHE, Y. Water pollution scenarios and response options for China. **Science of The Total Environment**, v. 914, p. 169807, 2024.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. Metal pollution in the aquatic environment. **Springer Science & Business Media**, 2012.

FRINGS, R. M. Downstream fining in large sand-bed rivers. **Earth-Science Reviews**, v. 87, p. 39-60, 2008.

GIBBS, R. J.; MATTHEWS, M. D.; LINK, D. A. The relationship between sphere size and settling velocity. **Journal of Sedimentary Research**, v. 41, p. 7-18, 1971.

GUARTÁN, J. A.; EMERY, X. Regionalized classification of geochemical data with filtering of measurement noises for predictive lithological mapping. **Natural Resources Research**, v. 30, n. 2, p. 1033-1052, 2021.

GUO, Q.; LI, N.; BING, Y.; CHEN, S.; ZHANG, Z.; CHANG, S.; CHEN, Y.; XIE, S. Denitrifier communities impacted by heavy metal contamination in freshwater sediment. **Environmental pollution**, v. 242, p. 426-432, 2018.

GUPTA, N.; KHAN, D. K.; SANTRA, S. C. Determination of public health hazard potential of wastewater reuse in crop production. **World Review of Science, Technology and Sustainable Development**, v. 7, p. 328-340, 2010.

HAN, R.; ZHOU, B.; HUANG, Y.; LU, X.; LI, S.; LI, N. Bibliometric overview of research trends on heavy metal health risks and impacts in 1989-2018. **Journal of Cleaner Production**, v. 123249, 2020.

HORTON, R. K. An index number system for rating water quality. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 37, p. 300-306, 1965.

HOUSHMAND, A.; VIETZ, G. J.; HATT, B. E. Improving urban stream condition by redirecting sediments: a review of associated contaminants. *In*: 7TH AUSTRALIAN STREAM MANAGEMENT CONFERENCE, **Proceedings** […]. 2014. p. 549-557.

JORTNER, B. S. Effect of stress at dosing on organophosphate and heavy metal toxicity. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 233, p. 162-167, 2008.

JUWANA, I.; MUTTIL, N.; PERERA, B. J. C. Indicator-based water sustainability assessment-A review. **Science of the Total Environment**, v. 438, p. 357-371, 2012.

KEIL, R. G.; MAYER, L. M. Mineral matrices and organic matter A2 - Holland, Heinrich D. K.K. Turekian (ed.). **Treatise on Geochemistry** (second ed.), Elsevier, Oxford, p. 337-359, 2014.

KOLBASOV, A.; SINHA-RAY, S.; YARIN, A. L.; POURDEYHIMI, B. Heavy metal adsorption on solution-blown biopolymer nanofiber membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 530, p. 250-263, 2017.

LEAL, L. T. C.; GUNEY, M.; ZAGURY, G. J. In vitro dermal bioaccessibility of selec47ted metals in contaminated soil and mine tailings and human health risk characterization. **Chemosphere**, v. 197, p. 42-49, 2018.

LIMA, M. G.; ANDRADE JÚNIOR, A. S. Climas do estado do Piauí e suas relações com a conservação do solo. *In*: LIMA, M. G.; MORAES, A. M.; NUNES, L. A. P.; ANDRADE JÚNIOR, A. S (org.). **Climas do Piauí**: interações com o ambiente. Teresina: Edufpi, 2020. p. 16-34. Disponível em: https://ufpi.br/ arquivos_download/arquivos/LIVRO_CLIMA_E_MEIO_ AMBIENTE_220201020201106.pdf. Acesso em: 16 set. 2020.

LIU, L.; LI, W.; SONG, W.; GUO, M. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 206-219, 2018.

LONG, E. R. **The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program**. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Service, 1990.

MANIRETHAN, V.; RAVAL, K.; RAJAN, R.; THAIRA, H.; BALAKRISHNAN, R. M. Kinetic and thermodynamic studies on the adsorption of heavy metals from aqueous solution by melanin nanopigment obtained from marine source: Pseudomonas stutzeri. **Journal of environmental management**, v. 214, p. 315-324, 2018.

MARTÍNEZ-CORTIJO J.; RUIZ-CANALES, A. Effect of heavy metals on rice irrigated fields with waste water in high pH Mediterranean soils: the particular case of the Valencia area in Spain. **Agricultural Water Management**, v. 210, p. 108-123, 2018.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da região hidrográfica do Parnaíba**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente, 2006. Disponível em: https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/index.php/ estantes/gestao/698-caderno-da-regiao-hidrografca-do-parnaíba. Acesso em: 16 set. 2020.

MUCHUWETI, M.; BIRKETT, J. W.; CHINYANGA, E.; ZVAUYA, R.; SCRIMSHAW, M. D.; LESTER, J. N. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 112, p. 41-48, 2006.

MUKATE, S.; WAGH, V.; PANASKAR, D.; JACOBS, J. A.; SAWANT, A. Development of new integrated water quality index (IWQI) model to evaluate the drinking suitability of water. **Ecological indicators**, v. 101, p. 348-354, 2019.

MURPHY, L. U.; COCHRANE, T. A.; O'SULLIVAN, A. The influence of different pavement surfaces on atmospheric copper, lead, zinc, and suspended solids attenuation and wash-off. **Water Air Soil Pollut**, v. 226, p. 1-14, 2015.

NAWROT, N.; WOJCIECHOWSKA, E.; MOHSIN, M.; KUITTINEN, S.; PAPPINEN, A.; REZANIA, S. Trace metal contamination of bottom sediments: a review of assessment measures and geochemical background determination methods. **Minerals**, v. 11, n. 8, p. 872, 2021.

NOOR, R.; MAQSOOD, A.; BAIG, A.; PANDE, C. B.; ZAHRA, S. M.; SAAD, A.; ANWAR, M.; SINGH, S. K. A comprehensive review on water pollution, south Asia region: Pakistan. **Urban Climate**, v. 48, p. 101413, 2023.

OKADA, T.; LARCOMBE, P.; MASON, C. Estimating the spatial distribution of dredged material disposed of at sea using particle-size distributions and metal concentrations. **Marine pollution bulletin**, v. 58, p. 1164-1177, 2009.

OLIVEIRA, L. N.; AQUINO, C. M. S. Análise dos fatores de erodibilidade e declividade na sub-bacia hidrográfica do Rio Gurguéia, Piauí - Brasil. **Terr@ Plural**, *[S. l.]*, v. 15, p. 1-14, 2021. Disponível em: https://revistas.uepg.br/index.php/tp/article/view/16655. Acesso em: 27 dez. 2024.

OLIVEIRA, L. N.; DE AQUINO, C. M. S. Dinâmica temporal do uso e cobertura da terra na fronteira agrícola do MATOPIBA: análise na sub-bacia hidrográfica do Rio Gurguéia-Piauí. **Revista Equador (UFPI)**, v. 9, n. 1, p. 317-333, 2019.

POESEN, J. Mechanisms of overland flow generation and sediment production on loamy and sandy soils with and without rock fragments. **Overland flow hydraulics and erosion mechanics**, p. 275-305, 1992.

RAVAL, N. P.; SHAH, P. U.; SHAH, N. K. Adsorptive removal of nickel (II) ions from aqueous environment: a review. **Journal of Environmental Management**, v. 179, p. 1-20, 2016.

RIMÁ, F. B.; SILVA, Y. J. A. B.; TEIXEIRA, M. P. R.; MAIA, A. J.; ASSIS, K. G. O.; SILVA, R. J. A. B.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; SILVA, Y. J. A. B.; LOPES, J. W. B.; BARBOSA, R. S. Phosphorus in soils and fuvial sediments from a Cerrado biome watershed under agricultural expansion. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 5, p. 388, 2022.

RINKLEBE, J.; ANTONIADIS, V.; SHAHEEN, S. M.; ROSCHE, O.; ALTERMANN, M. Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. **Environment international**, v. 126, p. 76-88, 2019.

ROUSSIEZ, V.; PROBST, A.; PROBST, J. L. Significance of floods in metal dynamics and export in a small agricultural catchment. **Journal of hydrology**, v. 499, p. 71-81, 2013.

SAHMOUNE, M. N. Performance of Streptomyces rimosus biomass in biosorption of heavy metals from aqueous solutions. **Microchemical Journal**, v. 141, p. 87-95, 2018.

SALEH, T. A.; TUZEN, M.; SARI, A. Polyamide magnetic palygorskite for the simultaneous removal of Hg (II) and methyl mercury; with factorial design analysis. **Journal of environmental management**, v. 211, p. 323-333, 2018.

SANG, W.; XU, J.; BASHIR, M. H.; ALI, S. Developmental responses of Cryptolaemus montrouzieri to heavy metals transferred across multi-trophic food chain. **Chemosphere**, v. 205, p. 690-697, 2018.

SARANYA, K.; SUNDARAMANICKAM, A.; SHEKHAR, S.; MEENA, M.; SATHISHKUMAR, R. S.; BALASUBRAMANIAN, T. Biosorption of multi-heavy metals by coral associated phosphate solubilising bacteria Cronobacter muytjensii KSCAS2. **Journal of environmental management**, v. 222, p. 396-401, 2018.

SARAVANAN, A.; JAYASREE, R.; HEMAVATHY, R. V.; JEEVANANTHAM, S.; HAMSINI, S.; YAASHIKAA, P. R.; MANIVASAGAN, V.; YUVARAJ, D. Phytoremediation of Cr (VI) ion contaminated soil using Black gram (Vigna mungo): assessment of removal capacity. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, p. 103052, 2019.

SEKABIRA, K.; ORIGA, H. O.; BASAMBA, T.A.; MUTUMBA, G.; KAKUDIDI, E. Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v. 7, p. 435-446, 2010.

SEPLAN. Secretaria do Planejamento do Piauí. Território de desenvolvimento do Piauí. **Piauí**: territórios desenvolvimento e participação. 2022. Disponível em: http://www.seplan.pi.gov.br/download/202203/SEP25_8df72c3edc.pdf. Acesso em: 21 jan. 2024.

SETAC. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. **Environmental risk assessment of chemicals**. Pensacola (FL): SETAC, 2018. Disponível em: https://cdn.ymaws.com/www.setac.org/resource/resmgr/publications_and_resources/setac_tip_era.pdf. Acesso em: 29 ago. 2020.

SHI, Q.; TERRACCIANO, A.; ZHAO, Y.; WEI, C.; CHRISTODOULATOS, C.; MENG, X. Evaluation of metal oxides and activated carbon for lead removal: kinetics, isotherms, column tests, and the role of co-existing ions. **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 176-183, 2019.

SINGH, J.; SHARMA, M.; BASU, S. Heavy metal ions adsorption and photodegradation of remazol black XP by iron oxide/silica monoliths: kinetic and equilibrium modelling. **Advanced Powder Technology**, v. 29, p. 2268-2279, 2018.

SINIMBU, F. Projeto quer transformar o Piauí em grande exportador de frutas. **EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, 2022. Disponível em: https://www.embrapa.br/en/busca-de-noticias/-/noticia/72533344/projeto-quer-transformar-o-piaui-em-grande-exportador-de-frutas. Acesso em: 21 jan. 2024.

SOBIHAH, N. N.; ZAHARIN, A. A.; NIZAM, M. K.; JUEN, L. L.; KYOUNG-WOONG, K. Bioaccumulation of heavy metals in maricultured fish, Lates calcarifer (Barramudi), Lutjanus campechanus (red snapper) and Lutjanus griseus (grey snapper). **Chemosphere**, v. 197, p. 318-324, 2018.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry**: chemical equilibria and rates in natural waters. John Wiley & Sons, 2013.

SUGANYA, S. An investigation of adsorption parameters on ZVI-AC nanocomposite in the displacement of Se (IV) ions through CCD analysis. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 75, p. 211-223, 2019.

TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J. Heavy metal toxicity and the environment. In molecular, clinical and environmental toxicology. **Springer**, Basel, p. 133-164, 2012.

TIAN, K.; HUANG, B.; XING, Z.; HU, W. Geochemical baseline establishment and ecological risk evaluation of heavy metals in greenhouse soils from Dongtai, China. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 510-520, 2017.

TORRES-CRUZ, T. J.; HESSE, C.; KUSKE, C. R.; PORRAS-ALFARO, A. Presence and distribution of heavy metal tolerant fungi in surface soils of a temperate pine forest. **Applied Soil Ecology**, v. 131, p. 66-74, 2018.

TUCHMAN, M.; SILVERBERG, J. I.; JACOB, S. E.; SILVERBERG, N. Nickel contact dermatitis in children. **Clinics in Dermatology**, v. 33, p. 320-326, 2015.

VARDHAN, K.H.; KUMAR, P. S.; PANDA, R. C. A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. **Journal of Molecular Liquids**, v. 290, p. 111197, 2019.

VIPARELLI, E.; LAUER, J. W.; BELMONT, P.; PARKER, G. A numerical model to develop long-term sediment budgets using isotopic sediment fingerprints. **Computers & geosciences**, v. 53, p. 114-122, 2013.

WANG, Q.; KIM, D.; DIONYSIOU, D. D.; SORIAL, G. A.; TIMBERLAKE, D. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systemsv – a literature review. **Environmental pollution**, v. 131, p. 323-336, 2004.

WANG, L.; YEN, H.; WANG, X.; HUANG, C. H.; SUN, J.; HAMMAC, A.; WANG, Y. Deposition-and transport-dominated erosion regime effects on the loss of dissolved and sediment-bound organic carbon: evaluation in a cultivated soil with laboratory rainfall simulations. **Science of The Total Environment**, v. 141717, 2020.

XU, M.; HADI, P.; CHEN, G.; MCKAY, G. Removal of cadmium ions from wastewater using innovative electronic waste-derived material. **Journal of Hazardous Materials**, v. 273, p. 118-123, 2014.

YADAV, S. K. Heavy metals toxicity in plants: an overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. **South African Journal of Botany**, v. 76, p. 167-179, 2010.

YU, B.; WANG, X.; DONG, K. F.; XIAO, G.; MA, D. Heavy metal concentrations in aquatic organisms (fishes, shrimp and crabs) and health risk assessment in China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, p. 111505, 2020.

ZHAO, Z.; SHI, H.; LIU, C.; KANG, X.; CHEN, L.; LIANG, X.; JIN, L. Duckweed diversity decreases heavy metal toxicity by altering the metabolic function of associated microbial communities. **Chemosphere**, v. 203, p. 76-82, 2018.

4 CAPÍTULO 2

BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GURGUÉIA: UMA REVISÃO

RESUMO

A Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia (BHRG) tem grande importância econômica no estado do Piauí, impulsionando a economia por meio do agronegócio desenvolvido no território da bacia. O Rio Gurguéia é o principal afluente da margem direita do Rio Parnaíba, cuja nascente situa-se a aproximadamente 500 metros de altitude, no sopé da Chapada das Mangabeiras, no município de Barreiras do Piauí. Dessa forma, este estudo tem o objetivo de realizar uma revisão bibliográfica sobre a BHRG, apresentando informações a respeito do contexto histórico, dos aspectos socioeconômicos, da vegetação, da geologia, do uso e da cobertura do solo, do clima e da hidrologia. A colonização da BHRG deu-se por volta do século XVII, com a chegada dosar bandeirantes, a fim de utilizar as terras para pastagem. Já no século XX, os gaúchos surgiram como os novos bandeirantes, com o propósito de produzir grãos. O processo migratório foi bem-sucedido e atualmente, dois municípios que fazem parte da BHRG concentram metade da produção agrícola estadual: Bom Jesus e Uruçuí. A vegetação encontrada na bacia é Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Savana e Savana-Estépica e de contato. O Rio Gurgueia alimenta-se por poucos afluentes, geralmente temporários, o que não impede a regularidade do regime na maior parte da calha principal. Entre os principais afluentes estão o Rio Paraim, Rio Curimatá, riacho da Estiva, riacho do Santana e riacho Esfolado. Ao logo do tempo, ocupou-se o território da BHRG por empreendimentos de grande porte, com desafiadores impactos ambientais em áreas sensíveis. As alterações no solo, com elevados índices pluviométricos, bem como o assentamento de comunidades ao longo do curso dos rios resultaram na intensificação dos impactos causados pela instalação e pela operação dos grandes empreendimentos.

Palavras-chave: Agronegócio piauiense, Cerrado, Impactos socioeconômicos, Sul do Piauí.

4.1 Introdução

As bacias hidrográficas são fundamentais para o planejamento e a gestão ambiental, englobando fatores como recursos hídricos, solos, vegetação e atividades socioeconômicas que influenciam a sustentabilidade e o desenvolvimento regional. A preservação e o manejo adequado das bacias hidrográficas têm sido reforçados mundialmente por serem consideradas as unidades de planejamento para a conservação de ambientes naturais e urbanos. Em geral, as bacias hidrográficas representam uma fonte fundamental de abastecimento de água para uma grande diversidade de atividades humanas, como geração de energia elétrica, pecuária, mineração e atividade industrial ou agrícola (Bernardi *et al.*, 2013).

A BHRG, localizada no sul do estado do Piauí, abrange uma área de 48.830 km², tem como afluente determinante o Rio Gurguéia – que é o principal afluente da margem direita do Rio Parnaíba, com nascente situada a aproximadamente 500 metros de altitude, no sopé da Chapada das Mangabeiras, no município de Barreiras do Piauí –, conta com extensão total de cerca de 532 km, e apresenta uma declividade média de cerca de 2,1 m/km.

A bacia engloba, inteira ou parcialmente, 33 municípios, a saber: Cristalândia do Piauí, Corrente, Sebastião Barros, Parnaguá, Júlio Borges, Avelino Lopes, Gilbués, Curimatá, São Gonçalo do Gurgueia, Riacho Frio, Redenção do Gurgueia, Morro Cabeça no Tempo, Bom Jesus, Santa Luz, Guaribas, Currais, Cristino Castro, Palmeira do Piauí, Uruçuí, Alvorada do Gurgueia, Manoel Emídio, Colônia do Gurgueia, Pavussu, Bertolínia, Eliseu Martins, Canavieira, Itaueira, Floriano, Sebastião Leal, Landri Sales, Jerumenha, Canto do Buriti e Monte Alegre do Piauí.

Historicamente, a ocupação do território da BHRG intensificou-se a partir do século XVII, impulsionada por projetos de colonização e de expansão agrícola no sul do Piauí. Esse período marcou uma série de transformações no uso da terra, promovendo o avanço da agropecuária e a consequente alteração na cobertura do solo.

A BHRG tem grande relevância econômica no estado do Piauí, estimulando a economia por meio do agronegócio desenvolvido no território da bacia. No entanto, poucos estudos abordam de forma abrangente as características da bacia, daí porque este estudo tem o objetivo de realizar uma revisão bibliográfica sobre a BHRG, apresentando informações a respeito do contexto histórico, dos aspectos socioeconômicos, da vegetação, da geologia, do uso e da cobertura do solo, do clima e da hidrologia.

4.2 Material e métodos

Levando em consideração o objetivo proposto, os procedimentos metodológicos utilizados na elaboração do presente estudo basearam-se em levantamento documental e bibliográfico. A presente revisão identificou artigos de pesquisa relacionados à BHRG, cujos critérios de seleção incluíram artigos científicos publicados em inglês e em português, relatórios institucionais com informações detalhadas sobre a BHRG, teses acadêmicas, dissertações e monografias, assim como bancos de dados *on-line*, como *Web of Science*, *Science Direct*, *Scopus* e *Google Scholar*, onde as pesquisas partiram das seguintes palavras-chave: ' *Gurguéia'* e ' *Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia* '. Tais palavras-chave foram usadas em combinação ou como termo de refinamento de busca para melhorar as saídas de resultados. Adiconalmente, buscas foram conduzidas na lista de referências de artigos para identificar estudos publicados em periódicos regionais. A literatura analisada incluiu artigos publicados nos referidos bancos de dados até janeiro de 2025.

Fontes primárias foram utilizadas também, as quais, segundo Oliveira (2007), são dados originais que ainda não passaram pela análise de outros autores e estão diretamente ligadas ao tema analisado, de modo que o pesquisador é quem analisa esses documentos. Assim, foi possível avaliar registros acerca do contexto histórico, de aspectos socioeconômicos, da vegetação, da geologia, do uso e da cobertura do solo, do clima e da hidrologia da BHRG.

4.3 Contexto histórico

Até o século XVII, o território piauiense era ocupado por vários povos indígenas. Destarte, o processo de colonização e de ocupação das terras piauienses teve início na segunda metade do século XVII, iniciando-se pela faixa leste e sul da região, acompanhando os rios Piauí, Canindé, Paraim e Gurguéia. Posteriormente, a criação de gado expandiu-se para as proximidades do Rio Parnaíba, onde os currais foram implementados na direção do trecho superior do Rio do Parnaíba, alcançando as margens do Rio das Balsas e a região de Pastos Bons (Alves, 2003).

Com o objetivo de encontrar novas áreas para suas criações de gado, os fazendeiros do São Francisco iniciaram a ocupação das terras localizadas próximas do Rio Gurguéia, por volta

de 1674, valendo-se das sesmarias concedidas pelo governo de Pernambuco (IBGE, 2024). Um dos maiores sesmeiros, o capitão Domingos Afonso Mafrense (Domingos do Sertão) foi responsável por fundar 30 fazendas de gado, o que o tronou o maior colonizador da região. Com sua morte, as fazendas ficaram sob a responsabilidade da Companhia de Jesus (IBGE, 2024).

De acordo com Alves (2003), a pecuária desenvolveu-se rapidamente no Piauí, tendo em vista a existência de condições favoráveis, como pastagens naturais, disponibilidade de terras e clima subúmido e úmido. Os jesuítas da Companhia de Jesus contribuíram para o desenvolvimento da pecuária piauiense em meados do século XVIII, uma vez que os rebanhos piauienses abasteciam todo o Nordeste e as províncias do Sul (IBGE, 2024). De fato, o território piauiense apresentava-se como uma área com grande potencial para a pecuária, e em torno dessa atividade estava toda a dinâmica da vida das pessoas que ali se instalavam (Alves, 2003).

O povoamento do Piauí deu-se de forma rústica, extensiva e dispersa, isolando a população que vivia do trabalho na fazenda, restringindo o contato com mundo exterior, quando por ali passavam os transportadores de rebanhos que levavam e traziam informações de outras localidades (Alves, 2003).

Assim, não existiam núcleos urbanos nos anos iniciais de povoamento, e somente no fim do século XVII é que surgiu a primeira povoação: a freguesia de Nossa Senhora da Vitória, que foi promovida à categoria de vila já na segunda metade do século XVIII – Vila da Mocha (Alves, 2003).

Ao longo do século XVIII, o território piauiense foi caracterizado pela baixa urbanização, mesmo com o avanço do povoamento. Após 80 anos da chegada dos primeiros portugueses, havia apenas pequenas povoações de população oscilante. Essa característica marcou o povoamento do território piauiense, perdurando até o século XIX como dispersiva e de população distante dos centros urbanos (Alves, 2003).

A instalação dos núcleos urbanos piauienses desenvolveu-se de forma irregular, e tinha a água como fator fundamental e direcionador da ocupação do sertão. Nessa direção, definiu importantes características da formação do território do Piauí, características que permanecem ainda atualmente, uma vez que parte da população ainda estabelece morada e trabalho nas proximidades de vales úmidos (Alves, 2003).

Já no século XX, os gaúchos atuaram como novos colonizadores agrícolas que partiram com o objetivo de desbravar novos ecossistemas, muito diferentes daqueles encontrados na região em que habitavam. O processo de migração dos gaúchos para o Piauí é recente e bem-sucedido. Dentre os municípios que contam com a presença de produtores gaúchos estão Bom Jesus e Uruçuí, responsáveis pela produção de 80% da soja produzida no estado (Simon, 2009).

As principais atividades econômicas desenvolvidas na BHRG são a agricultura familiar e a criação de animais de forma extensiva. Entretanto, esse contexto econômico tem passado por mudanças significativas com a ampliação da área agrícola para o cultivo de grãos. De acordo com Oliveira e De Aquino (2020), nas margens do Rio Gurguéia, onde o agronegócio se expande desde a década de 1990, houve redução de vegetação na porção do alto-médio curso do rio e baixo curso de água na região compreendida pelos municípios de Elizeu Martins e Jerumenha. Já na porção sudeste da bacia, destaca-se a exploração da vegetação por carvoarias, sobretudo no município de Curimatá – o que coloca em risco o ecossistema local e a sustentabilidade dele. Entre Monte Alegre e Gilbués, processos erosivos de grandes dimensões surgiram devido à exploração mineral e ao pastoril (Oliveira; De Aquino, 2020).

Com as transformações sofridas pelas atividades agropecuárias em nível nacional, fez-se necessária uma nova forma de compreensão da reestruturação do espaço rural. Com a ampliação do setor agropecuário no País, surgiu uma nova fronteira agrícola denominada MATOPIBA, que abrange os estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, atingindo um total de 337 municípios. Quanto ao Piauí, dentro do MATOPIBA, estão os 33 municípios compõem a BHRG (Oliveira; De Aquino, 2009).

A BHRG situa-se na região sul do estado do Piauí e sofre ação antrópica desde o início do povoamento do estado. Essa influência humana acontece desde os primeiros períodos de ocupação do território. Nos últimos anos, essa interferência antrópica tem ocorrido devido à expansão agrícola consolidada na região do MATOPIBA. O Rio Gurguéia, maior tributário do Rio Parnaíba em sua margem esquerda, tem sua nascente no sopé da Chapada das Mangabeiras, com uma altitude média de 500 metros. A bacia hidrográfica estende-se por aproximadamente 532 km, em uma área igual a 48.826 km², ou seja, 19% da área do Piauí (Oliveira; De Aquino, 2020).

Oliveira e De Aquino (2020) destacam, inclusive, que a área desmatada pela ação antrópica agrícola aumentou entre 1987 e 2017, o que pode ser associado à presença do agronegócio na BHRG, com mais destaque na região do alto e médio curso do Rio Gurguéia. Dentre os principais produtos cultivados estão o feijão, milho e soja, concentrando a produção no topo dos planaltos e chapadas; já nas terras baixas, predomina a agricultura familiar com cultivo diverso. O povoamento desordenado ao longo da BHRG desencadeou vários problemas ambientais, sobretudo o desmatamento da vegetação primária, a degradação do solo e o acúmulo de sedimentos em rios e lagos (Oliveira; De Aquino, 2020).

Ainda segundo Oliveira e De Aquino (2020), a agricultura familiar ainda faz o uso das queimadas para o manejo de cultivos temporários e de áreas de pastagem, o que contribuiu para

diminuir a mata ciliar, a degradação dos ecossistemas associados à bacia hidrográfica, a alteração na qualidade da água, o desgaste do solo, o assoreamento, a perda da biodiversidade e as mudanças na dinâmica fluvial.

4.4 Aspectos socioeconômicos da BHRG

Situado na Região Nordeste do Brasil, o Piauí possui uma área de 251.529 km², o que corresponde a 2,95% do território nacional, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2023). O estado possui uma população de 3.271.199 habitantes, com baixa densidade demográfica de 12,99 hab/km². Dentro de seus limites, estão estabelecidos 224 municípios. O estado apresenta baixo Índice de Desenvolvimento Humano, com taxa de 0,69. Em 2023, a população matriculada no ensino fundamental foi de 439.111 pessoas.

Dessa maneira, informações disponibilizadas pela Secretaria de Planejamento do Piauí (SEPLAN), em 2022, destacaram a pauta exportadora, que apresentou expressivo desempenho, colocando o Piauí como o estado que apresentou maior crescimento relativo dentre as unidades federativas, de modo que a soja e o milho foram os principais responsáveis por esse desempenho. Então, o setor agrícola manteve a expansão na economia estadual e nacional (Cepro, 2022). Por cúmulo, dois municípios da BHRG, Bom Jesus e Uruçuí, concentram metade da produção agrícola estadual (IBGE, 2024).

Dados divulgados pela Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua (PNADC), elaborada pelo IBGE, indicam uma evolução no rendimento mensal por pessoa nos domicílios do estado em 2023. O Piauí alcançou a segunda colocação no Nordeste em rendimento nominal domiciliar *per capita* (Cepro, 2024).

Quanto ao comércio, dados do Cepro (2023) apontam crescimento nas vendas de varejo e de comércio varejista ampliado. Quanto ao setor de serviços, houve crescimento no consumo de energia das classes próprio, industrial e comercial, o que denota uma demanda de agentes estratégicos à economia do estado. Registrou-se, também, saldo positivo nos empregos formais. Com esses resultados, a arrecadação do estado, em 2022, foi superavitária, contribuindo para o equilíbrio fiscal. Ainda segundo dados do Cepro (2024), o comércio internacional de produtos originários do Piauí apresentou crescimento de exportações ao longo do ano.

Alguns municípios piauienses trocaram a sua principal atividade econômica para o agronegócio ou a indústria nos últimos 20 anos, sobretudo aqueles municípios que fazem parte

da BHRG. O aumento da produção de soja e de milho, aliado à implantação de parques de energia renováveis, transformou a realidade desses municípios (Pedrosa, 2024). Estudo da Seplan, baseado nos dados do IBGE, mostra que além da alteração na atividade desempenhada, o PIB dos municípios da BHRG cresceu acima da média – como é o caso de Uruçuí, Bom Jesus e Floriano, que aparecem entre os dez maiores PIBs do estado.

A região que compreende a BHRG possui uma população aproximada de 337.322 habitantes. Nessa região, as principais atividades econômicas desenvolvidas são a agricultura de subsistência e a pecuária extensiva (Oliveira; De Aquino, 2009).

Tendo isso em vista, a topografia plana e o baixo custo das terras despertaram o interesse de alguns produtores rurais empreendedores para investir nessa nova fronteira agrícola. O processo de expansão ocorreu sobre áreas do Cerrado, nomeadamente nas pastagens subutilizadas, dada a grande disponibilidade de tecnologias para facilitar os plantios diante das condições locais. Optaram, então, pela adoção de sistemas de produção intensivos com o objetivo de atingir alta produtividade (Embrapa, 2024).

4.5 Vegetação

A BHRG situa-se na faixa de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga. Enquanto o Cerrado predomina no topo das chapadas e ao longo das margens do Rio Gurguéia, extensas áreas de Caatinga fazem-se presentes, especialmente na região do alto Gurguéia, entre os municípios de Gilbués e Corrente (Oliveira, 2020).

Nessa área de interseção, ocorre uma área de contato entre o Cerrado e a Caatinga, além de outros tipos de formações, como a mata seca decídua, mata estacional subdecídua, mata de babaçu, carnaubal, vegetação ripária e o complexo vegetacional de Campo Maior. Esse último composto por uma mistura de vegetação, incluindo campos Cerrado, savana com predominância de Copernícia, áreas periodicamente alagáveis e vegetação de parque.

Em todo o estado do Piauí, é possível encontrar formações florestais semidecíduas, associadas ao Cerrados, além de áreas onde há a presença de Cerrado e de Caatinga (Figura 1). Podem ser classificadas como áreas de contato por configurarem uma associação de dois ou mais tipos ecológicos distintos. Nessa faixa, intercalam-se estratos arbóreos, arbustivos, gramíneos e vegetação adaptada a condições áridas.

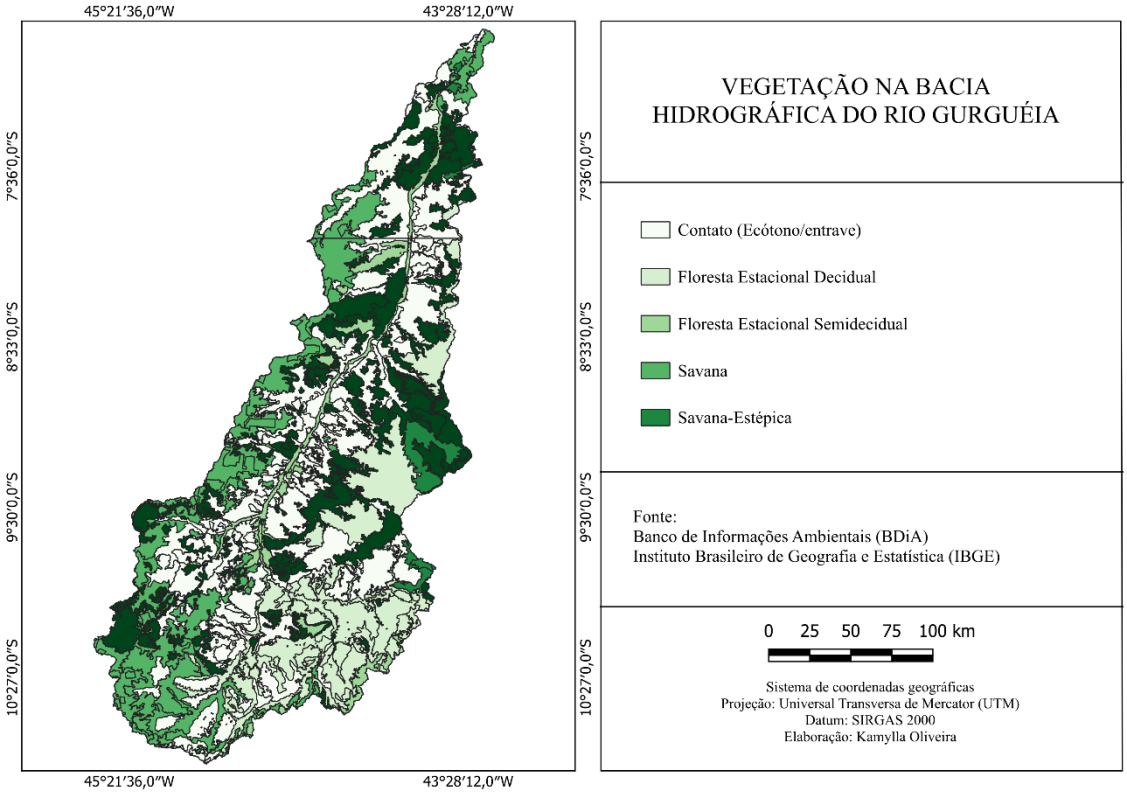


Figura 1 – Vegetação na BHRG.

A floresta decídua, no Piauí, espalha-se pelas encostas úmidas e pelas baixadas, podendo acompanhar vales ribeirinhos, curso do Rio Parnaíba e de seus afluentes com mais volume, mormente a partir de Regeneração até áreas próximas de Buriti dos Lopes, que corresponde ao trecho final do Rio Parnaíba, onde encontra a vegetação litorânea. Nesta última área, estão presentes as matas fluviais megatérmicas, hidrófilas (subperenólias, multiestratificadas, de estrutura complexa). Já no trecho que corresponde ao Baixo Parnaíba, há predominância da vegetação decidual mista, com destaque para o babaçu.

As florestas estacionais semideciduais, anteriormente chamadas de florestas subcaducifólias, ocorrem em regiões com umidade menor do que aquelas onde se desenvolve a floresta ombrófila densa. Normalmente, ocupam áreas de transição entre o ambiente úmido da zona costeira e o semiárido, sendo conhecidas, ainda, como *matas secas*. Apresentam altura média de cerca de 20 metros no estrato superior, e são marcadas por uma significativa perda de folhas no período seco, especialmente nas árvores. Na estação chuvosa, sua aparência aproxima-se da floresta ombrófila densa, mas no período seco, as diferenças entre elas tornam-se claras (Sistema Nacional de Informações Florestais, 2020).

As florestas estacionais deciduais, também chamadas de matas secas – conforme mencionado outrora – e globalmente classificadas como Florestas Tropicais Secas (FTS) desempenham um papel importante da biodiversidade brasileira (Espírito-Santo *et al.*, 2006). Essas florestas caracterizam-se por ocorrerem em regiões com duas estações bem definidas, sendo uma chuvosa e outra seca (Mur-Phy; Lugo, 1986; Nascimento *et al.*, 2004).

A vegetação das florestas estacionais deciduais apresenta um comportamento decidual, perdendo mais de 50% de suas folhas durante a estação seca, embora esse índice possa variar conforme a localização da floresta (Espírito-Santo *et al.*, 2006). Estudos indicam que em fragmentos dessas florestas na região central do Brasil, mais de 90% das árvores perdem suas folhas no período de estiagem (Nascimento *et al.* 2007). Essa formação, também chamada de *floresta tropical caducifólia*, distingue-se por sua adaptação ao regime climático sazonal, sendo encontrada em diversas regiões do Brasil.

A savana é outro tipo de vegetação predominante na BHRG, caracterizada pelo domínio de gramíneas, árvores de pequeno porte e arbustos. As espécies que compõem a savana desenvolveram adaptações que lhes permitem captar e armazenar água com eficiência. Suas árvores apresentam troncos robustos e revestidos por uma casca espessa, enquanto as raízes são muito profundas e altamente ramificadas, garantindo maior acesso à umidade do solo. No Brasil, a principal manifestação desse tipo de vegetação é o Cerrado, cuja flora xeromórfica é adaptada a regiões com baixa disponibilidade hídrica. O Cerrado desenvolve-se preferencialmente em áreas de clima sazonal, mas pode ser encontrado em ambientes úmidos. Sua distribuição geográfica abrange o Planalto Central, partes da Amazônia e do Nordeste, geralmente em terrenos planos (Veloso, 1991).

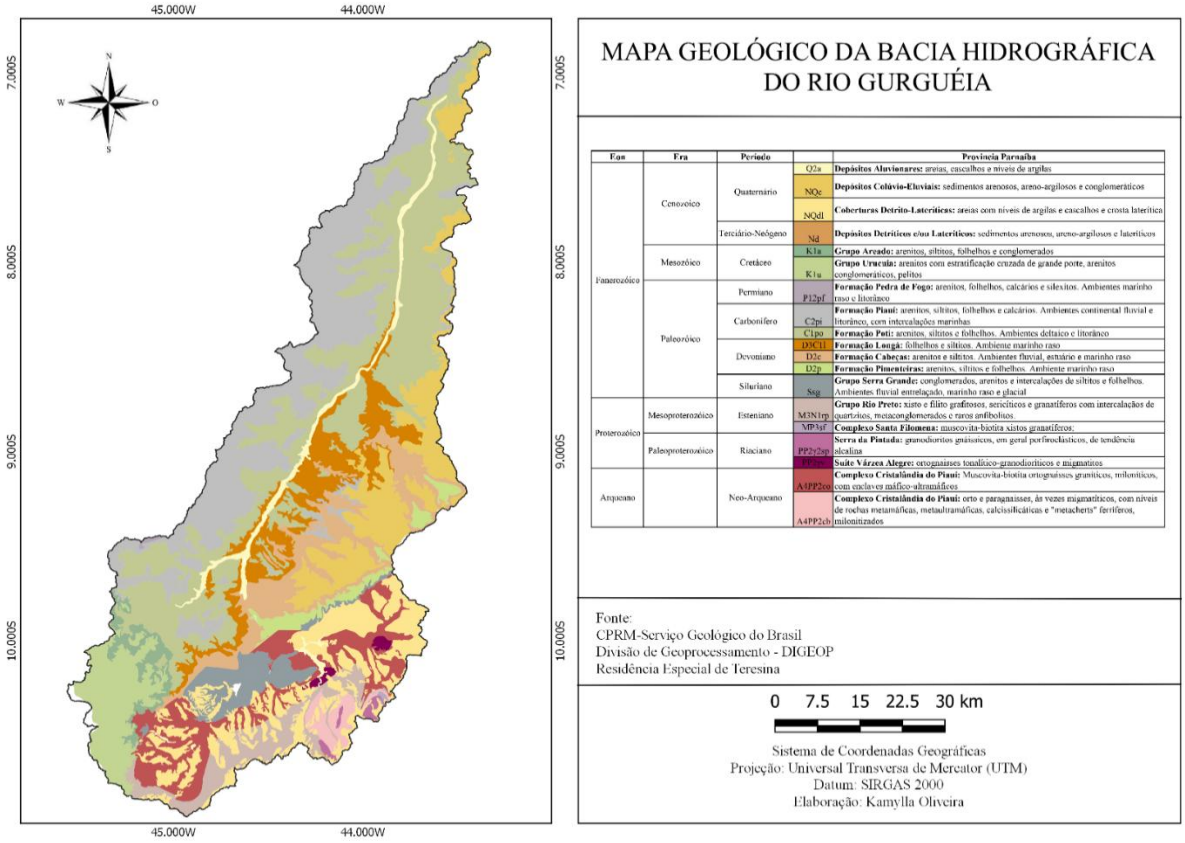
Uma variação da savana é savana estépica, conhecida como campo espinhoso. Essa formação apresenta características peculiares, como um tapete extenso de gramíneas intercalado por arbustos lenhosos de porte reduzido e dotados de espinhos. Esse tipo de vegetação é uma adaptação às condições ambientais extremas, sendo comum em regiões áridas e semiáridas (Veloso, 1991).

Coadunando Piauí (2003), os campos limpos subdividem-se em limpos úmidos e limpos secos. Os campos limpos úmidos ocorrem na região centro-oriental, longe dos leitos dos rios, dentro de um campo graminoso que, por ocasião do período chuvoso, é utilizado como uma área de pastagem natural, principalmente pelo gado bovino. A carnaúba e o tucum integram-se nessa paisagem. Por sua vez os campos limpos secos ocorrem em uma área restrita, no extremo sul do estado, especificamente no município de Gilbués, onde as características do solo – como baixa fertilidade e alta erosão – dificultam o crescimento de espécies vegetais.

4.6 Geologia

De modo geral, o estado do Piauí é constituído por duas províncias geológicas: a primeira, a bacia sedimentar do Araripe, abrange pouco menos de 20% do território piauiense e é representada por um complexo de rochas ígneas e metamórficas, cuja idades vão do Pré-Cambriano Indiviso ao Eo-Paleozóico; a segunda é representada quase totalmente pela grande Bacia Sedimentar do Piauí-Maranhão, também denominada Meio-Norte ou do Parnaíba, além de abranger uma pequena porção da borda ocidental da Chapada do Araripe e a faixa litorância composta por rochas de origem Tércio-Quaternárias, integrando uma das principais formações geológicas da região (Cepro, 2004).

A Bacia Sedimentar do Parnaíba é composta por estratos geológicos cujas idades variam do Paleozoico Inferior (Siluriano) ao Mesozoico Superior (Cretáceo), resultando em um conjunto de sedimentos com aproximadamente três mil metros de espessura (Figura 2). Sedimentos clásticos com alternância de espessos estratos de clásticos finos e grosseiros formam a coluna estratigráfica. Nessa bacia sedimentar, é comum a presença de espessos leitos de arenitos e conglomerados que gradam para arenitos finos, siltitos e folhelhos. A sedimentação química é representada por algumas camadas de calcário. Na coluna estratigráfica, também se encontram leitos de material arenoso resultado de sedimentação eólica (Cepro, 2004).



Eon	Era	Período		Província Parnaíba
Fanerozóico	Cenozóico	Quaternário	Q2a	**Depósitos Aluvionares:** areias, cascalhos e níveis de argilas
			NQc	**Depósitos Colúvio-Eluviais:** sedimentos arenosos, areno-argilosos e conglomeráticos
			NQdl	**Coberturas Detrito-Lateríticas:** areias com níveis de argilas e cascalhos e crosta laterítica
		Terciário-Neógeno	Nd	**Depósitos Detríticos e/ou Lateríticos:** sedimentos arenosos, areno-argilosos e lateríticos
	Mesozóico	Cretáceo	K1a	**Grupo Areado:** arenitos, siltitos, folhelhos e conglomerados
			K1u	**Grupo Urucuia:** arenitos com estratificação cruzada de grande porte, arenitos conglomeráticos, pelitos
	Paleozóico	Permiano	P12pf	**Formação Pedra de Fogo:** arenitos, folhelhos, calcários e silexitos. Ambientes marinho raso e litorâneo
		Carbonífero	C2pi	**Formação Piauí:** arenitos, siltitos, folhelhos e calcários. Ambientes continental fluvial e litorâneo, com intervalações marinhas
			C1po	**Formação Poti:** arenitos, siltitos e folhelhos. Ambientes deltaico e litorâneo
		Devoniano	D3C1l	**Formação Longá:** folhelhos e siltitos. Ambiente marinho raso
			D2c	**Formação Cabeças:** arenitos e siltitos. Ambientes fluvial, estuário e marinho raso
			D2p	**Formação Pimenteiras:** arenitos, siltitos e folhelhos. Ambiente marinho raso
		Siluriano	Ssg	**Grupo Serra Grande:** conglomerados, arenitos e intercalações de siltitos e folhelhos. Ambientes fluvial entrelaçado, marinho raso e glacial
Proterozóico	Mesoproterozóico	Esteniano	M3N1rp	**Grupo Rio Preto:** xisto e filito grafitosos, sericíticos e granatíferos com intercalações de quartzitos, mesaconglomerados e raros anfibolitos
			MP3sf	**Complexo Santa Filomena:** muscovita-biotita xistos granatíferos;
	Paleoproterozóico	Riaciano	PP2r2sp	**Serra da Pintada:** granodioritos gnáissicos, em geral porfiroclásticos, de tendência alcalina
			PP2rv	**Suíte Várzea Alegre:** ortognaisses tonalítico-granodioríticos e migmatitos
Arqueano		Neo-Arqueano	A4PP2co	**Complexo Cristalândia do Piauí:** Muscovita-biotita ortognaisses graníticos, trilonítico, com enclaves máfico-ultramáficos
			A4PP2cb	**Complexo Cristalândia do Piauí:** orto e paragnaisses, às vezes migmatíticos, com níveis de rochas metamáficas, metaultramáficas, calcissilicáticas e "metacherts" ferríferos, milonitizados

Figura 2 – Mapa geológico da BHRG.

As maiores e mais importantes jazidas dessa província são representadas pelas reservas de água mineral, água potável de mesa e água subterrânea para os mais diversos fins. No entanto, outras jazidas minerais também merecem destaque, como: jazidas de calcário dolomítico; jazidas de opalas; para adorno e artesanato; e jazidas de argilas para cerâmica vermelha (Cepro, 2004).

A geologia piauiense conta com potencialidades minerais diversificados, incluindo substâncias metálicas e não-metálicas, ferrosas e não ferrosas, além de minerais gemológicos, com grande aplicabilidade industrial. Além disso, tem potencialidade para água subterrânea que, possivelmente, pode contribuir para impulsionar o desenvolvimento socioeconômico no estado (Cepro, 2004).

Os solos piauienses são originários do processo de decomposição de rochas sedimentares da bacia Piauí-Maranhão, tais como quartzo, argilas, silte, entre outras, e de rochas referidas ao Pré-Cambriano, como biotita, anfibolito, gnaisses, granito, entre outras (Cepro, 2004).

Segundo informações do Cepro (2004) os grupos de solos do Piauí apresentam grande diversificação graças à função de sua origem. Como características mineralógicas, destaca-se a

predominância de sílica e superfícies arenosas em vários trechos do estado. Dentre os principais grupos de solos do Piauí estão:

- Latossolos: de textura média, planos, profundos, com horizonte B latossólico e elevado grau de intemperização. Estende-se por 41,8% da superfície do estado, de norte a sul. Na porção sudoeste, ocupam o topo de chapada de Uruçuí, Ribeiro Gonçalves, Baixa Grande do Ribeiro, Antônio Almeida e Santa Filomena, na região dos Cerrados;
- Argissolos: a textura varia de média a argilosa, com perfis distintos ao longo da paisagem. Representa cerca de 11,8% dos solos estaduais, ocupando superfícies na região do médio e do Baixo Parnaíba, em áreas de topografia movimentada. Podem ser classificados em Argissolo Vermelho-Amarelo e Podzóico Vermelho-Amarelo Concrecionário e Podzóico Acinzentado;
- Neossolos Flúvicos (aluviões): podem ser arenosos, argilosos, de textura intermediária ou camadas de textura diversa. Estendem-se ao longo de rios e riachos como Parnaíba, Gurguéia, Longá, Poti, Piauí e Canindé;
- Neossolos Quartzarênicos: representam cerca de 7,3% da superfície do Piauí. Reúnem solos de sequência de horizontes AC de textura arenosa, pobres de minerais facilmente decomponíveis. Quanto à origem, são distróficos e quase sempre álicos (com percentagem de alumínio trocável de 50%);
- Neossolos Litólicos: presentes em 29,7% da área do Piauí, compreendem solos rasos a muito rasos, pouco desenvolvidos, com horizonte A e ausentes sobre rocha ou sobre material com provável intemperização. Eutróficos ou distróficos, os primeiros tiveram origem nas rochas do Pré-Cambriano, álicos ou não.

4.7 Uso e cobertura do solo

O território da BHRG foi ocupado ao logo do tempo por empreendimentos de grande porte, com desafiadores impactos ambientais em áreas sensíveis. As alterações no solo com elevados índices pluviométricos, bem como o assentamento de comunidades ao longo do curso dos rios resultaram na intensificação dos impactos causados pela instalação e pela operação dos grandes empreendimentos (Lima, 2021).

São Gonçalo do Gurguéia-PI é um dos municípios que sofreram impactos ambientais, sobrelevando-se como uma das regiões com maior capacidade para a produção de energia solar no Brasil, devido ao seu alto índice de radiação solar durante o ano inteiro. Destarte, em seu território, foi implantado um projeto de geração de energia fotovoltaica, o que gerou a necessidade do uso de novas tecnologias de recuperação de áreas degradadas, mediante a participação de instituições governamentais de acompanhamento e de monitoramento, ensejando maior atenção por parte da população local no auxílio para diminuir os impactos e os danos ambientais (Lima, 2021).

Além disso, no território da BHRG, o processo de degradação dos solos e a desertificação tem-se intensificado nas últimas décadas, especialmente na zona crítica de desertificação de Gilbués, que abrange os municípios de Barreiras do Piauí, Bom Jesus, Curimatá, Monte Alegre do Piauí, Redenção do Gurguéia e São Gonçalo do Gurguéia. Dentre esses municípios, Gilbués é reconhecido internacionalmente pelos impactos severos do processo de desertificação, afetando diretamente a economia, a qualidade do solo e a vida da população local (Patrício *et al.*, 2018).

Na região da BHRG, desenvolveram-se também atividades ligadas ao agronegócio, com destaque para alguns municípios com maior produção de soja no estado, situados ao longo da bacia. Sem embargo, o desenvolvimento do agronegócio contribuiu para o desmatamento de grandes áreas.

De acordo com Oliveira e Aquino (2019), no período entre 1987 e 2017, a temperatura do solo aumentou da média de 25 – 26 para 28 – 30 graus, sobretudo em áreas que apresentam Neossolos e Argissolos ao logo do alto-médio curso da BHRG. A ausência de cobertura vegetal influencia diretamente as reações químicas, as propriedades físicas e a dinâmica biológica do solo. Dentre os principais impactos negativos, salienta-se a redução da atividade microbiológica, as sementes que não germinam e o mau desenvolvimento das plantas.

Oliveira e Aquino (2020) identificaram que a vegetação existente ao longo da BHRG sofreu redução de 31,76%, principalmente ao longo das margens do rio e na seção do alto-médio curso do Rio Gurguéia; e que as principais culturas existentes nessas áreas são feijão, milho e soja, desenvolvidas nos topos dos planaltos e das chapadas.

De acordo com o MAP Biomas, a BHRG ainda apresenta áreas de grande preservação ambiental (Figura 3), corroborando Morais (2018), em cuja pesquisa identificou áreas localizadas próximas às nascentes e aos trechos iniciais da rede de drenagem do Rio Gurguéia que ainda apresentam cobertura vegetal preservada, embora contenham grande potencial para erosão física, devido à fragilidade natural dos solos.

O supracitado autor ressaiu que a região da BHRG apresenta problemas ambientais comuns às bacias onde ocorre ocupação de forma desordenada, o que resulta na perda de solos produtivos e no assoreamento dos corpos hídricos. Tais impactos ocorrem não somente por causa do desmatamento, mas também por se tratar de uma região ambientalmente frágil.

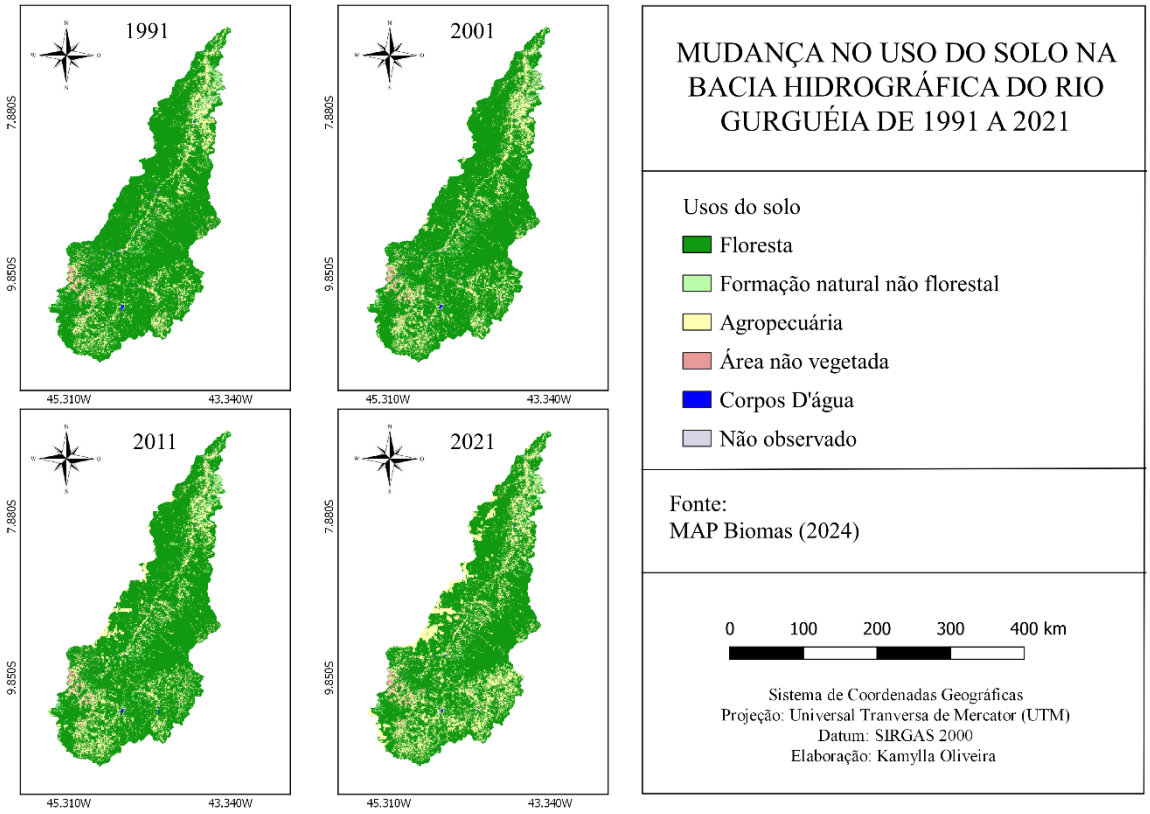


Figura 3 – Mudança no uso do solo na BHRG (1991-2021).

Diante dos impactos ambientais, Morais (2018) ressalta que medidas significativas têm sido adotadas, a exemplo da instituição do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia, em 22 de março de 2014, com a finalidade de promover uma gestão participativa e atores sociais na garantia da sustentabilidade da bacia. Até junho de 2018, as atividades do comitê restringiam-se ao planejamento institucional, sem execução de ações efetivas.

4.8 Clima

O Piauí apresenta clima subúmido quente, caracterizado por temperaturas elevadas que podem variar de mínimas de 23 ºC a máximas de 33 °C (Silva *et al.*, 2011). Na região da BHRG, o clima é predominantemente do tipo seco a subúmido, megatérmico; o regime pluviométrico concentra-se entre janeiro e março, com uma precipitação anual média de aproximadamente 1.000 mm, enquanto o período de julho a setembro é o mais seco – o que contribui para a baixa vazão no Rio Gurguéia e em seus afluentes durante a estiagem (Oliveira; De Aquino, 2009).

Em consonância com Köppen e Geiger (1928), o clima da BHRG é marcado por uma estação seca no inverno, período em que a radiação solar incidente é reduzida e a precipitação é mínima. Durante a estiagem, a quantidade de chuva é reduzida, ficando abaixo de 60 mm no mês mais seco, enquanto a temperatura média do mês mais frio é superior a 18 °C. O clima Aw (Figura 4) apresenta um inverno seco, caracterizado por dias mais curtos. A precipitação anual total no clima de savana tropical é geralmente inferior à observada nos climas de monções ou equatoriais (De Medeiros, *et al.* 2020).

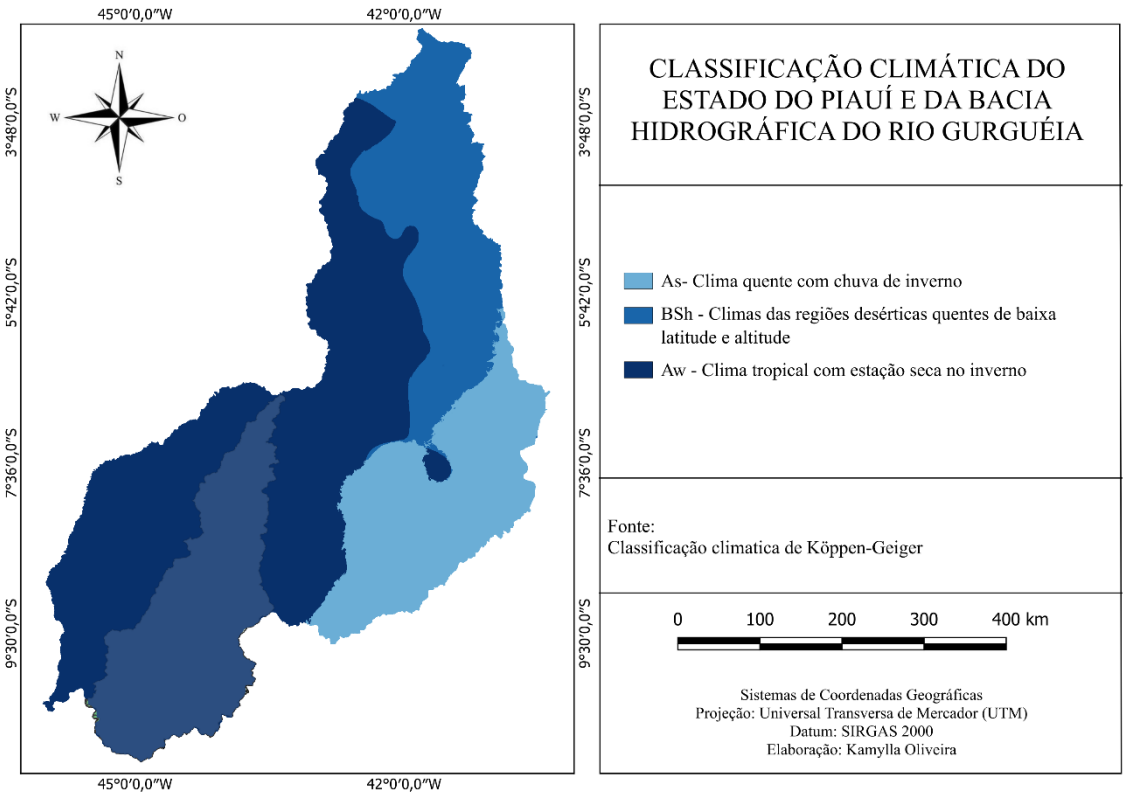


Figura 4 – Classificação climática do estado do Piauí e da BHRG, segundo Köppen-Geiger.

4.9 Hidrografia

Classificada como a segunda maior bacia hidrográfica piauiense, a BHRG localiza-se entre as coordenadas geográficas 6º48’ e 10º52’ de latitude sul e entre 43º16’ e 45º32’ de longitude a oeste do meridiano de Greenwich, e estende-se ao longo de 33 municípios piauienses (Macedo *et al*., 2018).

A BHRG compõe a região hidrográfica do Alto Parnaíba, tem sua nascente na Chapada das Mangabeiras, em Barreiras do Piauí, com curso de águas para a direção norte (Sousa *et al*., 2018). O Rio Gurguéia é alimentado por poucos afluentes, entre os quais estão os rios Paraim, Curimatá, Estiva, Santana, Esfolado e Parnaíba (Figura 5).

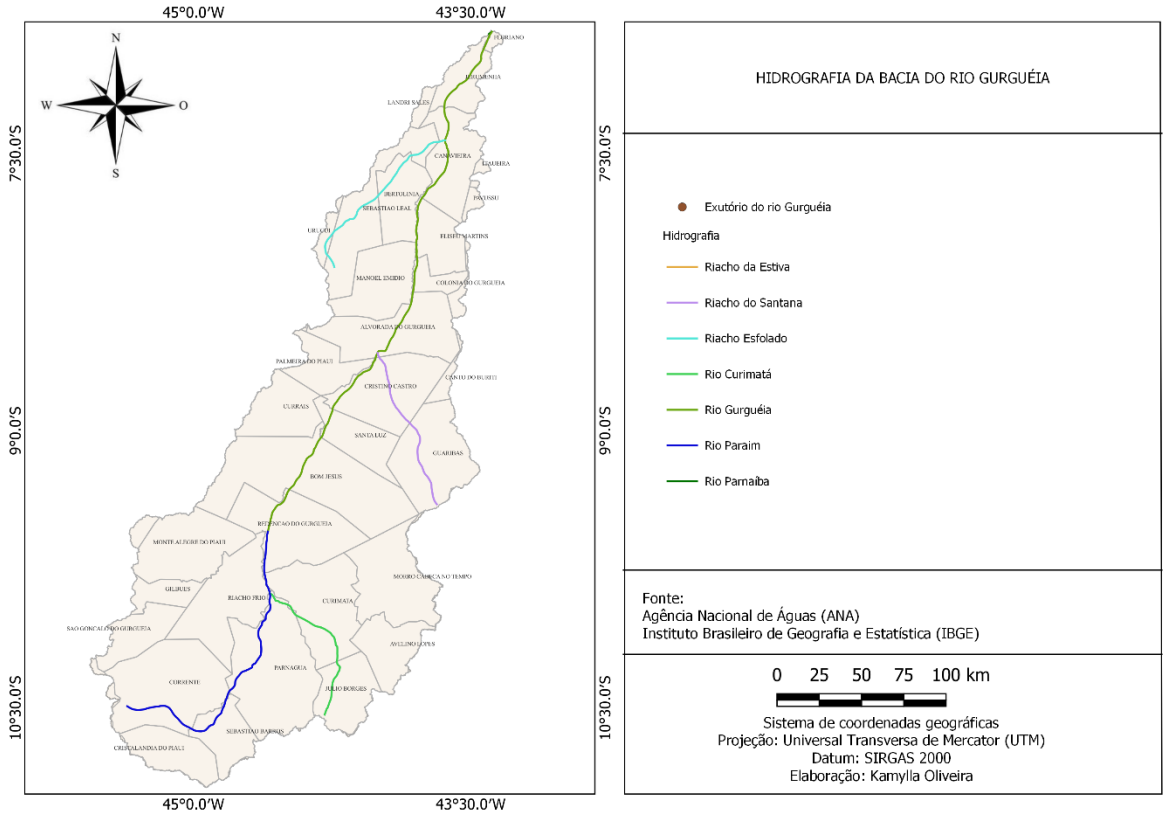


Figura 5 – Hidrografia da BHRG.

O Rio Gurguéia drena o extremo sul do Piauí, captando águas desde as vertentes da Chapada das Mangabeiras (sudoeste) até as águas da Serra da Tabatinga, na fronteira com a Bahia. Na região da serra, a drenagem é feita pelo rio Paraim, localizado entre Corrente, Parnaguá e Riacho Frio. O Rio Gurguéia apresenta regime intermitente, entre São Gonçalo do

Gurguéia e Redenção, com baixa vazão na estação seca e cheias máximas na estação chuvosa (Sousa *et al*., 2018).

O rio Paraim estende-se ao longo de 204,42 km e recebe contribuições dos rios Corrente, Palmeiras, Riachão, Fundo e Curimatá, com nascente nas escarpas da Chapada das Mangabeiras, a uma altitude média de 595 metros (Rocha, 2019).

O Rio Curimatá é responsável pela drenagem de cinco municípios: Júlio Borges/PI, Avelino Lopes/PI, Curimatá/PI, Morro Cabeça do Tempo/PI e Parnaguá/PI. Tem como principais afluentes os riachos do São Francisco, da Gameleira, do Arroz, do Espírito Santo, do Salobro, do Boqueirão, do Desejado, Paraim, Rangel e do Riacho da Cruz (Batista; Albuquerque, 2019).

O riacho Estiva, situado na região sudoeste do Piauí, desempenha papel importante na drenagem para cinco municípios: Uruçuí, Sebastião Leal, Manoel Emídio, Palmeira do Piauí e Alvorada do Gurguéia. O Estiva possui 3,099 km² de área de drenagem a uma altitude máxima de 614 m (França *et al*., 2018).

A região do Vale do Gurguéia possui grande potencial em águas subterrâneas. Os poços jorrantes fazem a drenagem dos aquíferos Serra Grande e Cabeças, uma região que abrange 20.000 km², de Canavieira a Redenção do Gurguéia, e é considerada estratégica para a captação de recursos hídricos subterrâneos (Feitosa *et al*., 2012).

Oliveira e De Aquino (2009) catalogaram, ao longo do Vale do Rio Gurguéia, 11 lagoas com grande capacidade de acumulação de água, com destaque para a de Parnaguá, com 74 milhões de metros cúbicos, e a do Peixe, com 11,9 milhões de metros cúbicos. Essas lagoas sofreram redução na quantidade de armazenamento devido à expansão agrícola no alto curso do Paraim.

4.10 Considerações finais

A BHRG tem relevância econômica e ambiental no estado do Piauí. Porém, o crescimento e a intensificação das atividades antropogênicas têm gerado impactos ambientais. Este estudo repercute a importância de integrar avaliações sobre os impactos ambientais da bacia, além da necessidade de um gerenciamento sustentável dos recursos hídricos.

Reputa-se que a aplicação de um planejamento integrado é essencial para a conservação da biodiversidade, garantindo que o desenvolvimento econômico ocorra de forma sustentável.

Com isso, espera-se que esta revisão contribua de forma basilar para novas pesquisas e para e estabelecimento de políticas públicas pelos governantes, a fim de promover medidas de conservação e de preservação solo.

REFERÊNCIAS

ALVES, V. E. L. As bases históricas da formação territorial piauiense. **Geosul**, v. 18, n. 36, p. 55-76, 2003.

BATISTA, M. H. M.; ALBUQUERQUE, E. L. S. Caracterização ambiental do município de Curimatá, Estado do Piauí. **Geografia**: publicações avulsas, v. 1, n. 01, p. 87-105, 2019.

BERNARDI, E. C. S.; PANZIERA, A. G.; BURIOL, G. A.; SWAROWSKY, A. Bacia hidrográfica como unidade de gestão ambiental. **Disciplinarum Scientia| Naturais e Tecnológicas**, v. 13, n. 2, p. 159-168, 2012.

CEPRO. **Conjuntura Econômica – Piauí 2022**. Teresina: Cepro: Seplan, 2022.

CEPRO. **Diagnóstico do setor mineral do estado do Piauí**. Teresina: Ministério de Minas e Energia, 2003.

CEPRO. **Informe Socioeconômico – Piauí tem o maior crescimento do rendimento mensal domiciliar per capita do Nordeste em 2023**. Teresina: Cepro: Seplan, 2024. v. 4, n. 24. Mensal.

DE ARAÚJO LIMA, A. **Impactos ambientais e sociais decorrentes de alteração do uso e cobertura das terras na Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia – Piauí**. 2021.

DE MEDEIROS, R. M., CAVALCANTI, E. P.; E DE MEDEIROS DUARTE, J. F. Classificação climática de köppen para o estado do Piauí – Brasil. **Revista Equador**, v. 9, n. 3, p. 82-99, 2020.

DE OLIVEIRA, L. N.; E DE AQUINO, C. M. S. Propriedades térmicas do solo na sub-bacia hidrográfica do Rio Gurguéia-Piauí-Brasil. **Entre-Lugar**, v. 10, n. 20, p. 85-101. 2019.

EMBRAPA. Agência de Informação Embrapa. **Sobre o MATOPIBA**. [*s.d.*]. Disponível em: https://www.embrapa.br/en/tema-matopiba/sobre-o-tema. Acesso em: 14 jan. 2025.

ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FAGUNDES, M.; NUNES, Y. R. F.; FERNANDES, G. W.; AZOFEIFA, G. A. S.; QUESADA, M. Bases para a conservação e uso sustentável das florestas estacionais deciduais brasileiras: a necessidade de estudos multidisciplinares. **Revista Unimontes Científica**, v. 8, n. 1, 2006.

FEITOSA, F. A. C.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. **O Vale do Gurguéia-uma zona estratégica de produção de água subterrânea**. 2012.

FRANÇA, L. C. D. J.; DA SILVA, J. B. L.; LISBOA, G. D. S.; MUCIDA, D. P.; CERQUEIRA, C. L.; ROCHA, S. J. S. S. D. Caracterização da cobertura vegetal em uma bacia hidrográfica do Piauí por meio de dois métodos. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, 2018.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlagcondicionadas: Justus Perthes, 1928. p. 270.

MACEDO, M. J. H.; SANTOS, F. A. C.; ANJOS, R. S.; SOUSA, F. A. S.; OLIVEIRA, V. B. Análise das características físicas da Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia – PI. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 18, n. 2, p. 90-97, 2018.

MORAIS, R. C. D. S. **Contribuição metodológica para a elaboração do diagnóstico físico-conservacionista (DFC) em bacias hidrográficas**: aplicação na bacia do alto Gurguéia, Piauí (Brasil). 2018. (Tese).

NASCIMENTO, R. T.; FELFILI. J. M.; FAGG, C. W. Estimativa da abertura do dossel em duas florestas estacionais em afloramentos calcários no Brasil central com fotografias hemisféricas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, 2007.

NASCIMENTO, R. T.; FELFILI. J. M.; MEIRELES. M. A. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 18, n. 3, p. 650-669, 2004.

OLIVEIRA, L. N.; DE AQUINO, C. M. S. Dinâmica temporal do uso e cobertura da Terra na fronteira agrícola do Matopiba: análise na sub-bacia hidrográfica do Rio Gurguéia – Piauí. **Revista Equador**, v. 9, n. 1, p. 317-333, 2020.

OLIVEIRA, L. N.; AQUINO, C. M. S. Índice da vegetação da diferença normalizada (NDVI) na sub-bacia hidrográfica do Rio Gurguéia, Piauí – Brasil: análise do efeito da expansão agrícola. **Revista Geoaraguaia**, *[S. l.]*, v. 10, n. 2, p. 126-143, 2020. Disponível em: https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/geo/article/view/10839. Acesso em: 27 dez. 2024.

OLIVEIRA, M. M. **Como fazer pesquisa qualitativa**. Petrópolis: Vozes, 2007.

PATRÍCIO, M. C. M.; SILVA, V. M. A.; RAMOS, A. R. D. Gilbués-núcleo de desertificação do Piauí, caracterização física, variabilidade climática e impactos ambientais. **Rev. Polêmica**, v. 11, n. 3, p. 23-30, 2012.

PEDROSA, R. **Agronegócio e energias renováveis fazem disparar PIB de municípios do Piauí**. 2024. Disponível em: https://www.pi.gov.br/noticia/agronegocio-e-energias-renovaveis-fazem-disparar-pib-de-municipios-do-piaui. Acesso em: 7 dez. 2024.

ROCHA, I. L. **Qualidade ambiental das nascentes do Rio Paraim, extremo sul do Piauí**. Urutaí: IFGOIANO, 2019.

SILVA, I. A. S.; SILVA, J. C. B.; SILVA, K. A.; BARROS, J. R. Estudo da desertificação em gilbués-piauí: caracterização física, variabilidade climática e impactos ambientais. **Revista de Geografia**, *[S. l.]*, v. 28, n. 2, p. 95-108, 2011. Disponível em: https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/revistageografia/article/view/228816. Acesso em: 26 dez. 2024.

SIMON, P. **A diáspora do povo gaúcho**. Brasília: Senado Federal, 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS. [*s.d.*]. **Tipologia florestais**. Disponível em: https://snif.florestal.gov.br/pt-br/conhecendo-sobre-florestas/168-tipologias-florestais. Acesso em: 14 ago. 2024.

SOUSA, G. B. de; CAMPOS, L. P.; JUNIOR, J. F. da S.; GUIMARÃES, G. S. C. Parâmetros físico-químicos das águas da bacia do Rio Gurguéia, Piauí-PI. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, *[S. l.]*, v. 12, n. 1, p. 01-06, 2018. Disponível em: https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RBGA/article/view/5653. Acesso em: 26 dez. 2024.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. R.; LIMA, J. C. C. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

5 CAPÍTULO 3

ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS, MARGENS DE CANAIS E SEDIMENTOS DE LEITOS DE RIO DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA SOB PRESSÃO AGRÍCOLA

Kamylla Gonçalves Oliveira Assis, Rennan Cabral Nascimento, Marcos Paulo Rodrigues Teixeira, Fernando Braga Rimá, Clístenes Williams Araújo do Nascimento, Cinthia Maria Cordeiro Atanázio Cruz Silva, Katerin Manuelita Encina Oliva, José Wellington Batista Lopes, Ronny Sobreira Barbosa, Vijay Pal Singh and Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva.

RESUMO

As atividades antropogênicas aumentam a quantidade de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) no ambiente e, consequentemente, afetam a qualidade dos solos e dos recursos hídricos. Este estudo teve como objetivo investigar as concentrações, a distribuição espacial e as fontes de poluição do solo e dos sedimentos na escala da bacia hidrográfica para os seguintes EPTs: alumínio (Al), bário (Ba), cério (Ce), cobalto (Co), crômio (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), lantânio (La), manganês (Mn), neodímio (Nd), níquel (Ni), chumbo (Pb), praseodímio (Pr), escândio (Sc), samário (Sm), tório (Th), titânio (Ti), vanádio (V), ítrio (Y) e zinco (Zn). Para tanto, coletaram-se cento e oitenta e oito amostras compostas de áreas preservadas de Cerrado, de margens de canais, de áreas agrícolas, de pastagens e de sedimentos de leitos de rios. Assim, avaliou-se a contaminação ambiental por meio de índices geoquímicos e de avaliação de risco ecológico. Observou-se que a concentração desses elementos frequentemente seguia a ordem de leito do rio sedimento > margem do canal > pastagem > áreas agrícolas. Com base no índice de carga poluente, classificaram-se os sedimentos do leito do rio e das margens do canal como poluídos, atuando como uma fonte de EPTs. Classificou-se a bacia hidrográfica de Gurgueia, Brasil, não poluída a moderadamente poluída, com baixo ou nenhum enriquecimento por EPTs. Esses valores servem como base para o monitoramento futuro dos impactos resultantes do avanço das atividades agrícolas e industriais na região.

Palavras-chave: Solos agrícolas, Risco ecológico, Qualidade do sedimento.

5.1 Introdução

A contaminação por EPTs nos solos e nos sedimentos fluviais representa um risco para a saúde humana, pois esses elementos podem se acumular em culturas agrícolas e posteriormente serem transportados para corpos d'água, principalmente por meio de processos erosivos (Silva *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2023).

Elementos como chumbo, cádmio, mercúrio e arsênio podem entrar na cadeia alimentar e contaminar fontes de abastecimento hídrico, resultando em graves problemas de saúde, incluindo distúrbios neurológicos, aumento do risco de câncer e de doenças crônicas (Kiani *et al.*, 2021; Lee *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2023).

A exposição aos EPTs pode ocorrer tanto pela ingestão de alimentos cultivados em solos contaminados quanto pelo consumo de água contaminada. Portanto, é essencial monitorar os níveis dos EPTs nos solos e nos sedimentos fluviais para proteger a saúde humana, garantir a segurança alimentar e manter a qualidade dos recursos hídricos (Da Silva *et al.*, 2015; Jiang *et al.*, 2020).

O termo EPTs refere-se aos metais e/ou semimetais com densidade superior a 5 g cm^{-3} (Kim *et al.*, 2019; Chen *et al.*, 2021; Adnan *et al.*, 2022; Feng *et al.*, 2023). Embora os EPTs sejam encontrados naturalmente no solo e em sedimentos em concentrações naturais, podem ser oriundos de atividades antropogênicas (i.e., efluentes agrícolas, industriais e domésticos), prejudicando a qualidade e a segurança alimentar, em função do transporte na forma solúvel ou particulada para os recursos hídricos (Chen *et al.*, 2021; Adnan *et al.*, 2024; Mai *et al.*, 2024).

Os EPTs podem contaminar os mananciais como consequência de atividades antrópicas (Xu *et al.*, 2014; Ma *et al.*, 2023), por meio de uma série de processos geoquímicos, como deposição atmosférica, escoamento superficial e erosão do solo. EPTs como chumbo, cádmio, níquel, cobre e zinco podem ser liberados no ambiente por intemperismo. Ao serem liberados, esses elementos podem associar-se a componentes do solo, tais quais matéria orgânica e argilas, ou podem ser lixiviados para as águas subterrâneas (Buendia *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2022). A capacidade do solo de reter ou liberar EPTs depende de fatores como pH, teor de matéria orgânica e textura. As condições físicas dos ambientes aquáticos receptores, como o pH da água, o teor de matéria orgânica do substrato e o tamanho das partículas suspensas podem alterar a liberação desses EPTs (Jortner *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2020).

O Rio Gurguéia é o principal afluente do Rio Parnaíba, sendo este o maior rio genuinamente nordestino. A Bacia Hidrográfica do Rio Gurguéia (BHRG) está inserida em uma

região caracterizada pela presença do bioma Cerrado e por uma extensa fronteira agrícola. Aliás, a expansão das atividades agrícolas tem como resultado a formação de uma nova fronteira agrícola conhecida como Matopiba, região que abrange os estados Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia.

No Piauí, o desenvolvimento da agricultura envolve 33 cidades da BHRG, onde o uso e a ocupação dessas áreas se acelera por meio da agricultura mecanizada. Dessa forma, a avaliação e o monitoramento da qualidade do solo e da água são fundamentais para a gestão dos recursos naturais em escala de bacia hidrográfica.

Na BHRG, esforços foram concentrados em estudos sobre os teores naturais e os valores de referência de qualidade de EPTs em solos (Landim *et al.*, 2022; Martins *et al.*, 2021; Brito *et al.*, 2020), mas nenhuma pesquisa abordou de forma integrada solos e sedimentos. A existência, a exposição e os impactos ecológicos dos EPTs podem ser avaliados por meio de índices geoquímicos, a exemplo do risco ecológico potencial (IERP), do fator de contaminação (FC), do índice de carga poluidora (ICP) e do fator de enriquecimento (FE), que podem ser aplicados para normalização das concentrações e redução das variações geológicas locais.

Os índices de poluição são usados para determinar o nível de poluição dos solos. É necessário fazer análises do solo para avaliar o efeito da contaminação e da toxicidade dos EPTs nos solos. Isso leva ao avanço de diferentes índices de qualidade do solo, como fator de contaminação (FC), fator de enriquecimento (FE), índice de carga poluidora (ICP) (Tian *et al.*, 2017). Além disso, esses índices descrevem um limite qualitativo na avaliação de risco ecológico de cada metal pesado.

Diante disso, este estudo visa a investigar as concentrações, a distribuição espacial e as fontes de poluição do solo e sedimentos por EPTs (Ba, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, La, Mn, Nd, Ni, Pb, Pr, Sc, Sm, Th, Ti, V, Y e Zn) em áreas de Cerrado, de pastagem, de agricultura, de banco de canais e em sedimentos de leito do Rio Gurguéia, localizado no estado do Piauí, Brasil, utilizando índices geoquímicos e avaliação de risco ecológico.

5.2 Material e métodos

5.2.1 Área de estudo

A BHRG localiza-se no Nordeste do Brasil e ocupa 19% das áreas de Cerrado do Piauí. Na Figura 6, observam-se os pontos de coleta que estão distribuídos em seis unidades de mapeamento onde predominam classes de solo identificadas, segundo Santos *et al.* (2018), como: Latossolos Amarelos (52,7%); Neossolos Litólicos (19,95), Neossolos Quartizarênico (18,10%), Argissolos Vermelho-Amarelo (5,9%); Luvissolos Crômicos (2,15%); e Neossolos Flúvicos (1,2%). De acordo com o sistema de classificação de solos dos Estados Unidos (Keys To Soil Taxonomy, 2022), essas classes são equivalentes a Ustox, Orthents, Psamments, Ustults, Ustalfs e Fluvents, respectivamente. O material de origem da região é derivado, majoritariamente, de natureza sedimentar com origem associada aos grupos Balsas (formação Piauí), Canindé (formações Longá, Cabeças e Pimenteiras), Areado e Urucuia (Pfaltzgraff, 2010).

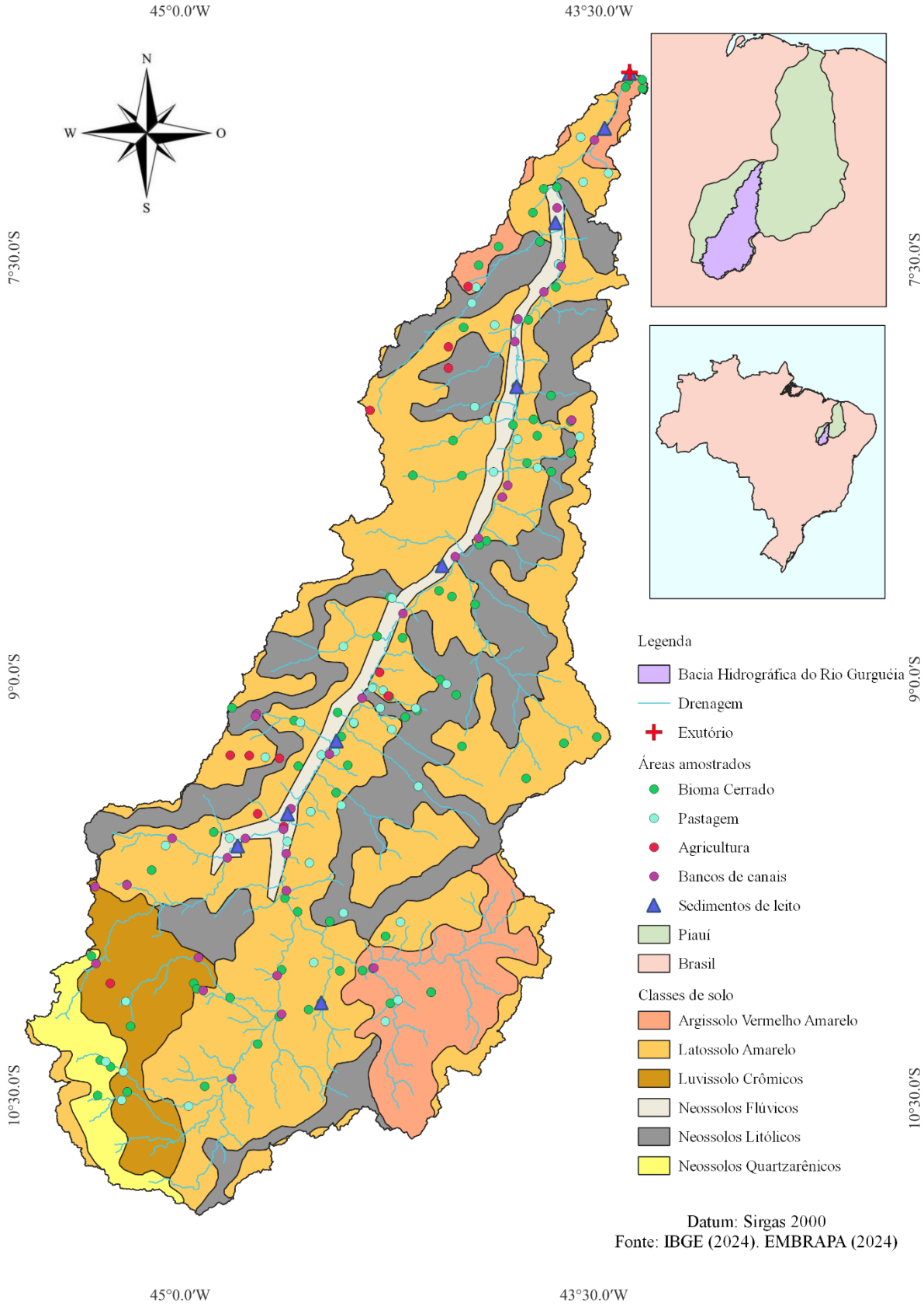


Figura 6 – Localização dos pontos de coleta e classes de solos da BHRG, Piauí, Brasil.

A Bacia do Rio Gurguéia é alimentada por poucos afluentes, em geral temporários, o que permite a estabilidade do fluxo hídrico na maior parte de seu leito principal, que se estende por 532 km. Entre os principais afluentes estão os rios Paraim, Curimatá, Fundo, Corrente, Canhoto e Esfolado e os Riachos da Tábua e de Santana (Sousa *et al.*, 2018). O clima predominante na região é tropical quente e úmido, com precipitações que se concentram no verão, classificando-se como o tipo Aw, na classificação de Köppen (Alvares *et al.*, 2013). A média anual de chuvas é de aproximadamente 1.000 mm.

Em áreas agrícolas, especialmente em várzeas, são cultivados grãos como milho, soja, feijão e arroz. Além disso, a região abriga o cultivo de vários vegetais tropicais, incluindo mangueiras, cajueiros e bananeiras, bem como vegetais como coentro, alface, cebolinha e outros. As condições climáticas favoráveis e a disponibilidade de água na BHRG permitem o desenvolvimento da agricultura, uma fonte de renda para os agricultores locais. Gado, ovelhas e cabras são criados em pastagens e em várzeas. Em muitas partes da bacia, essa agricultura é realizada extensivamente.

5.2.2 Amostragem

Foram coletadas 188 amostras compostas em cinco áreas diferentes da bacia hidrográfica em comento, contendo: Cerrado preservado (81 amostras); pastagens (48 amostras); agricultura (14 amostras); banco de canais fluviais (36 amostras); e sedimentos de leito (9 amostras) do curso principal (Figura 7).

As amostras de banco de canais foram coletadas nas camadas subsuperficiais do perfil do solo próximas ao leito do rio; as de solo e de sedimentos de leito, na camada de 0-10 cm, abrangendo os diferentes compartimentos geológicos, pedológicos, usos e cobertura do solo da área de estudo. Cada amostra foi constituída por 15 subamostras, coletadas em um raio de 100 m, levando em consideração a similaridade de cada ponto. Todo o conjunto de amostras foi coletado entre novembro de 2017 e maio de 2018.

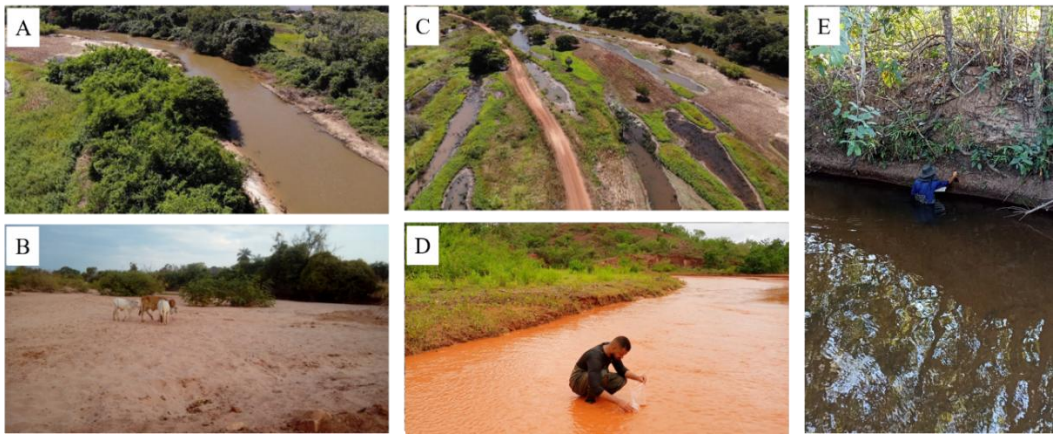


Figura 7 – Áreas de coleta. (A) Cerrado preservado as margens do Rio Gurguéia; (B) Pastagens com solo descoberto; (C) Áreas de agricultura; (D) Sedimento do leito do rio; (E) Margens do canal.

5.2.3 Análise das amostras

Os solos foram secos em estufa a 40 °C, desagregados para passar por peneira em aço inox com diâmetro de malha igual a 2 mm, e homogeneizados. Os teores totais de Ba, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, La, Mn, Nd, Ni, Pb, Pr, Sc, Sm, Th, Ti, V, Y e Zn foram determinados após digestão em 5 ml de HF em sistema de repouso por 12h, e posteriormente colocadas em tubo com HNO_3/$HClO_4$, solução 5:3, sob aquecimento a 180 °C. O extrato foi dissolvido em 5 mL de HCl e diluído em água deionizada até completar o balão volumétrico de 25 mL (Estévez *et al.*, 2001).

Os teores naturais para esses elementos foram determinados por meio de amostras de solo não contaminado, ou seja, amostras de solo retiradas das áreas de Cerrado nativo, onde os solos são mineralogicamente comparáveis, em parte, aos solos sob influência antropogênica e de sedimentos transportados na rede fluvial.

As concentrações de EPT foram determinadas por meio da espectroscopia de emissão óptica com espectrometria de massa de plasma acoplado indutivamente (ICP-OES/Optima DV7000, Perkin Elmer) em sistema de câmara ciclônica acoplado para aumentar a precisão das leituras. Curvas de calibração, análise duplicada, ácidos de alta pureza, análise em branco e materiais de referência padrão (National Institute of Standards and Technology, NIST, 2002) foram usados para garantir o controle de qualidade da análise. As taxas de recuperação variaram de 75% a 105%.

5.2.4 Avaliação da poluição

A avaliação da contaminação dos solos e dos sedimentos de leito por EPTs foi realizada utilizando o Fator de Enriquecimento (FE), Fator de Contaminação (FC), Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP) e o Índice de Carga Poluidora (ICP).

O FE foi calculado conforme a equação 1:

$$FE= \left(\frac{C_n}{C_{fc}}\right) / \left(\frac{B_n}{B_x}\right) \quad (1),$$

em que Cn/Cfc é a razão entre a concentração do elemento e a concentração de Al da amostra; e Bn/Bx é a razão entre a concentração natural do metal e a concentração do elemento escolhido para a normalização na respectiva área de Cerrado preservado.

Para identificar o impacto das atividades antropogênicas no solo e nos sedimentos, a concentração de EPTs das amostras das áreas de agricultura, de pastagem, de banco de canais e de sedimento de leito foram comparadas com as amostras de Cerrado preservado. O Al foi utilizado na normalização geoquímica devido à baixa mobilidade e à biodisponibilidade, além da alta correlação com os elementos estudados: FE <2 = enriquecimento baixo; 2 < FE < 5 = enriquecimento moderado; 5 < FE < 20 = enriquecimento alto; 20 < FE < 40 = enriquecimento muito alto; e FE > 40 como enriquecimento extremamente alto (Sakan *et al.*, 2009).

O FC foi obtido pela razão entre a concentração do elemento em questão na amostra e o valor de referência de qualidade, aqui substituído pela concentração no Cerrado preservado, obtido pela equação 2:

$$FC = \frac{Cn}{Bn} \quad (2),$$

em que Cn é a concentração de metal; e Bn é o valor de *background* do metal. Os valores de CF foram interpretados segundo Hakanson (1980): FC < 1 (baixa contaminação); 1 < FC < 3 (moderado contaminação); 3 < FC < 6 (contaminação considerável); e FC > 6 (alta contaminação).

O ICP fornece o grau de contaminação dos sedimentos por metais pesados e é usado para determinar o grau de deterioração (Tomlinson *et al*., 1980). O ICP foi obtido por meio da enésima raiz do produto do FC, equação 3:

$$ICP = (Cf_1 * Cf_2 * Cf_3 * Cf_4 * \dots * Cf_n)^{\frac{1}{n}} \quad (3),$$

Esse índice avalia a poluição por EPTs de forma integrada. Os valores de ICP foram interpretados de acordo com Tomlinson *et al.* (1980): ICP > 1 (poluído) e ICP < 1 (não poluído). A avaliação do índice de risco total (RI) do IREP foi obtida por meio da equação 4:

$$RI = \sum_{i=1}^{n} E_i = \sum_{i=1}^{n} T_i \; CF = \sum_{i=1}^{n} Ti \; \frac{C_s^i}{C_b^i} \quad (4),$$

em que Ei é o potencial fator de risco ecológico do metal i; T_i é o fator de resposta tóxica do metal i (Cu = Ni = Pb = 5, Cr = 2 e Zn = 1 (Hilton; Davison; Ochsenbein, 1985); e C^i_s e C^i_b são a concentração e o teor natural do metal i na amostra, respectivamente. Por sua vez, RI representa a sensibilidade da comunidade biológica aos metais tóxicos: $E_i < 40$ = baixo; $40 \leq E_i \leq 80$ = moderado; $80 \leq E_i \leq 160$ = considerável; $160 \leq E_i \leq 320$ = alto; e $E_i > 320$ = muito alto; $Ri < 95$ = baixo; $95 \leq Ri \leq 190$ = moderado; $190 \leq E_i \leq 380$ = considerável; $Ri > 380$ = alto (Hakanson, 1980).

5.2.5 Análise de dados

A análise descritiva foi utilizada para organizar as concentrações de EPTs e compará-las entre os diferentes usos do solo. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa computacional R versão 4.2.2 (2022).

5.3 Resultados

5.3.1 Concentrações de EPTs

As concentrações médias dos elementos na área de Cerrado foram (mg kg^{-1}): Ce (75,8); La (33,7); Nd (21,4); Pr (11,3); Sc (8,4); Sm (6,4); Th (17,5); Y (17,8); Ba (104,1); Co (3,5); Cr (42,5); Cu (11,1); Fe (21559,2); Mn (272,8); Ni (7,0); Pb (11,1); Ti (1846,3); V (27,1); e Zn (20,7).

Nas áreas de pastagem, as concentrações médias foram (mg kg^{-1}): Ce (82,2); La (35,9); Nd (23,8); Pr (12,4); Sc (8,2); Sm (7,0); Th (17,2); Y (20,0); Ba (142,0); Co (4,3); Cr (36,08); Cu (11,7); Fe (17893,9); Mn (302,4); Ni (7,5); Pb (10,5); Ti (3156,3); V (42,0); e Zn (24,2).

Já nas áreas de agricultura, as concentrações médias dos EPTs foram (mg kg^{-1}): Ce (48,5); La (20,0); Nd (13,7); Pr (6,5); Sc (6,6); Sm (4,5); Th (18,3); Y (12,0); Ba (83,4); Co (1,9); Cr (54,3); Cu (8,2); Fe (26919,1); Mn (156,9); Ni (4,4); Pb (5,4); Ti (4931,8); V (66,7); e Zn (20,7).

As maiores concentrações médias (mg kg^{-1}) de EPTs foram encontradas em amostras de sedimentos do leito (Tabela 1): Ce (102,9); La (45,3); Nd (30,8); Pr (16,5); Sm (9,1); Th (18,8); Y (25,7); Ba (365,5); Co (7,1); Cu (23,0); Mn (418,5); Ni (13,9); Pb (11,6); e Zn (43,8). A maior concentração média de Fe (21.559,2) foi observada em amostras das áreas de Cerrado preservado, enquanto as maiores concentrações médias de Al (62.206,0), Cr (54,3), Ti (4.931,8) e V (66,7) foram encontradas em áreas agrícolas (Tabela 1).

A análise discriminante demostrou uma separação espacial das amostras com base na variabilidade nas concentrações de EPTs na BHRG (Figura 8). O LD usado explicou 87% (LD1 54% + LD2 33%) de toda a variância para as áreas estudadas, apresentando mudanças quanto à dispersão de EPTs. Examinando a distribuição dos pontos, percebe-se que as áreas de Cerrado se assemelham com as demais áreas estudadas, sugerindo que as atividades agrícolas provavelmente desempenham um papel importante no incremento de EPTs na BHRG.

Além disso, as áreas de banco de canais parecem exercer um papel relevante na transferência de sedimentos, dada sobreposição com as amostras das áreas de pastagem, de Cerrado preservado e de sedimento de leito.

Tabela 1 – Valores mínimos e máximos, médias e desvio padrão das concentrações de EPTs (mg kg^{-1}) em áreas da BHRG, Piauí, Brasil.

	Ce	La	Nd	Pr	Sc	Sm	Th	Y	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Ti	V	Zn
Área de Cerrado preservado																			
Min	16,7	6,8	4,0	0,8	3,4	1,8	7,1	4,1	7,0	0,3	11,48	2,4	4066,2	16,5	0,6	0,1	1508,3	10,9	0,7
Máx	207,0	95,5	54,5	30,8	15,7	16,2	53,6	48,6	1108,1	30,2	95,08	54,5	55848,7	2431,1	33,9	35,7	15990,3	174,7	88,1
Méd	75,8	33,7	21,4	11,3	8,4	6,4	17,5	17,8	104,1	3,5	42,52	11,1	21559,2	272,8	7,0	11,1	3312,4	49,9	20,7
DP	38,1	16,8	11,3	6,4	2,9	3,2	8,1	9,9	196,5	4,8	17,77	9,0	10749,6	402,4	6,3	6,7	1846,3	27,1	19,1
Áreas de Pastagem																			
Min	16,0	6,5	4,3	1,1	2,8	1,7	5,6	6,7	5,4	0,3	9,68	2,1	2976,2	48,8	0,9	1,0	1530,3	15,2	1,3
Máx	238,2	109,5	68,9	40,0	16,0	19,5	56,6	47,2	721,1	28,8	89,13	70	53648,7	1813,6	30,7	33,3	13425,3	124,1	86,7
Méd	82,2	35,9	23,8	12,4	8,2	7,0	17,2	20,0	142,0	4,3	36,08	11,7	17893,9	302,4	7,5	10,5	3156,3	42,0	24,2
DP	41,6	19,0	13	7,3	3,0	3,7	9,1	9,0	173,6	5,2	17,1	10,2	9724,9	299,3	6,0	6,1	1951,4	20,7	19,3
Áreas de agricultura																			
Min	16,8	5,7	4,0	1,1	3,9	2,1	9,0	4,2	156,8	0,5	19,5	1,7	14028,7	60,6	2	1,9	1647,3	21,3	1,9
Máx	105,4	40,8	34,9	15,0	9,9	10,6	28,3	30,1	350,6	6,4	94,0	13,7	49998,7	361,8	12,1	13,2	14100,3	147,8	39,5
Méd	48,5	20,0	13,7	6,5	6,6	4,5	18,3	12,0	83,4	1,9	54,3	8,2	26919,1	156,9	4,4	5,4	4931,8	66,7	20,7
DP	29,7	12,9	9,8	4,9	1,8	2,6	6,1	7,2	138,4	1,7	27,0	3,7	13017,4	108,3	2,3	4,5	3256,4	37,3	9,2
Banco de canais																			
Min	25	10,8	6,9	3,0	1,9	2,1	5,8	5,9	158,7	0,2	10,4	1,5	8593,7	45,4	1,0	1,8	579,3	17,0	3,0
Máx	126,6	54,6	36,1	19,5	16,6	10,6	26,9	31,3	459,1	17,2	76,1	37,7	36803,7	774,6	36,1	46,8	3942,8	103,7	86,4
Méd	77,7	34,2	23,6	11,8	8,4	7,0	15,4	20,8	275,9	6,4	40,4	14,5	20957,9	291,7	12,8	9,9	2438,0	46,6	43,9
DP	22,4	9,9	7,0	3,6	3,0	2,0	3,9	6,0	119,3	3,3	14,9	8,7	6675,2	147,7	6,9	7,2	651,1	16,3	21,7
Sedimento de leito																			
Min	64,1	27,8	19,5	8,8	5,5	5,9	12,5	17,4	113,6	2,6	22,5	4,8	12238,7	117,5	3,6	1,1	1295,3	9,7	9,4
Máx	149,0	67,8	46,9	25,5	11,7	13,5	26,2	34,2	830,6	10,1	84,6	42,3	32493,7	884,1	30,3	18,3	3714,8	88,4	75,2
Méd	102,8	45,3	30,8	16,5	8,8	9,1	18,8	25,7	365,5	7,1	45,1	23,0	21026,5	418,5	13,9	11,6	2838,2	55,1	46,8
DP	25,3	11,6	7,9	4,7	1,8	2,2	4,5	5,0	190,9	2,7	17,7	10,5	6324,8	193,0	7,8	4,7	777,5	28,1	21,8

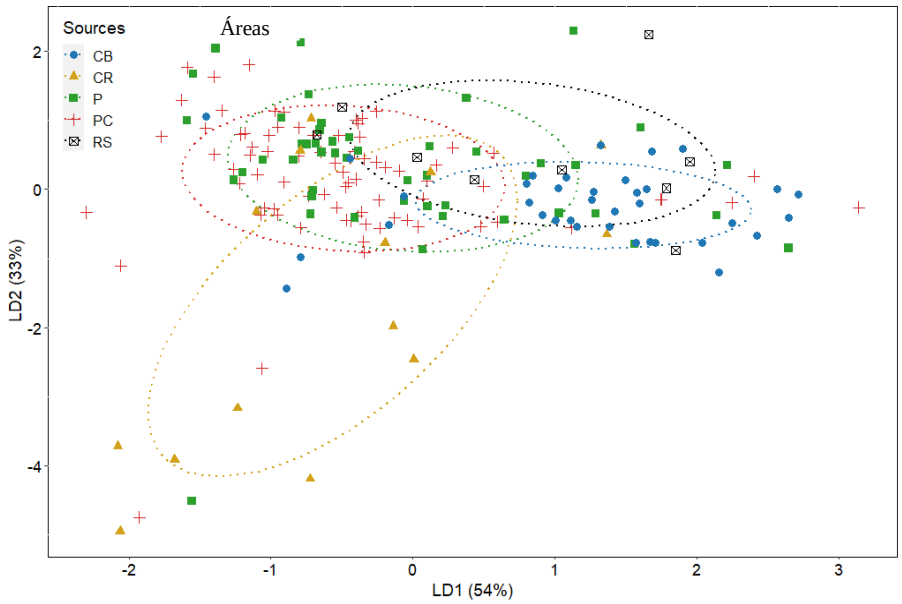


Figura 8 – Diagrama de dispersão da análise discriminante da concentração de EPTs na BHRG, agrupada por áreas de amostragem. CP- Cerrado preservado; P- Pastagens; CR- Agricultura; CB- Banco de canais; e RS- Sedimentos do Leito do Rio.

As correlações encontradas para as diferentes áreas podem servir de base para o manejo do solo nessa região, considerando a correlação estatística com áreas circunvizinhas à bacia hidrográfica em apreço. A análise discriminante das concentrações de EPTs (Figura 8) revelou que as amostras de sedimentos variam conforme a localização. A distribuição e o enriquecimento de EPTs são geralmente governados por condições geoquímicas, como intemperismo das rochas, temperatura da água circundante, salinidade, condutividade, pH e oxigênio dissolvido (Williams *et al.*, 2020).

5.3.2 Fator de Enriquecimento (FE)

O FE apresentou valores médios na seguinte sequência: Sc < Th < La < Fe < Ti < Ce < Pr < V < Mn < Nd < Sm < Y < Cu < Ni < Co < Zn < Ba. Entre os metais, o Ba apresentou maior FE nas amostras coletadas. Nas áreas de Cerrado, de pastagem, de agricultura e no banco de canais, a contaminação moderada por bário foi observada em 8,6%, 35,4%, 14,3%, 66,7%, respectivamente (Figura 9). Além disso, 11,11% das amostras de banco de canais indicaram alta contaminação para o bário.

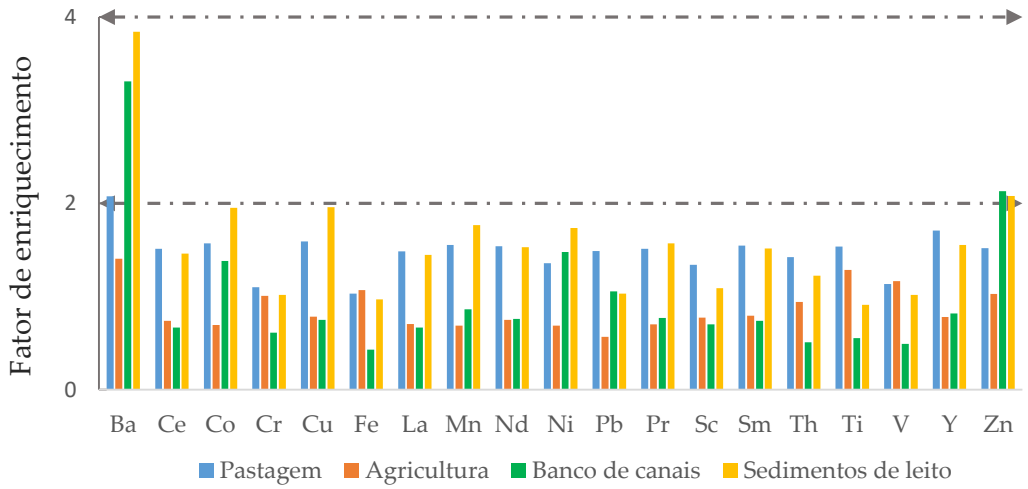


Figura 9 – FE das amostras de solo e sedimentos da BHRG, Piauí, Brasil.

5.3.3 Fator de Contaminação (FC)

De modo geral, os valores do FC indicaram um nível baixo de contaminação (FC < 1) e moderada contaminação (1< FC <6), com excessão do Ba nas amostras de sedimento de leito (4,0) e de banco de canais (3,0). O Ba nas áreas de pastagem apresentou contaminação considerável (Figura 10). Nas áreas de agricultura, o Cr, Fe, Ti e V apresentaram contaminação considerável. Nos bancos de canais o Ba, Co, Cu, Y e Zn apresentaram valores maiores que 1, sendo categorizados como contaminação considerável. Condição semelhante foi observada nos sedimentos de leito, em que Ba, Co, Cu, La, Mn, Nd, Ni, Pr, Sm, Y e Zn foram classificados como contaminação considerável.

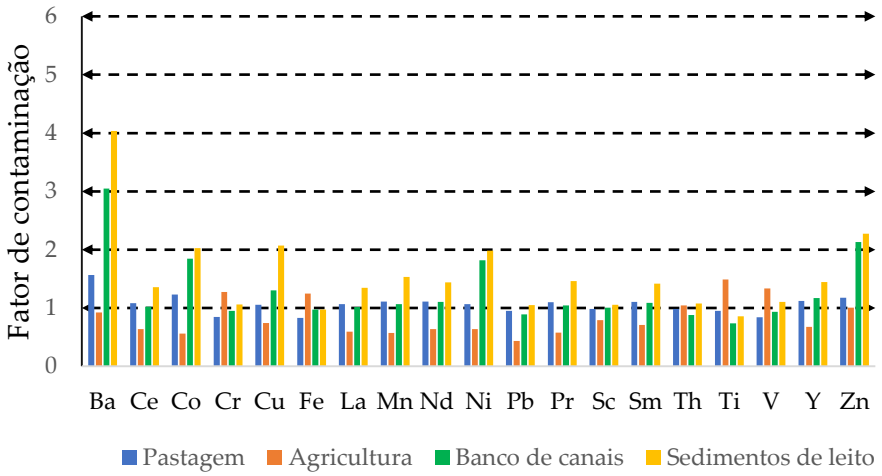


Figura 10 – Valores médios do FC em amostras da BHRG, Piauí, Brasil.

5.3.4 Índice de Carga Poluente (ICP)

A variabilidade espacial do ICP encontra-se na Figura 11, na qual se observa que 77,8% das amostras nas áreas de Cerrado preservado apresentaram valores de ICP menores que 1, sendo classificados, de acordo com Tomlinson *et al.* (1980), como não poluídas. Ademais, nota-se que as amostras com valores acima de 1 estão próximas ao leito principal do Rio Gurguéia.

Nas áreas de pastagem, 66,7% das amostras coletadas apresentaram ICP < 1, indicando que essas áreas não estão poluídas. Verifica-se também uma distribuição de amostras poluídas ao longo de toda a extensão da BHRG. Nas áreas de agricultura, 71,4% das amostras ainda apresentaram ICP < 1, enquanto 28,6% das amostras poluídas estão localizadas próximas ao leito principal do Rio Gurguéia. Além disso, a Figura 11 revela que nas amostras de solo, de sedimento dos bancos de canais e sedimento de leito, 75% e 88,9% das amostras coletadas, respectivamente, apresentaram valores de ICP > 1, indicando que essas áreas estão poluídas.

Os valores de ICP obtidos variaram de 0,0 a 2,58, com média de 0,68. O maior valor de ICP (2,11) foi encontrado em sedimento de leito, indicando que o sedimento de determinado local de amostragem estava contaminado (ICP> 1).

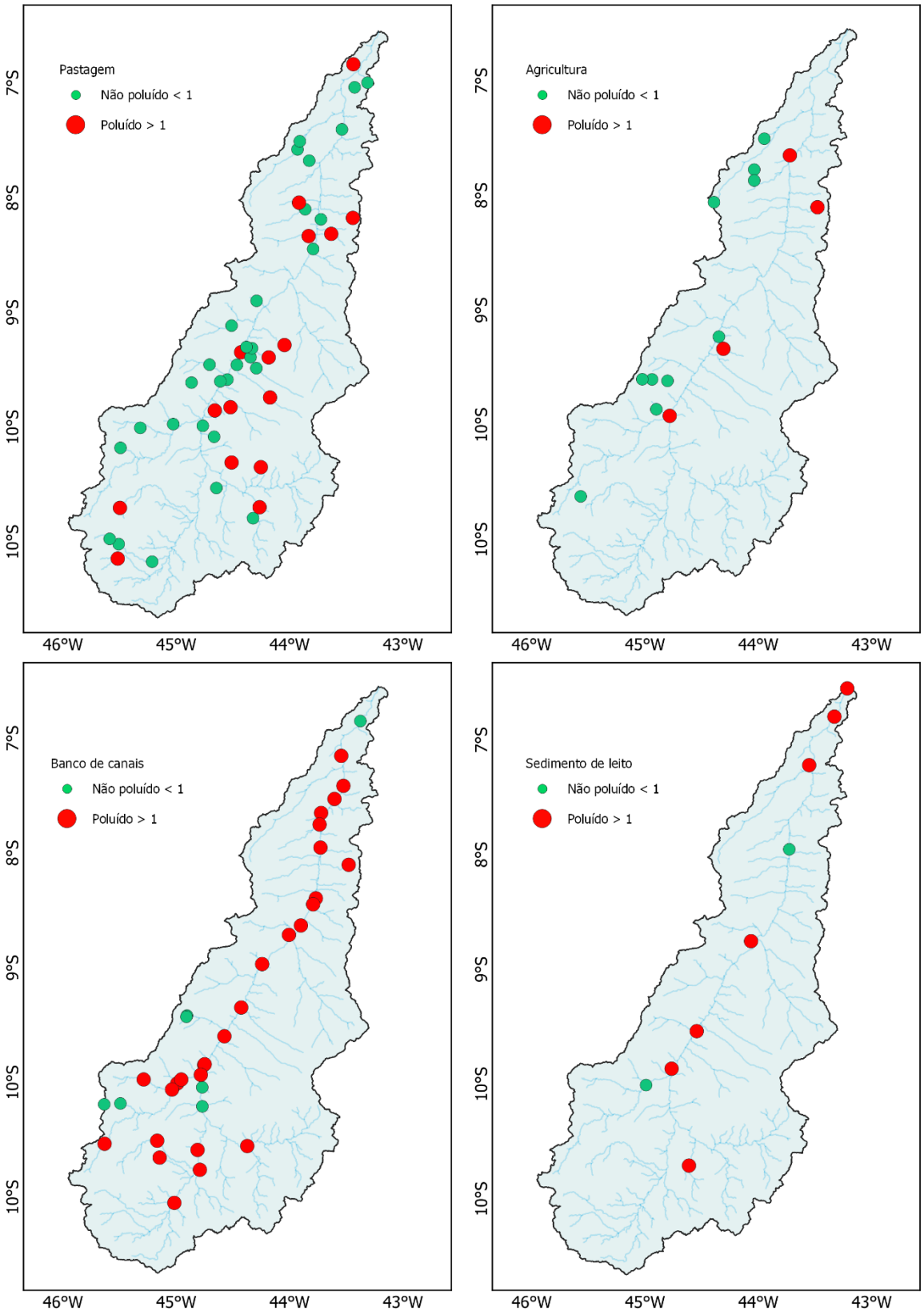


Figura 11 – Distribuição espacial dos EPTs nas áreas de Cerrado preservado, pastagem, agricultura, bancos de canais e sedimento de leito.

5.3.5 Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP)

Foi utilizado o método do índice de risco ecológico para avaliar os potenciais riscos ecológicos associados a EPTs na BHRG. Conforme apresentado na Figura 12, a ordem média dos riscos ecológicos estimados pelo índice é a seguinte: Cu > Ni > Pb > Cr > Zn, com valores mais altos nas amostras de sedimento de leito, indicando um potencial risco ecológico.

A Figura 12 igualmente mostra que todos os locais amostrados apresentaram baixo potencial de risco ecológico (Ei < 40), conforme os critérios de Hakanson (1980), sendo Ni (6,4) > Cu (6,2) > Pb (4,8) > Cr (2,0) > Zn (1,4). Dentre os valores analisados, as áreas de sedimento em suspensão, sedimento de leito e banco de canais apresentaram os maiores valores de IREP, respectivamente.

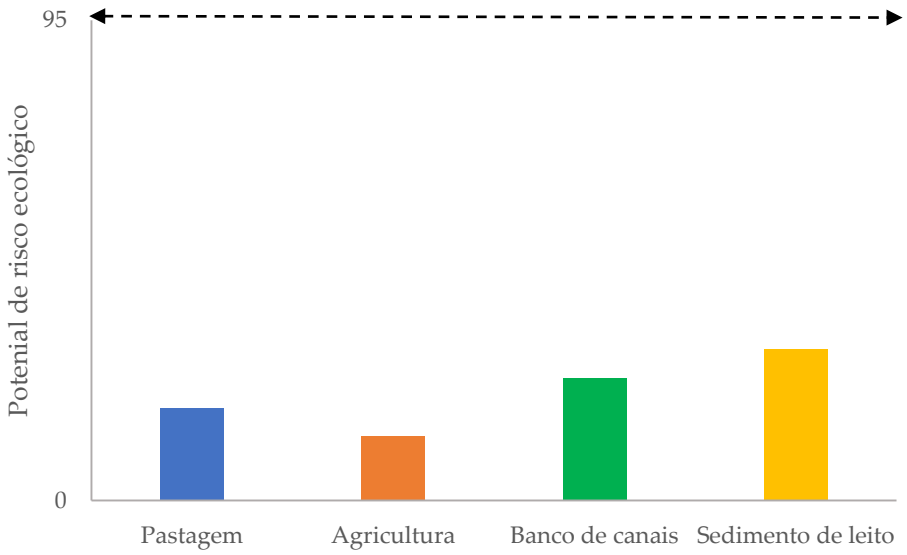


Figura 12 – Distribuição do IREP de EPTs do solo e de sedimento para elementos individuais.

5.4 Discussão

5.4.1 Concentração de EPTs

As concentrações seguiram normalmente a ordem: sedimento de leito > banco de canal > pastagem > agricultura (Tabela 1). Esse resultado era esperado, pois essas áreas (sedimento

de leito e banco de canal) são receptoras de diversos materiais provenientes das áreas que abrangem a bacia, e o Cerrado representa a área com menos interferência antrópica – por isso, foram encontradas as menores concentrações médias dos elementos estudados. De forma geral, concentrações de EPTs estão relacionadas com o material de origem, às condições pedológicas e geológicas (pastagem e área de cultivo) e às atividades antropogênicas realizadas na área (Silva *et al.,* 2015; Alfaro *et al.,* 2015). Assim, nos solos que se desenvolveram por meio de rochas máficas, como os da bacia do Rio Gurguéia, observam-se concentrações baixas de Cr, Ni e Co.

As áreas agrícolas exibiram concentrações de PTE semelhantes às encontradas no bioma Cerrado, indicando que esses níveis estão intimamente ligados ao material de origem. Um estudo conduzido em uma bacia hidrográfica no Rio de Janeiro descobriu que o uso de grandes quantidades de pesticidas na região resultou em aumento das concentrações de metais tanto no solo quanto em rios e reservatórios. As concentrações de Mn e Pb no rio e na água dos reservatórios ultrapassaram os limites-padrão estabelecidos pela legislação brasileira (Ramalho *et al.*, 2000).

As maiores concentrações de Ba foram encontradas no sedimento do leito (365,5 mg kg^{-1}), na faixa de valores recomendada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama, 2009) para solo, que variou de 75 a 750 mg kg^{-1}. A concentração de Co no solo pode variar de 1 a 40 mg kg^{-1}, e valores semelhantes foram encontrados na área do Cerrado (Kelepertzis *et al.*, 2013).

Em relação ao Cu, os maiores valores foram encontrados em amostras de sedimento do leito, com média de 23,0 mg kg^{-1}. De forma geral, o teor médio total de Cu nos solos em todo o mundo variou entre 2 e 250 mg kg^{-1} (Hugen *et al.,* 2013), o que sugere que a concentração de cobre na BHRG estava conforme o teor médio anual e abaixo dos valores limites estabelecidos pela Resolução do Conama (2009).

As concentrações de Mn (418,5 mg kg^{-1}), Ni (14,0 mg kg^{-1}) e Pb (11,6 mg kg^{-1}) no sedimento estavam próximas das médias globais de 488, 25 e 27 mg kg^{-1}, respectivamente (Hugen *et al.*, 2013). As maiores concentrações de Cr (54,3 mg kg^{-1}), Ti (4931,8 mg kg^{-1}) e V (66,7 mg kg^{-1}) foram encontradas em áreas agrícolas. O Cr era abundante na crosta terrestre (5,2%), com média global de 60 mg kg^{-1}. O Ti é produzido principalmente como subproduto da fundição e refino de zinco, com concentrações típicas no solo variando de 0,3 a 1,5 mg kg^{-1}.

A principal origem desses elementos nos sedimentos do leito dos rios e nas margens dos canais provavelmente está associada à poluição de fontes pontuais, especialmente à descarga direta de resíduos industriais e domésticos. Esse problema é agravado devido à carência de

infraestrutura de saneamento básico e ao tratamento de esgoto inadequado de águas residuais, muitas vezes lançado diretamente em corpos d'água, denotando uma realidade comum no Brasil. A falta de infraestrutura adequada intensifica a entrada contínua de contaminantes nos corpos d'água, favorecendo a deposição e a incorporação deles nos sedimentos. Outros estudos têm demonstrado a influência de atividades antrópicas no aumento de elementos químicos nos leitos dos rios e sedimentos em suspensão (Silva *et al.*, 2017; Nascimento *et al.*, 2019).

As maiores concentrações de EPTs nos sedimentos do leito do rio estão ligadas à capacidade de armazenamento de médio e longo prazo (Zhang *et al.*, 2014). Esse efeito é particularmente pronunciado em sedimentos com tamanhos de grãos mais finos. A alta capacidade de adsorção e de retenção de EPTs por partículas finas, especialmente argilas, está diretamente relacionada à grande área de superfície específica e a cargas elétricas superficiais.

As margens do canal apresentaram concentrações significativas de Sc, Y, Ba, Co, Cu, Ni e Zn, em comparação com as outras áreas, classificando-se como a segunda área na bacia com os maiores níveis desses elementos. As margens do canal desempenham um papel essencial como fontes de sedimentos e contaminantes para os rios durante esses eventos hidrológicos críticos. Essa contribuição é particularmente significativa em trechos sem vegetação ribeirinha, onde os deslizamentos de terra ocorrem com maior frequência. Estudos destacam as margens do canal como uma das principais fontes de sedimentos em bacias tropicais, destacando a relevância disso para a dinâmica dos rios e para os processos de poluição ambiental (Colins *et al.*, 2020; Amorim *et al.*, 2021).

Além disso, as margens do canal são propensas a inundações, o que mobiliza e armazena EPTs (Dominguez *et al.*, 2016*).* Elementos químicos da poluição de fonte pontual podem acumular-se tanto nos sedimentos do leito do rio quanto nas margens do canal durante períodos de alta descarga de água. Essa variação no fluxo de água é mais comum nas seções a jusante dos canais da bacia hidrográfica e é especialmente significativa nessa região brasileira, caracterizada pela distribuição irregular, espacial e temporalmente variável de precipitação ao longo do ano, bem como por tempestades frequentes (Dominguez *et al.*, 2016*).*

A ausência de vegetação ripária e a instabilidade das margens do canal ao longo do curso d'água principal intensificam a interação entre os sedimentos do leito do rio e as margens. Essa instabilidade acelera a erosão e o desprendimento do material sedimentar, aumentando a transferência de EPTs na coluna d'água e facilitando a redistribuição deles por todo o sistema fluvial (Yang *et al.*, 2018).

As áreas de pastagem geralmente apresentaram valores mais altos do que as de agricultura e de Cerrado. Esse padrão pode ser explicado, em parte, pela localização na

paisagem, pois são encontradas em elevações mais baixas ou em planícies de inundação. Essas regiões atuam como receptoras de material erodido, nomeadamente os sedimentos mais finos e enriquecidos, que vêm das áreas vizinhas mais íngremes, ocupadas pelo Cerrado e pela agricultura. Além disso, esses valores podem estar relacionados ao transporte de metais associados aos sedimentos carregados pelo rio principal. Esses materiais são facilmente mobilizados e transportados pela água do escoamento ao longo dos ciclos hidrológicos naturais, atingindo áreas a jusante (Silva *et al.*, 2020).

Tais processos são cruciais em regiões com padrões de precipitação inconsistentes e tempestades erosivas frequentes. Durante épocas de inundação, que geralmente ocorrem de janeiro a abril, o material sedimentar acumula-se nas margens do canal e nas planícies de inundação, agravando a deposição de sedimentos.

5.4.2 Fator de Enriquecimento (FE)

O FE foi calculado usando Al como elemento de referência, devido à abundância e à estabilidade dele no ambiente em todos os locais estudados, além da utilização em pesquisas anteriores (Sakan *et al.*,2009). Com exceção do Ba, todos os elementos apresentaram um FE < 2, o que indica baixo enriquecimento em todas as áreas avaliadas. No caso do Ba, o enriquecimento moderado (2 < EF < 5) foi encontrado apenas nos sedimentos do leito e nas margens do canal. Esses resultados sugeriram que a maior parte da concentração dos EPTs decorre de variações naturais da composição entre os sedimentos de leito e as amostras de referência (Silva *et al.*, 2020; Javed *et al.*, 2020) que, nesse caso, estão representadas pelas amostras do Cerrado, e em menor grau de fontes antropogênicas, advindas principalmente das áreas agrícolas (Williams; Antoine, 2020).

Os materiais de origem do solo são os produtos de intemperismo de rochas e minerais desenvolvidos pela pedogênese (Darnley *et al.*, 1990; Lancianese *et al.*, 2015). Portanto, é inevitável que a maioria dos elementos nos sedimentos dos rios tenha correlação significativa com suas concentrações no solo, devido às fontes semelhantes (Zhou *et al.*, 1998; Wang *et al.*, 2017).

5.4.3 Fator de Contaminação (FC)

Os valores de FC na BHRG indicam nível moderado de contaminação (1 < FC < 3), com excessão do Ba nas áreas de sedimento de leito (4,0). A considerável contaminação de metais alcalinos terrosos, como o Ba, e de metais de transição, como o Zn, nas áreas de sedimentos de leito deve-se, principalmente, à forte ligação com compostos no meio, resultando na formação de complexos estáveis e solúveis em água, podendo servir como transportadores de EPTs. Em Latossolos, são encontrados minerais como barita ($BaSO_4$) e outros sulfatos, nos quais há forte associação entre os teores de Ba e os Mn, Zn e Co, o que pode ser atribuido à afinidade pedogeoquímica de Ba e Zn (Nogueira *et al.*, 2019). Segundo Rizzardo (2020), o Ba lixivia em solos intemperizados como Latossolos, mas acumula em solos novos, como os Neossolos, onde foram observadas amostras com maiores concentrações de Ba.

Valores mais elevados de FC indicam um papel mais relevante das fontes antrópicas de poluição, enquanto valores mais baixos refletem a origem natural dos elementos no solo, como o intemperismo da rocha subjacente (Kabata-Pendia; Mukherjee, 2007; Rahmanian; Safari, 2022).

Portanto, os valores médios relativamente baixos de FC para Ce, La, Nd, Pr, Sm, Th, Y, Ba, Co, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn na BHRG podem ser atribuídos às suas fontes naturais no solo. Por outro lado, o nível moderado de contaminação em amostras de sedimento de leito refletiram claramente as entradas de fontes antropogénicas. Assim, os EPTs podem ter sido liberados no ambiente por processos antropogênicos, como industrialização, urbanização e agricultura (Aytop; Senol; 2022; Rezapour *et al.*, 2022), bem como por muitos processos e fontes naturais, como intemperismo de rochas e material de origem (Otunola *et al.*, 2022).

Com isso, os EPTs estudados foram definidos predominantemente como de origem litológica. O Zn e Ba, embora de origem litológica, foram influenciados pelas atividades agrícolas desenvolvidas na área da bacia, criando um nível moderado de risco tóxico em toda a BHRG. Uma vez que a BHRG apresenta muitas áreas de cultivo agrícola, pode-se inferir que o Ba e Zn são os contaminantes predominantes no solo da bacia do Rio Gurguéia. Dessa forma, recomenda-se o monitoramento frequente das concentrações de Ba e Zn, pois seu FC em todos os locais de amostragem podem gerar preocupações futuras, em termos de poluição.

5.4.4 Índice de Carga Poluente (ICP)

Os resultados de ICP mostram que as áreas de Cerrado preservado, as de agricultura e as de pastagem apresentaram valores médios menores que 1, evidenciando que o solo na área de estudo não está poluído por Ba, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, La, Mn, Nd, Ni, Pb, Pr, Sc, Sm, Th, Ti, V, Y e Zn.

A presença de EPTs nos sedimentos da BHRG pode ser atribuído à origem geoquímica natural dos sedimentos e à contribuição antropogênica de fontes terrestres. A primeira evidência é que as concentrações de EPTs nas áreas amostradas são maiores, em comparação com os valores de referência (áreas de Cerrado), sendo fortemente sustentado pelos valores dos FEs (Figura 9) que certificam a contribuição antropogênica.

Os valores de ICP das amostras de leito e de banco de canais apresentaram valores superiores a 1, indicando que a presença de poluentes está além dos limites aceitáveis. Esse valor pode ser atribuido às atividades agrícolas realizadas na BHRG e da erosão, que transporta esses poluentes até o leito e o banco de canais do Rio Gurguéia. Dados semelhantes foram observados por Brito *et al.* (2020), ao avaliar a distribuição e a concentração de EPTs em solos de uma fronteira agrícola no Cerrado brasileiro.

Analisando as amostras individualmente, observa-se que as amostras de Cerrado com valores de ICP maiores que 1estão próximas ao leito do Rio Guguéia ou a áreas com atividades agrícolas. Esses dados corroboram o estudo realizado por Lima *et al.* (2022) com sedimentos de fundo na Bacia Hidrográfica do São Francisco, que também apresentaram valores de de ICP superiores a 1, associados ao impacto da agricultura na região. Com isso, é notório que aplicação de fertilizantes com Cu e Zn é importante para a agricultura, por serem elementos essenciais para o crescimento das plantas, constituindo uma prática comum para remediar a deficiência desses elementos nos solos, fato que explica os valores mais altos de ICP encontrados nas amostras (Kelepertzis; Stathopoulou, 2013; Tóth *et al.*, 2016; Almeida, *et al.*, 2020).

Nas amostras das áreas de pastagens, verifica-se que os valores mais altos foram encontrados em áreas onde a pecuária é praticada de forma extensiva, frequentemente utilizando produtos químicos para melhorar a pastagem. Essas áreas estão localizadas próximas ao curso principal do Rio Gurguéia, em várzeas ou em áreas inundadas.

Um estudo realizado em 2019, no Rio Joanes, Brasil, avaliou vários índices geoquímicos e descobriu que em áreas agrícolas, os níveis de contaminação por Cd, Cu, Cr, Ni, Pb e Zn

permaneceram abaixo do limite inferior definido pelo índice de poluição (ICP < 1) (TU *et al.*, 2023).

Outro estudo em escala de bacia relacionou a concentração de PTE de montante para jusante com atividades antrópicas de alta intensidade, especialmente a agricultura (Li *et al.*, 2022). Os resultados encontrados mo presente estudo foram consistentes com os dados relatados por Lima *et al.* (2022), que identificou valores de ICP ligeiramente superiores a 1, destacando a hipótese sobre como os impactos antrópicos podem estar afetando os sedimentos, levando a concentrações de alerta e aumentando a necessidade de uma avaliação para entender o papel do EPT nas áreas estudadas.

5.4.5 Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP)

Todos os locais amostrados no estudo apresentaram baixo risco ecológico potencial para os elementos Cu, Cr, Ni, Pb e Zn, conforme indicado na Figura 11. É notável que áreas de Cerrado apresentaram um baixo risco ecológico potencial para todos os elementos. Os maiores teores de Cu, Ni, Pb, Cr e Zn ocorreram nas amostras de sedimentos de leito, mas não ultrapassaram os níveis regulatórios estabelecidos para riscos ecológicos ou para a saúde humana, conforme estabelecido na legislação brasileira.

Os teores de Cu, Pb e Zn são fortemente influenciados por fatores antropogênicos. Alguns fatores naturais contribuíram para o acúmulo de EPTs, cujos elevados valores no sedimento podem ter origem em fertilizantes e agroquímicos, particularmente ligados a sítios ativos de moléculas orgânicas ou precipitados como sulfetos. Devido à redução dos teores de oxigênio dissolvido (OD), provocada por atividades microbianas no sedimento, o sulfeto torna-se o principal aceptor de elétrons na oxidação da matéria orgânica (Li *et al.*, 2022).

Essa observação está de acordo com Spinks e Uvarova (2019), que demonstraram que o zinco é liberado de fontes geológicas durante o intemperismo da superfície, representando a principal fonte de Zn para o ambiente superficial. Em algumas amostras, também foram observados teores extremamente baixos de Zn, indicando a possibilidade de lixiviação significativa de Zn do sedimento ou por ausência de influência de atividades antrópicas nessas áreas.

Portanto, propõem-se medidas específicas para a gestão segura dos solos da BHRG, como o controle e a otimização das atividades agrícolas. As lavouras requerem solo fértil, mas

infelizmente, a aplicação excessiva de fertilizantes químicos e de pesticidas tem sobrecarregado o solo, resultando na acumulação de um grande número de EPTs.

É necessário reduzir a pressão ambiental sobre o solo, por meio do desenvolvimento da agricultura orgânica e ecológica, além de diminuir o uso de fertilizantes químicos e de pesticidas. Dado o elevado risco ecológico causado pelos EPTs no solo, considera-se essencial monitorar a migração e a transformação desses elementos tóxicos no sistema solo-cultura, e controlar a acumulação deles na cadeia alimentar. Ajustar as práticas agrícolas em regiões estratégicas pode promover o desenvolvimento sustentável da agricultura e da economia, sob a perspectiva da geoquímica.

5.5 Conclusão

Este estudo representa um avanço na compreensão das concentrações e dos riscos ecológicos associados aos EPTs nos solos e nos sedimentos da BHRG. Embora a região seja predominantemente classificada como não poluída a moderadamente poluída, com baixo ou nenhum enriquecimento de EPTs e baixos IREPs para todos os pontos de amostragem, há áreas, especialmente nos sedimentos do rio e nas margens do canal, que mostram níveis mais altos de contaminação.

Tais descobertas ressaltam a necessidade de intervenções direcionadas para reduzir a descarga de efluentes nos recursos hídricos. Além disso, os governos devem assumir a responsabilidade de impor regulamentações mais rigorosas sobre práticas agrícolas capazes de elevar os níveis de PTE, garantindo a proteção do solo e a qualidade da água. Além disso, restaurar a vegetação ribeirinha e ampliar a conscientização da população sobre a relevância da conservação dos mananciais são medidas essenciais para reduzir os efeitos negativos no ambiente.

Estabelecer um cronograma regular de monitoramento para níveis de PTE em solos e sedimentos fornecerá uma base sólida para avaliações e intervenções contínuas. Pesquisas futuras devem concentrar-se na identificação de fontes específicas de contaminação por PTE, pois entender essas origens é essencial para desenvolver estratégias de gerenciamento eficazes, considerando a variabilidade sob práticas agrícolas típicas na região sul do Piauí, no Brasil. As implicações deste estudo estendem-se além da BHRG, servindo como modelo para outras regiões agrícolas no Brasil e no exterior.

REFERÊNCIAS

ADANAN, M.; XIAO, B.; ALI, M. U.; XIAO, P.; ZHAO, P.; WANG, H.; BIBI, S. Heavy metals pollution from smelting activities: A threat to soil and groundwater. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 274, p. 116189, 2024.

ADANAN, M.; XIAO, B.; XIAO, P.; ZHAO, P.; BIBI, S. Heavy metal, waste, COVID-19, and rapid industrialization in this modern era – Fit for sustainable future. **Sustainability**, v. 14, n. 8, p. 4746, 2022.

ALFARO, M. R.; MONTERO, A.; UGARTE, O. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DE AGUIAR ACCIOLY, A. M.; BIONDI, C. M.; DA SILVA, Y. J. A. B. Background concentrations and reference values for heavy metals in soils of Cuba. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, p. 1-10, 2015.

ALMEIDA, L. C.; DA SILVA JÚNIOR; J. B., DOS SANTOS, I. F.; DE CARVALHO, V. S.; DE SANTANA SANTOS, A.; HADLICH, G. M.; FERREIRA, S. L. C. Assessment of toxicity of metals in river sediments for human supply: distribution, evaluation of pollution and sources identification. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111423, 2020.

ALVARES, A. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONCALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMORIM, F. F.; DA SILVA, Y. J. A. B.; NASCIMENTO, R. C.; DA SILVA, Y. J. A. B.; TIECHER, T.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; MINELLA, J. P. G.; ZHANG, Y.; UPADHAYAY, H. R.; PULLEY, S.; COLLINS, A. L. Sediment source apportionment using optical property composite signatures in a rural catchment, Brazil. **Catena**, v. 202, p. 105208, 2021.

AYTOP, H.; ŞENOL, S. The effect of different land use planning scenarios on the amount of total soil losses in the Mikail Stream Micro-Basin. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 5, p. 321, 2022.

BRITO, A. C. C.; BOECHAT, C. L.; DE SENA, A. F. S.; DE SOUSA LUZ DUARTE, L.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, Y. J. A. B.; DA SILVA, Y. J. A. B.; SARAIVA, P. C. Assessing the distribution and concentration of heavy metals in soils of an agricultural frontier in the Brazilian Cerrado. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, p. 1-15, 2020.

BUENDIA, C.; GIBBINS, C. N.; VERICAT, D.; BATALLA, R. J. Effects of flow and fine sediment dynamics on the turnover of stream invertebrate assemblages. **Ecohydrology**, v. 7, p. 1105-1123, 2014.

CHEN, X.; LI, X.; YANG, J. The spatial and temporal dynamics of phytoplankton community and their correlation with environmental factors in Wuliangsuhai Lake, China. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 14, p. 1-8, 2021.

CHEN, Y. G.; HUANG, J. H.; LUO, R.; GE, H. Z.; WOŁOWICZ, A.; WAWRZKIEWICZ, M.; GTADYSZ-PTASKA, A.; LI, B.; YU, Q.; KOTODYNSKA, D.; LV, G.; CHEN, S. H. Impacts of heavy metals and medicinal crops on ecological systems, environmental pollution, cultivation, and production processes in China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 219, p. 112336, 2021.

COLLINS, A. L.; BLACKWELL, M.; BOECKX, P.; CHIVERS, C. A.; EMELKO, M.; EVRARD, O.; FOSTER, I.; GELLIS, A.; GHOLAMI, H.; GRANGER, S.; HARRIS, P.; HOROWITZ, A. J.; LACEBY, P.; MARTINEZ-CARRERAS, N.; MINELLA, J.; MOL, L.; NOSRATI, K.; PULLEY, S.; SILINS, U.; DA SILVA, Y. J.; STONE, M.; TIECHER, T.; UPADHAYAY, H. R.; ZHANG, Y. Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, p. 4160-4193, 2020.

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] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.

DA SILVA, Y. J. A. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; CANTALICE, J. R. B.; DA SILVA, Y. J. A. B.; SILVA, C. M. C. A. C. Watershed-scale assessment of background concentrations and guidance values for heavy metals in soils from a semiarid and coastal zone of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 9, p. 558, 2015.

DARNLEY, A. G. International geochemical mapping: a new global project. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 39, n. 1-2, p. 1-13, 1990.

DOMÍNGUEZ, M. T.; ALEGRE, J. M.; MADEJÓN, P.; MADEJÓN, E.; BURGOS, P.; CABRERA, F.; MARAÑON, T.; MURILLO, J. M. River banks and channels as hotspots of soil pollution after large-scale remediation of a river basin. **Geoderma**, v. 261, p. 133-140, 2016.

DOS SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; DOS ANJOS, L. H. C.; DE OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

EQUIPE PRINCIPAL DO R. **Uma linguagem e ambiente para computação estatística**. Viena: Fundação R para Computação Estatística, 2022. Disponível em: https://www.R-project.org. Acesso em: 10 abr. 2025.

ESTÉVEZ ALVAREZ, J.; MONTERO, A.; JIMÉNEZ, N.; MUÑIZ, U.; PADILLA, A.; MOLINA, R.; QUICUTE DE VERA, S. Nuclear and related analytical methods applied to the determination of Cr, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in a red ferralitic soil and Sorghum samples. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 247, n. 3, p. 479-486, 2001.

FENG, J.; WU, J. The ability of twisted nanographene for removal of Pb2+, Hg2+ and Cd2+ ions from wastewater: computational study. **Journal of Molecular Modeling**, v. 29, n. 8, p. 263, 2023.

GHARAIBEH, A.; SHAAMALA, A.; OBEIDAT, R.; AL-KOFAHI, S. Improving land-use change modeling by integrating ANN with Cellular Automata-Markov Chain model. **Heliyon**, v. 6, n. 9, 2020.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. **Water research**, v. 14, n. 8, p. 975-1001, 1980.

HILTON, J.; DAVISON, W.; OCHSENBEIN, U. A mathematical model for analysis of sediment core data: implications for enrichment factor calculations and trace-metal transport mechanisms. **Chemical Geology**, v. 48, p. 281-291, 1985.

HUGEN, C.; MIQUELLUTI, D. J.; CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A.; FERREIRA, E. R. N. C.; POZZAN, M. Teores de Cu e Zn em perfis de solos de diferentes litologias em Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 6, p. 622-628, 2013.

JAVED, M. B.; GRANT-WEAVER, I.; SHOTYK, W. An optimized HNO3 and HBF4 digestion method for multielemental soil and sediment analysis using inductively coupled plasma quadrupole mass spectrometry. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 100, n. 4, p. 393-407, 2020.

JIANG, H. H.; CAI, L. M.; WEN, H. H.; LUO, J. Characterizing pollution and source identification of heavy metals in soils using geochemical baseline and PMF approach. **Scientific Reports**, v. 10, p. 6460, 2020.

JORTNER, B. S. Effect of stress at dosing on organophosphate and heavy metal toxicity. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 233, p. 162-167, 2008.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace elements from soil to human**. Berlin: Springer-Verlag, 2007.

KELEPERTZIS, E.; STATHOPOULOU, E. Availability of geogenic heavy metals in soils of Thiva town (central Greece). **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, p. 9603-9618, 2013.

KIANI, B.; HASHEMI AMIN, F.; BAGHERI, N.; BERGQUIST, R.; MOHAMMADI, A. A.; YOUSEFI, M.; FARAJI, H.; ROSHANDEL, G.; BEIRAMI, S.; RAHIMZADEH, H.; HOSEINI, B. Association between heavy metals and colon cancer: an ecological study based on geographical information systems in North-Eastern Iran. **BMC cancer**, v. 21, p. 1-12, 2021.

KIM, J. J.; KIM, Y. S.; KUMAR, V. Heavy metal toxicity: an update of chelating therapeutic strategies. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 54, p. 226-235, 2019.

LANCIANESE, V.; DINELLI, E. Different spatial methods in regional geochemical mapping at high density sampling: an application on stream sediment of Romagna Apennines, Northern Italy. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 154, p. 143-155, 2015.

LANDIM, J. S. P.; DA SILVA, Y. J. A. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, Y. J. A. B.; NASCIMENTO, R. C.; BOECHAT, C. L.; COLLINS, A. L. Distribution of rare earth

elements in soils of contrasting geological and pedological settings to support human health assessment and environmental policies. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 44, n. 3, p. 861-872, 2022.

LEE, N. W.; WANG, H. Y.; DU, C. L.; YUAN, T. H.; CHEN, C. Y.; YU, C. J.; CHAN, C. C. Air-polluted environmental heavy metal exposure increase lung cancer incidence and mortality: a population-based longitudinal cohort study. **Science of The Total Environment**, v. 810, p. 152186, 2022.

LI, C.; NIE, J.; ZHANG, Y.; SHAO, S.; LIU, Z.; ROGERS, K. M.; ZHANG, W.; YUAN, Y. Geographical origin modeling of chinese rice using stable isotopes and trace elements. **Food Control**, v. 138, p. 108997, 2022.

LI, H.; DAVIS, A. P. Water quality improvement through reductions of pollutant loads using bioretention. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135, n. 8, p. 567-576, 2009.

LI, J.; ZUO, Q.; FENG, F.; JIA, H. Occurrence and ecological risk assessment of heavy metals from Wuliangsuhai Lake, Yellow River Basin, China. **Water**, v. 14, n. 8, p. 1264, 2022.

LIMA, G. F. C.; BENTO, C. C.; HORN, A. H.; MARQUES, E. D.; FILHO, H. B. Seasonal geochemical trends and pollution assessment of bottom sediments in the São Francisco hydrographic basin, Brazil: the Três Marias Reservoir. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 28, p. 42929-42946, 2022.

LIU, Q.; SHENG, Y.; JIANG, M.; ZHAO, G.; LI, C. Attempt of basin-scale sediment quality standard establishment for heavy metals in coastal rivers. **Chemosphere**, v. 245, p. 125596, 2020.

MA, M.; HA, Z.; XU, X.; LV, C.; LI, C.; DU, D.; CHI, R. Simultaneous immobilization of multiple heavy metals in polluted soils amended with mechanical activation waste slag. **Science of The Total Environment**, v. 894, p. 164730, 2023.

MAI, X.; TANG, J.; TANG, J.; ZHU, X.; YANG, Z.; LIU, X.; ZHUANG, X.; FENG, G.; TANG, L. Research progress on the environmental risk assessment and remediation technologies of heavy metal pollution in agricultural soil. **Journal of Environmental Sciences**, v. 149, p. 1-20, 2024.

MARTINS, V.; BARBOSA, R. S.; COSTA J. R. O. S.; DA SILVA, Y. J. A. B.; DA SILVA, Y. J. A. B.; DE SOUSA, J. C. G.; NARDOTO, G. B. Potentially toxic elements and rare earth elements in sandy soils from the brazilian Cerrado. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, p. 1-18, 2021.

NASCIMENTO, R. C.; DA SILVA, Y. J. A. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, Y. J. A. B.; DA SILVA, R. J. A. B.; COLLINS, A. L. Thorium content in soil, water and sediment samples and fluvial sediment-associated transport in a catchment system with a semiarid-coastal interface, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 33532-33540, 2019.

NOGUEIRA, L. B.; OLIVEIRA, V. Q.; ARAÚJO, L. P.; LEÃO, L. P.; ALI, A.; LEITE, M. G. P.; NALINI JR, H.A.; BANERJEE, N. R. Geochemistry and C and O isotope composition of carbonate rocks from Bemil and Lagoa Seca quarries, Gandarela Formation, Quadrilátero Ferrífero-Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 92, p. 609-630, 2019.

OTUNOLA, B. O.; AGHOGHOVWIA, M. P.; THWALA, M.; OLOLADE, O. O. Heavy metal phytoremediation potential of Vetiver grass and Indian mustard update on enhancements and research opportunities. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 233, n. 5, p. 154, 2022.

PFALTZGRAFF, P. A. S. **Geodiversidade do estado do Piauí**. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2010.

RAHMANIAN, M.; SAFARI, Y. Contamination factor and pollution load index to estimate source apportionment of selected heavy metals in soils around a cement factory, SW Iran. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 68, n. 7, p. 903-913, 2022.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X. Heavy metals contamination of a watershed in Caetés by the use of agrochemicals. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 1289-1303, 2000.

REZAPOUR, S.; ASADZADEH, F.; NOURI, A.; KHODAVERDILOO, H.; HEIDARI, M. Distribution, source apportionment, and risk analysis of heavy metals in river sediments of the Urmia Lake basin. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 17455, 2022.

RIZZARDO, J. **Teores pseudo totais de bário em solos com características contrastantes**. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Agronomia) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2020.

SAKAN, S. M.; ĐORĐEVIĆ, D. S.; MANOJLOVIĆ, D. D.; PREDRAG, P. S. Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments. **Journal Of Environmental Management**, v. 90, n. 11, p. 3382-3390, 2009.

SHI, T.; MA, J.; WU, F.; JU, T.; GONG, Y.; ZHANG, Y.; WU, X.; HOU, H.; ZHAO, L.; SHI, H. Mass balance-based inventory of heavy metals inputs to and outputs from agricultural soils in Zhejiang Province, China. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 1269-1280, 2019.

SILVA, C. M. C. A. C.; NASCIMENTO, R. C.; DA SILVA, Y. J. A. B.; BARBOSA, R. S.; DA SILVA, Y. J. A. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; VAN STRAATEN, P. Combining geospatial analyses to optimize quality reference values of rare earth elements in soils. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, p. 1-13, 2020.

SILVA, Y. J. A. B.; CANTALICE, J. R. B.; NASCIMENTO, C. A. N.; SINGH, V. P.; SILVA, Y. J. A. B.; SILVA, C. M. C. A. C.; SILVA, M. O.; GUERRA, S. M. S. Bedload as an indicator of heavy metal contamination in a Brazilian anthropized watershed. **Catena**, v. 153, p. 106-113, 2017.

SOUSA, G. D.; CAMPOS, L. P.; SILVA JÚNIOR, J. D.; GUIMARÃES, G. S. C. Parâmetros físico-químicos das águas da bacia do Rio Gurguéia-PI. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 01-06, 2018.

SPINKS, S.; UVAROVA, Y. Fractionation of Zn isotopes in terrestrial ferromanganese crusts and implications for tracing isotopically-heterogeneous metal sources. **Chemical Geology**, v. 529, p. 119314, 2019.

SOIL TAXONOMY. **Keys to soil taxonomy**. 13. ed. Washington, DC: USDA, 2022.

TIAN, K.; HUANG, B.; XING, Z.; HU, W. Geochemical baseline establishment and ecological risk evaluation of heavy metals in greenhouse soils from Dongtai, China. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 510-520, 2017.

TOMLINSON, D. L.; WILSON, J. G.; HARRIS, C. R.; JEFFREY, D.W. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. **Helgoländer Meeresuntersuchungen**, v. 33, p. 566-575, 1980.

TÓTH, G.; HERMANN, T.; SZATMÁRI, G.; PÁSZTOR, L. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. **Science of the Total Environment**, v. 565, p. 1054-1062, 2016.

TU, Y. J.; LUO, P. C.; LI, Y. L.; LIU, J.; SUN, T. T.; LI, G. J.; DUAN, Y. P. Seasonal heavy metal speciation in sediment and source tracking via Cu isotopic composition in Huangpu River, Shanghai, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 260, p. 115068, 2023.

WANG, F.; WANG, F.; YANG, H.; YU, J.; NI, R. Ecological risk assessment based on soil adsorption capacity for heavy metals in Taihu basin, China. **Environmental Pollution**, v. 316, p. 120608, 2023.

WANG, S.; RAO, W.; QIAN, J.; JIN, K.; LI, K.; FENG, Y.; ZHAO, J. Identifying the provenance of bottom sediments in the Three Gorges Reservoir using stable Pb isotopes. **Catena**, v. 207, p. 105656, 2021.

WANG, X.W.; MENG, Q.Y.; YAN, J.T.; HU, K.; WANG, H. Application of geochemical data in the assessment of soil environment quality in a region of Shanxi. **Gold**, v. 38, n. 2, p. 70-73, 2017.

WILLIAMS, J. A.; ANTOINE, J. Evaluation of the elemental pollution status of Jamaican surface sediments using enrichment factor, geoaccumulation index, ecological risk and potential ecological risk index. **Marine Pollution Bulletin**, v. 157, p. 111288, 2020.

XU, M.; HADI, P.; CHEN, G.; MCKAY, G. Removal of cadmium ions from wastewater using innovative electronic waste-derived material. **Journal of Hazardous Materials**, v. 273, p. 118-123, 2014.

YANG, S.; BAI, Y.; XU, H. Experimental analysis of river evolution with riparian vegetation. **Water**, v. 10, n. 11, p. 1500, 2018.

YE, L.; HUANG, M.; ZHONG, B.; WANG, X.; TU, Q.; SUN, H.; WHANG, C.; WU, L.; CHANG, M. Wet and dry deposition fluxes of heavy metals in Pearl River Delta Region (China): characteristics, ecological risk assessment, and source apportionment. **Journal of Environmental Sciences**, v. 70, p. 106-123, 2018.

ZHANG, K. M.; WEXLER, A. S.; ZHU, Y. F.; HINDS, W. C.; SIOUTAS, C. Evolution of particle number distribution near roadways. Part II: the 'Road-to-Ambient' process. **Atmospheric Environment**, v. 38, n. 38, p. 6655-6665, 2004.

ZHANG, K.; ZHU, T.; QUAN, X.; QIAN, Y.; LIU, Y.; ZHANG, J.; ZHANG, H.; LI, H.; QIAN, B. Association between blood heavy metals and lung cancer risk: a case-control study in China. **Chemosphere**, v. 343, p. 140200, 2023.

ZHANG, Y.; COLLINS, A. L.; MURDOCH, N.; LEE, D.; NADEN, P. S. Cross sector contributions to river pollution in England and Wales: updating waterbody scale information to support policy delivery for the water framework directive. **Environmental Science & Policy**, v. 42, p. 16-32, 2014.

ZHOU, G. H.; LUO, G. A.; HUANG, L. Q.; ZHOU, Y.; ZHANG, X. D.; ZHOU, K. Y. Application of capillary electrophoresis, liquid chromatography, electrospray-mass spectrometry and matrix-assisted laser desorption/ionization-time of flight-mass spectrometry to the characterization of recombinant human erythropoietin. **Eletrophoresis**, v. 19, n. 13, p. 2348-2355, 1998.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS

Esta tese volta-se para o estudo ambiental da BHRG, tendo em vista a importância econômica e ambiental desta bacia para o estado do Piauí. A fim de realizar uma revisão bibliográfica sobre as peculiaridades da bacia em comento, assim como avaliar a poluição de solos e de sedimentos da BHRG, foi necessário realizar algumas etapas consideráveis, como; revisão bibliográfica; pesquisa documental; levantamento de dados; coleta de amostras; análise de amostras e dados; a elaboração do texto da tese.

Dessa forma, a tese apresentada tem como resultado uma revisão bibliográfica realizada sobre a história, os aspectos econômicos, a geologia e a hidrologia da BHRG, além de um estudo sobre a avaliação da poluição, realizado por meio de índices geoquímicos, a exemplo de: fator de enriquecimento; fator de contaminação; índice de carga poluidora; e potencial de risco ecológico.

Com isso, foi possível demonstrar a relevância deste estudo para a sustentabilidade da região, principalmente devido à importância desta para o agronegócio, o abastecimento de água e a biodiversidade. Embora os índices geoquímicos utilizados no estudo, aplicados às amostras de solos e de sedimentos da BHRG, não tenham apresentado poluição, evidenciam a necessidade de intervenções direcionadas para reduzir a descarga de efluentes nos recursos hídricos.

Nessa perspectiva, reputa-se necessário que os governos implementem ações estratégicas e regulamentações de leis com a finalidade de minimizar os impactos das atividades antropogênicas no território da BHRG.