



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
MANEJO E CONSERVAÇÃO DE RECURSOS AMBIENTAIS**

TÁSSIA LUCIANE FERREIRA DE SOUSA

**MINERAÇÃO ARTESANAL DE OURO NA AMAZÔNIA: CRONOSSEQUÊNCIA E
CONTAMINAÇÃO POR MERCÚRIO**

**Belém- PA
2025**

TÁSSIA LUCIANE FERREIRA DE SOUSA

**MINERAÇÃO ARTESANAL DE OURO NA AMAZÔNIA: CRONOSSEQUÊNCIA E
CONTAMINAÇÃO POR MERCÚRIO.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, visando a obtenção do título de mestre.

Área de concentração: Agronomia

Orientadora: Prof. Dra Edna Santos de Souza

Coorientador: Dr. Yan Nunes Dias

**Belém- PA
2025**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S725m Sousa, Tássia Luciane Ferreira de
 Mineração Artesanal De Ouro Na Amazônia: Cronosequência E Contaminação Por Mercúrio / Tássia
 Luciane Ferreira de Sousa. - 2025.
 67 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Agronomia(PPGA), Campus Universitário
 de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2025.
 Orientador: Prof. Dr. Edna Santos de Souza
 Coorientador: Prof. Dr. Yan Nunes Dias .
1. Mercúrio no solo. 2. mineração de repasse. 3. risco ambiental e à saúde.. I. de Souza, Edna Santos ,
 orient. II. Título
-



TÁSSIA LUCIANE FERREIRA DE SOUSA

MINERAÇÃO ARTESANAL DE OURO NA AMAZÔNIA: CRONOSSEQUÊNCIA E CONTAMINAÇÃO POR MERCÚRIO

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, visando a obtenção do título de mestre.

Aprovado em 28 de março de 2025

BANCA EXAMINADORA:

Documento assinado digitalmente
 **EDNA SANTOS DE SOUZA**
Data: 27/06/2025 14:16:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Edna Santos De Souza Orientadora
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA - UFRA

 Documento assinado digitalmente
EDER SILVA DE OLIVEIRA
Data: 26/06/2025 22:07:58-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Eder Silva De Oliveira - 1º Examinador(a)
UNIVERSIDADE DO ESTADO DO PARÁ - UEPA

Documento assinado digitalmente
 **MAURICIO WILLIANS DE LIMA**
Data: 25/06/2025 09:57:58-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Mauricio Willans De Lima - 2º Examinador(a)
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA - UFRA

Documento assinado digitalmente
 **SILVIO JUNIO RAMOS**
Data: 26/06/2025 12:54:16-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Silvio Junio Ramos - 3º Examinador(a)
INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE - ITV

Aos meus avós por me ensinarem os valores que me formaram como pessoa.

Aos meus pais, pelo incentivo e suporte, que tornaram possível essa caminhada.

Aos meus familiares, amigos e ao meu noivo, por estarem sempre ao meu lado nos momentos de desafio e conquista.

À pesquisa na Amazônia, pela oportunidade de contribuir, de alguma forma, para a preservação desse ecossistema.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida, proteção e bênçãos. Pela confiança e por ser meu refúgio em todos os momentos.

À Universidade Federal Rural da Amazônia e ao Programa de Pós-graduação em Agronomia, pela contribuição no crescimento profissional e pessoal.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos de mestrado.

Ao Laboratório de Elementos Traços, pela estrutura disponibilizada, suporte na execução das análises, pela oportunidade de trabalhar em um ambiente respeitoso e colaborativo e todo conhecimento adquirido ao longo dessa jornada.

Aos meus parceiros de trabalho Marcos Viana, Leonardo e Kely Martins, pelo auxílio e companheirismo, e aos demais parceiros do grupo, pelo apoio e incentivo.

Ao meu coorientador, Yan Nunes Dias, pelos ensinamentos e contribuições no desenvolvimento dessa pesquisa.

À minha orientadora, Edna Santos de Souza, pelo acolhimento, disponibilidade e dedicação na condução da orientação.

“Tente mover o mundo - o primeiro passo
será mover a si mesmo.” (Platão)

RESUMO

A mineração artesanal em pequena escala (MAPE), comumente denominada de garimpo, ocupa aproximadamente 263 mil hectares no Brasil. Na Amazônia, cerca de 85,4% dessas atividades são ilegais e informais. Entre os métodos empregados, destaca-se o uso de mercúrio (Hg) na amalgamação do ouro (Au), um processo que eleva os riscos ambientais e à saúde humana. Muitos garimpos na Amazônia passam por um processo de reexploração denominado mineração de repasse, no qual rejeitos anteriormente explorados são revisitados, promovendo um enriquecimento contínuo de Hg na mesma área ao longo do tempo. O objetivo do estudo foi avaliar as concentrações, os riscos à saúde humana e ambiental e o fracionamento químico do Hg em resíduos de garimpos de ouro e solos de florestas no município de São Félix do Xingu, Pará. Para isso, foram coletadas amostras em garimpos ativos e desativados com diferentes idades dos resíduos: G1 (ativo), G2 (inativo há 3 meses), G3 (inativo há 1 ano), G4 (inativo há 2 anos), G5 (inativo há 8 anos) e G6 (inativo há 20 anos), além de áreas de florestas nativa. Foram realizadas análises de determinação das concentrações pseudototais de Hg, Fe e Al por meio de digestão ácida e detecção via MP-AES com gerador de hidretos. Também foram calculados os índices de enriquecimento, geoacumulação, risco ecológico potencial e risco à saúde humana. O fracionamento químico do Hg foi realizado utilizando o protocolo BCR adaptado de extração sequencial. Os resultados foram submetidos a análise estatística descritiva e análise de componentes principais (PCA) para avaliar as relações entre os elementos e as diferentes áreas amostradas. Os resultados demonstraram que tanto as áreas de florestas quanto os garimpos, independentemente do tempo de inatividade, apresentaram concentrações elevadas de Hg, entre $4,5 \text{ mg kg}^{-1}$ e $64,8 \text{ mg kg}^{-1}$. Nas áreas de garimpo, o Hg apresentou forte correlação com Fe e Al, enquanto nas áreas de floresta a relação foi mais evidente com pH, MO e CTC. Os índices de poluição indicaram níveis alarmantes de contaminação nas áreas de estudo, confirmando um alto risco ecológico potencial. Além disso, os índices de risco à saúde humana apontaram valores superiores a 1 para crianças e adultos, indicando risco significativo de exposição. O fracionamento químico revelou que a fração residual foi predominante na maioria das áreas, especialmente em G6. Entretanto, frações mais móveis do Hg (solúvel em água e redutível) representaram entre 11,8% e 33,8% do total, sugerindo alta mobilidade e risco de dispersão no meio ambiente. Diante disso, o Hg presente nos resíduos de garimpos e nas áreas de florestas apresentam elevadas concentrações, potencial de contaminação ambiental e riscos à saúde humana. A persistência desse contaminante em frações móveis reforça a necessidade de monitoramento contínuo e implementação de estratégias para mitigação dos impactos ambientais associados à mineração artesanal na Amazônia.

Palavras-chaves: mercúrio no solo; mineração de repasse; risco ambiental e à saúde.

ABSTRACT

Artisanal and small-scale gold mining (ASGM), commonly referred to as *garimpo* in Brazil, covers approximately 263,000 hectares in the country. In the Amazon region, around 85.4% of these activities are illegal and informal. One of the main techniques used is the application of mercury (Hg) for gold (Au) amalgamation, a process that significantly increases environmental and human health risks. Many mining sites in the Amazon undergo a process of re-mining known as *mineração de repasse*, where previously explored tailings are revisited, leading to continuous mercury enrichment in the same area over time. This study aimed to evaluate mercury concentrations, environmental and human health risks, and mercury chemical fractionation in gold mining residues and forest soils in the municipality of São Félix do Xingu, Pará, Brazil. Samples were collected from active and inactive mining sites with varying tailings ages: G1 (active), G2 (inactive for 3 months), G3 (inactive for 1 year), G4 (inactive for 2 years), G5 (inactive for 8 years), and G6 (inactive for 20 years), in addition to native forest areas. Pseudo-total concentrations of Hg, Fe, and Al were determined through acid digestion and detection via MP-AES with a hydride generator. Enrichment factor, geoaccumulation index, potential ecological risk index, and human health risk index were also calculated. Mercury chemical fractionation was performed using a modified BCR sequential extraction procedure. Data were analyzed using descriptive statistics and principal component analysis (PCA) to assess relationships between elements and sampled areas. Results showed that both forest and mining areas, regardless of inactivity time, exhibited high Hg concentrations, ranging from 4.5 to 64.8 mg kg⁻¹. In mining areas, Hg showed a strong correlation with Fe and Al, while in forest soils, it correlated more with pH, organic matter, and cation exchange capacity (CEC). Pollution indices indicated alarming levels of contamination, confirming a high potential ecological risk. Additionally, human health risk indices exceeded 1 for both children and adults, indicating a significant risk of exposure. Chemical fractionation revealed that the residual fraction was predominant in most areas, especially in G6. However, more mobile Hg fractions (water-soluble and reducible) accounted for 11.8% to 33.8% of the total, suggesting high mobility and environmental dispersion risk. These findings demonstrate that mercury in both mining residues and forest areas is present at elevated concentrations, poses contamination potential, and represents significant human health risks. The persistence of Hg in mobile fractions underscores the urgent need for continuous monitoring and the implementation of mitigation strategies to address the environmental impacts of artisanal gold mining in the Amazon.

Keywords: soil mercury; re-mining; environmental and human health risk.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO NO MUNICÍPIO DE SÃO FÉLIX DO XINGU	33
FIGURA 2: MAPA GEOLÓGICO DO MUNICÍPIO DE SÃO FÉLIX DO XINGU.	34
FIGURA 3: CALHA REVESTIDA COM CARPETE DE NYLON ONDE O Hg É DEPOSITADO E HÁ PASSAGEM DO SEDIMENTO CONTENDO Au (A). DETALHES DO CARPETE DE NYLON UTILIZADO NA RETENÇÃO DO Au (B). BOMBA HIDRÁULICA E MANGUEIRA DE SUCÇÃO DOS SEDIMENTOS CONTENDO O Au (C).....	35
FIGURA 4: ÁREA DE PASTAGEM CONTENDO CAVA DE MINERAÇÃO ARTESANAL DE Au, INATIVA HÁ 8 ANOS.	36
FIGURA 5: CONCENTRAÇÕES DE Hg EM SOLOS DE FLORESTAS E RESÍDUOS DA MINERAÇÃO.	46
FIGURA 6: ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) REFERENTE AOS TEORES DE Hg, Fe e Al, NOS RESÍDUOS DE GARIMPO E NOS SOLOS DE FLORESTAS E CARACTERÍSTICAS DO SOLO APRESENTANDO COM 69% DA VARIÂNCIA DOS DADOS	49
FIGURA 7: ÍNDICE DE RISCO ECOLÓGICO POTENCIAL (IREP) DAS CONCENTRAÇÕES DE Hg EM RESÍDUOS DE GARIMPOS COM DIFERENTES IDADES E SOLOS DE ÁREAS DE FLORESTAS.....	52
FIGURA 8: QUOCIENTES DE RISCO (HQ) PARA ADULTOS E CRIANÇAS: HQ CONTATO DÉRMICO; HQ INGESTÃO; HQ INALAÇÃO.....	54
FIGURE 9: ÍNDICE DE RISCO (HI) PARA ADULTOS E CRIANÇAS.....	55
FIGURA 10: FRACIONAMENTO QUÍMICO DE Hg EM SOLOS E RESÍDUOS DE GARIMPOS	56

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: IDENTIFICAÇÃO E LOCALIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE RESÍDUOS EM GARIMPOS ATIVOS E INATIVOS E ÁREAS DE FLORESTAS.....	37
TABELA 2: ATRIBUTOS QUÍMICOS E PSEUDOTOTAIS DE FE E AL EM RESÍDUOS DE MINERAÇÃO ARTESANAL DE REPASSE E SOLOS DE FLORESTAS	43
TABELA 3: FATOR DE ENRIQUECIMENTO (EF), ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO (IGEO), FATOR DE ACUMULAÇÃO (FC) DAS CONCENTRAÇÕES DE HG EM REJEITOS DE GARIMPO DE OURO E SOLOS DE FLORESTAS.....	51

SUMÁRIO

MINERAÇÃO ARTESANAL DE OURO NA AMAZÔNIA: CRONOSSEQUÊNCIA E CONTAMINAÇÃO POR MERCÚRIO	4
1. CONTEXTUALIZAÇÃO	13
1.1 REVISÃO DA LITERATURA	14
1.1.1. MINERAÇÃO ARTESANAL E DE PEQUENA ESCALA (MAPE)	14
1.1.2. PROCESSO DE AMALGAMAÇÃO E USO DO MERCÚRIO (HG) NA MINERAÇÃO DE OURO	15
1.1.3. CICLO BIOGEOQUÍMICO DO HG NO AMBIENTE.....	16
1.1.4. IMPACTOS AMBIENTAIS DO GARIMPO DE AU	17
1.1.5. RISCO À SAÚDE PÚBLICA EM COMUNIDADES EXPOSTAS AO HG	19
1.1.6. MINERAÇÃO DE REPASSE E SUAS IMPLICAÇÕES	20
1.1.7. AVALIAÇÃO DOS RISCOS ECOLÓGICOS E À SAÚDE HUMANA	21
1.1.8. EXTRAÇÃO QUÍMICA SEQUENCIAL	22
2. MINERAÇÃO ARTESANAL DE OURO NA AMAZÔNIA: CRONOSSEQUÊNCIA E CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR MERCÚRIO	31
2.1 INTRODUÇÃO	31
2.1.2 OBJETIVOS	32
2.1.2.1 OBJETIVO GERAL	32
2.1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	32
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	33
2.2.1. ÁREA DE ESTUDO.....	33
2.2.3. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA	37
2.2.4. QUANTIFICAÇÃO DOS EPTS.....	38
2.2.5. ÍNDICES DE POLUIÇÃO E RISCO AMBIENTAL	38
2.2.5.1. FATOR DE ENRIQUECIMENTO (FE)	38
2.2.5.2. ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO (IGEO)	39
2.2.5.3. FATOR DE CONTAMINAÇÃO (FC).....	39
2.2.6. AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL E PARA A SAÚDE HUMANA	40
2.2.6.1. ÍNDICE DE RISCO ECOLÓGICO POTENCIAL (IREP)	40
2.2.6.2. RISCO À SAÚDE HUMANA.....	40
2.2.7. EXTRAÇÃO SEQUENCIAL BCR ADAPTADO.....	41
2.3. ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	42
2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
2.4.2. CARACTERÍSTICA DE SOLOS E RESÍDUOS DE MINERAÇÃO DE REPASSE.....	42
2.4.3. CONCENTRAÇÕES DE HG.....	45
2.4.4. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)	49
2.4.5. AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO E RISCO AMBIENTAL	50
2.4.6. ÍNDICES DE RISCO À SAÚDE HUMANA	53
2.4.7 FRACIONAMENTO QUÍMICO.....	55
2.5. CONCLUSÃO	58
REFERÊNCIAS	59

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

A Amazônia, maior bioma tropical do mundo, desempenha um papel fundamental na regulação climática global, na conservação da biodiversidade e na manutenção dos serviços ecossistêmicos. Entretanto, esse vasto território tem sido pressionado por diversas atividades antrópicas, entre elas a mineração artesanal e de pequena escala (MAPE), popularmente conhecida como garimpo, que se destaca pela sua ampla disseminação e pelos impactos socioambientais que provoca (Salomão et al., 2023).

A busca pelo ouro (Au) na Amazônia, frequentemente realizada de forma informal ou ilegal, está diretamente associada à degradação ambiental, à perda de cobertura florestal, à alteração das características do solo e à contaminação dos ecossistemas aquáticos e terrestres (Ngom et al., 2023; Danala Danga et al., 2024). Entre os principais agentes poluentes utilizados nessa atividade, o mercúrio (Hg) se sobressai devido à sua elevada toxicidade e persistência no ambiente. Utilizado no processo de amalgamação do ouro, o Hg é liberado no solo, na água e na atmosfera, contribuindo para a contaminação dos ecossistemas e colocando em risco a saúde de populações humanas, especialmente comunidades tradicionais e ribeirinhas que dependem diretamente dos recursos naturais (Castilhos et al., 2023).

Na Amazônia brasileira, além da exploração convencional, uma prática recorrente é a mineração de repasse, caracterizada pela reexploração de resíduos de garimpos antigos em busca de ouro residual. Esse processo pode intensificar ainda mais os impactos ambientais, promovendo a mobilização contínua de contaminantes como o Hg, que pode permanecer no ambiente por longos períodos, associado às partículas do solo ou na forma gasosa, sendo depositado em áreas distantes das fontes de emissão (Hellal et al., 2020; Zhang et al., 2024).

Diante desse cenário, compreender as dinâmicas associadas à contaminação dos solos por Hg em áreas impactadas pela mineração artesanal é essencial para a avaliação dos riscos ambientais e à saúde humana. Dessa forma, este estudo originou-se a partir da hipótese de que as áreas de garimpo de repasse possuem maior potencial de risco ambiental e à saúde humana devido a remobilização de Hg durante e após a atividade. Com isso, os objetivos do presente trabalho foram obter informações quanto às características químicas, avaliar riscos ambientais e à saúde associados ao Hg em resíduos de garimpo com diferentes idades de abandono e o potencial de mobilização desse elemento para o meio ambiente.

1.1 REVISÃO DA LITERATURA

1.1.1. Mineração Artesanal e de Pequena Escala (MAPE)

Mineração Artesanal e de Pequena Escala (MAPE) refere-se a uma atividade desenvolvida individualmente ou por grupos, cooperativas ou famílias, geralmente de maneira informal e com pouca ou nenhuma integração tecnológica. Em várias partes do mundo, a MAPE é tão significativa quanto a mineração em grande escala, gerando elevados rendimentos financeiros devido ao grande volume de trabalho envolvido (Hentschel et al., 2002).

A MAPE envolve técnicas rudimentares e é praticada por cerca de 30 milhões de pessoas em todo o planeta. Esse tipo de mineração pode envolver tanto minerais primários quanto secundários, sendo realizada em pequenas produções. No entanto, as definições e o conceito de MAPE variam entre diferentes territórios e jurisdições (Veiga e Marshall, 2019).

No Brasil, a Lei nº 7.805 de 18 de julho de 1989 trata a MAPE como garimpo. Esse regime permite a remoção imediata de jazidas minerais de pequena escala, sem a necessidade de trabalhos prévios de pesquisa, conforme critérios do Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). A legislação ampliou o conceito de garimpagem, que passou a incluir não apenas a atividade rudimentar e de baixa tecnologia, mas também a distribuição e o tipo de minério explorado (Federal, 2020).

De acordo com a Agência Nacional de Mineração (ANM), a porta de mineração é classificada pela quantidade de minério extraído anualmente. O garimpo inclui desde a mineração artesanal até operações de porte micro, pequeno e médio, com produções variando de menos de 10 mil até 1 milhão de toneladas anuais (Castilhos et al., 2023). Em muitos países em desenvolvimento, a garimpagem é predominante, especialmente na África, Ásia e América Latina. Países como Argentina, Bolívia, Brasil, Chile e Colômbia possuem atividades significativas dessa forma de exploração, que abrangem uma variedade de minerais, como ouro, diamantes, minerais metálicos e não metálicos (Vale, 2000; EPA, 2023).

O papel do garimpo no desenvolvimento econômico é relevante, pois gera empregos, descobre novos depósitos minerais e desenvolve regiões de potencial econômico limitado, especialmente em áreas rurais e remotas, onde alternativas econômicas são escassas. Esse tipo de mineração também pode aumentar o poder de compra local, estimulando a demanda por bens e serviços como alimentos, ferramentas, habitação e infraestrutura (World Bank, 2013).

A exploração do ouro (Au), em particular, gera aproximadamente US\$30 bilhões anuais e envolve cerca de 20 milhões de mineiros em mais de 80 países, incluindo 4 a 5

milhões de mulheres e crianças (ANM, 2022; Unep, 2023). Países em desenvolvimento, com menos regulamentações rigorosas e fiscalização, têm uma grande concentração dessas atividades, atraídas pela abundância de recursos minerais e pela acessibilidade da mineração (Hinton, 2005).

No Brasil, a área ocupada pela mineração artesanal aumentou em 35 mil hectares, com a Amazônia representando 92% dessas áreas. A mineração ilegal de Au na região ocupa 85,4% dos 263 mil hectares minerados no país e houve um aumento significativo da atividade em terras indígenas e unidades de conservação nos últimos anos (MapBiomas, 2022).

O garimpo de Au, assim como outras atividades antropogênicas, traz uma série de riscos, principalmente devido ao uso de mercúrio (Hg). O Brasil, junto com a China, Índia, Indonésia e Peru, está entre os maiores emissores de Hg no mundo. O mercúrio é altamente tóxico, com impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente, particularmente em áreas de mineração (PNUMA, 2019; WHO, 2021).

1.1.2. Processo de Amalgamação e uso do mercúrio (Hg) na mineração de ouro

A mineração de Au, historicamente centrada em regiões como os Estados Unidos, passou por uma migração para países de renda média e baixa, especialmente na região amazônica, em resposta ao aumento dos preços globais do ouro desde a década de 1980 (Garnier et al., 2022). Na Amazônia, a mineração ocorre predominantemente em operações a céu aberto, onde o desmatamento é a principal ferramenta para exportar depósitos superficiais de minerais valiosos. O uso de bombas de água permite a remoção de sedimentos, que são separados para a remoção de metais (Moulatlet et al., 2023).

O garimpo na Amazônia não corresponde mais apenas a métodos rudimentares. Estudos mostram que muitas operações agora utilizam dragas movidas ao óleo diesel, quando a exploração ocorre dentro dos rios, já no leito são usadas retroescavadeiras, intensificando a remoção do solo, mas também agravando a contaminação ambiental, especialmente pela liberação de Hg (Salomão et al., 2023; Bandeira Júnior e Carvalho, 2023).

No processo de extração de Au, é utilizado o Hg líquido, formando uma liga metálica, conhecida como amálgama. Essa liga é aquecida a temperaturas acima de 300° C, obtendo-se o ouro, enquanto o Hg é emitido para a atmosfera (Esdaile e Chalker, 2018; Sysalová et al., 2019). Durante o processo, quantidades variáveis de Hg são perdidas na forma metálica para rios, solos, e rejeitos contaminados são deixados a céu aberto na maioria dos sítios de garimpo (IBAMA, 2022).

A Amazônia tem sido fortemente impactada pela contaminação por Hg, que representa uma das principais fontes de emissões desse metal na América do Sul (Garnier et al., 2022). O Hg é um poluente persistente, não biodegradável, e sua presença no ambiente pode ter efeitos a longo prazo sobre os ecossistemas e a saúde humana, devido à sua toxicidade crônica e capacidade de se acumular nos organismos ao longo do tempo (Wang et al., 2022).

1.1.3. Ciclo Biogeoquímico do Hg no Ambiente

O Hg transita entre os compartimentos atmosférico, aquático, terrestre e biótico, passando por várias transformações químicas e físicas complexas, com diferentes padrões de transporte e deposição no meio ambiente. Esse metal pode existir na natureza na forma orgânica (CH_3Hg , $\text{C}_2\text{H}_5\text{Hg}$), inorgânica (Hg^+ , Hg^{2+} , HgS , HgO) e elementar (Hg^0) e, devido a variação da sua forma, os compostos Hg apresentam vários estados de oxidação dependendo das vias de exposição (Sing et al., 2023).

O Hg^0 existe como vapor na atmosfera, sendo foto-oxidada com o ozônio e reagindo com a água, podendo viajar longas distâncias e retornar à superfície através da precipitação. Este pode voltar à atmosfera como vapor ou ser convertido em metilmercúrio (CH_3Hg) por microrganismos em sedimentos ou na água de rios e mares (Lyman et al., 2022).

O Hg^{2+} é a forma do mercúrio que mais predomina no ambiente (água, solo e sedimentos). No solo este resiste em uma fase sólida devido a adsorção com sulfetos, matéria orgânica e argila. Outros fatores do solo como a textura, temperatura e população microbiana afetam a transformação, mobilização e metilação do Hg^{2+} , além da natureza do material de origem que influenciam a concentração desse metal no solo (Singh et al., 2023).

A concentração natural de Hg em solos em todo o mundo varia entre 0,58 e 1,8 mg kg^{-1} , e em média a concentração estimada é de 1,1 mg kg^{-1} , sendo que os Cambissolos correspondem a uma das classes de solo que apresentam maiores teores de Hg em sua estrutura pedológica (Kabata-Pendias, 2010).

Entretanto, teores naturais de Hg no estado do Pará são inferiores à média mundial, com valores de background em torno de 0,19 mg kg^{-1} e um valor de referência de qualidade de 0,26 mg kg^{-1} (Fernandes et al., 2019). Estudos específicos na região de Carajás apontam concentrações ainda menores, variando de $< 0,01$ a 0,12 mg kg^{-1} (Salomão et al., 2018), enquanto em Parauapebas o background registrado foi de 0,13 mg kg^{-1} (Sahoo et al., 2020). Esses valores de backgrounds são importantes devido à proximidade da região de estudo (São Felix do Xingu) com essas áreas, sendo esperado concentrações naturais de Hg semelhantes

ou superiores aos observados em Carajás e Parauapebas na avaliação dos impactos da atividade garimpeira.

O Hg é pouco móvel durante o intemperismo, embora forme várias espécies iônicas, tendendo a ser fortemente retido no solo quando adicionado na forma elementar ou como complexo aniônico e catiônico (Bansal, 2011).

Nas plantas, o Hg pode ser facilmente absorvido através dos pelos radiculares e da biomassa aérea. Essa absorção depende da espécie da planta, especiação química do Hg e das propriedades do solo. Valores elevados de Hg em plantas podem causar redução na fotossíntese e na biomassa (De siqueira et al., 2021). Entretanto, plantas resistentes à toxicidade conhecidas como fitorremediadoras, liberam exsudatos radiculares que alteram o pH da rizosfera, melhoram a solubilidades dos elementos potencialmente tóxicos (EPTs), aumentam a sua biodisponibilidade e auxiliam na remediação de locais contaminados por esses elementos (Yang et al., 2020).

Muitos estudos abordam sobre formas de remediação de locais contaminados por garimpos. O uso de plantas nativas como *Clidemia sericea* D. Don apresentou alta tolerância à exposição de Hg, Cd e Pb em solo degradado por mineração de Au (Durante-Yáñez et al., 2021), assim como as espécies *Erato polymnioides* e *Miconia* sp., que possuem potencial de fitoextração de Hg em áreas de mineração (Chamba-Eras et al., 2022).

O Hg orgânico (Me-Hg, Et-Hg) são os mais prejudiciais e seguem uma sequência de toxicidade $Hg^0 < Hg^{2+}$, $Hg^+ < CH_3-Hg$ (Singh et al., 2023). O metilmercúrio acumula-se em organismos vivos, alcançando concentrações elevadas em peixes predadores, representando a forma mais significativa de exposição humana (Costa et al., 2023). Este ciclo, conhecido como biogeoquímico, permite a interação do mercúrio com o ambiente e os seres vivos. Os efeitos variados nos organismos dependem da forma química do metal, da via de exposição e da intensidade da exposição (Tomiyasu et al., 2020).

O Hg afeta diretamente a saúde humana através do consumo de peixes contaminados com metilmercúrio, que se biomagnificam nas cadeias alimentares. Esse acúmulo é especialmente perigoso para populações que carecem de peixes como principal fonte de proteína (Castilhos et al., 2023).

1.1.4. Impactos Ambientais do garimpo de Au

A atividade garimpeira causa sérios impactos ambientais, principalmente devido ao uso de Hg e ao desmatamento. Além de contaminar corpos d'água, o Hg altera os ecossistemas

aquáticos, afetando a biodiversidade e a saúde humana em áreas próximas (Esdaile; Chalker, 2018).

O uso impróprio e excessivo do Hg na extração artesanal e ilegal de Au não só tem elevado suas concentrações, mas também tem modificado ecossistemas, especialmente no ambiente aquático (Castilhos et al., 2015). Pesquisas apontam que cerca de 77% das áreas de garimpo na Amazônia estão a cerca de 500 metros dos corpos hídricos como rios, lagos e igarapés (Mapbioma, 2023).

Nas bacias do rio Branco, Tapajós e Xingu, foram constatados níveis crescentes de mercúrio a jusante, sendo que 27% das sub-bacias apresentaram concentrações acima dos parâmetros estabelecidos pela legislação brasileira para mercúrio em peixes. Nos rios Branco e Tapajós, 52,4% das sub-bacias excederam o limite máximo permitido. A avaliação de risco das comunidades tradicionais nessas regiões indicou um risco que variou de alto a extremamente alto, devido ao consumo da biota contaminada pelo Hg (Domingues et al., 2024).

O desmatamento e a degradação do solo também são consequências dessa forma de exploração mineral, pois, muitas vezes, requer a remoção de vegetação para acessar os depósitos minerais (Ngom et al., 2023). O desmatamento pode levar à perda de habitats, diminuição da biodiversidade e aumento da vulnerabilidade à erosão do solo (Danala Danga et al., 2024). A movimentação de terra durante a mineração artesanal, pode levar à compactação do solo e remoção da camada fértil, o que deixa o solo desprotegido e suas partículas desagregadas (Hilson, 2003; Veiga et al., 2002).

As operações de MAPE no sudeste da Nigéria, contribuíram para a degradação do solo, aumentando a carga de metais pesados no ecossistema (Kyowe et al., 2024), assim como encontrado nas minas de Ghana, que apresentaram contaminação da camada superficial do solo com alto risco ecológico para Cd e As (Darko Asamoah et al., 2024). Os impactos dessa atividade vão além das características do solo, afetando também a ecologia local, como relatado por Chakuya et al. (2023) que, ao analisar a MAPE dentro de uma área protegida, concluiu que essa atividade representa ameaça significativa à vegetação, vida selvagem e corpos d'água, contribuindo para a migração da fauna.

A perturbação do ecossistema sem sua devida recuperação, causa perdas expressivas na caracterização e paisagem do local, incluindo a camada fértil e a flora nativa, as quais impossibilitam a rebrota de espécies locais, e diminuem a qualidade do regime hídrico. A perda da estrutura física, química e biológica dos solos degradados resulta na perda de

adaptação das plantas, dificultando a recuperação desses solos (Alarcón-Aguirre et al., 2023; Yuwono et al., 2023).

Ademais, o solo atua como um grande reservatório para emissões antropogênicas de Hg. Altas concentrações de Hg em solos e rejeitos de mineração abandonados representam um sério problema de saúde pública que pode ameaçar a saúde humana e a integridade do meio ambiente. Trabalhos como os de Zhang et al., 2024; Yoon et al., 2022; Marrugo-Madrid et al., 2021 e Velásquez et al., 2021 demonstram a problemática da contaminação causada pelas MAPEs referente aos riscos ambientais e à saúde humana.

1.1.5. Risco à saúde pública em comunidades expostas ao Hg

As concentrações elevadas de Hg emitido pela MAPE representam grande ameaça também à saúde humana. O Hg emitido viaja longas distâncias por vias aéreas e oceânicas, além de se bioacumular em organismos. Martoredjo et al., 2024 identificaram que áreas localizadas até 50 km das atividades de mineração mostraram níveis de médios a altos de Hg em cabelos humanos, ultrapassando o limite de 6 µg/g estabelecido pela OMS.

Além disso, o tipo de Hg influencia na forma como ele age no corpo humano. O vapor de mercúrio, por exemplo, é absorvido facilmente pelos pulmões, chegando a cerca de 80%, mas é quase insignificante a absorção pelo estômago ou pela pele. Já o mercúrio na forma inorgânica tem uma absorção incerta pela pele, mas, se ingerido, de 2 a 38% pode ser absorvido, dependendo do tipo específico. O mercúrio orgânico, por outro lado, é absorvido facilmente pelo estômago, chegando a até 95%, em casos como o metilmercúrio presente em peixes (Holmes et al., 2009). O mercúrio residual da MAPE chega na superfície da água, bioacumula e metila na cadeia alimentar aquática (Kumar et al., 2023).

No caso dos ribeirinhos, que vivem em áreas rurais às margens dos rios, predominantes na região Norte do Brasil, enfrentam desafios como saneamento e serviços de saúde inadequados (Siqueira et al., 2023). A alimentação é baseada principalmente no consumo de frutas, feijão, arroz, farinha de mandioca e peixes, que são a principal fonte de proteína e um meio de exposição ao mercúrio, especialmente o metilmercúrio (CH₃Hg), o qual sua concentração varia entre os táxons invertebrados, podendo chegar a 90% em peixes (Barst et al., 2022).

A exposição ao Hg ocorre principalmente pelo consumo de pescado, uma das principais fontes na população (Pérez et al., 2019). Um dos casos mais notáveis de intoxicação por mercúrio ocorreu entre 1920 e 1968 na Baía de Minamata, no Japão. Resíduos de mercúrio usados na produção de acetaldeído e cloreto de vinila foram descartados por uma fábrica local,

contaminando peixes e frutos do mar. Pessoas que consumiram esses alimentos, especialmente crianças, apresentaram sintomas como ataxia, amplitude de fala, constrição do campo visual, perda auditiva, alterações sensoriais e paralisia mental. Esses casos ocorreram devido à identificação da doença de Minamata, descritos por graves sinais de intoxicação por mercúrio (Micaroni et al., 2000).

A contaminação humana por Hg não depende apenas da quantidade de peixe consumida, mas também da espécie escolhida, já que algumas acumulam mais mercúrio do que outras (Rodriguez-Levy et al., 2022). É importante ressaltar que indivíduos em fase de desenvolvimento, como fetos e crianças pequenas, são especialmente vulneráveis aos efeitos da exposição ao Hg, devido à sua capacidade de atravessar tanto a barreira hematoencefálica quanto a placentária. A exposição prolongada ao metilmercúrio, mesmo em pequenas quantidades, pode causar distúrbios imunológicos e hematológicos (Pérez et al., 2019; Silva et al., 2017).

No entanto, devido à simplicidade e ao baixo custo da fusão Hg-Au, é difícil convencer os mineiros a reduzir o uso do Hg, apesar dos perigos para a saúde (Laing et al., 2023). Assim, a intoxicação por Hg na MAPE é um problema de saúde global importante e amplamente negligenciado (Waack et al., 2023).

1.1.6. Mineração de repasse e suas implicações

A mineração de repasse, prática comum na Amazônia, tem impactos significativos devido ao processamento do ouro (Au) utilizado na região, que apresenta baixo desempenho, com uma recuperação de menos de 30% do ouro presente no material processado. Durante a queima da amálgama, parte do ouro também é perdida devido ao arraste, um aspecto que se agrava com o aumento da temperatura. Estudos indicam que altas concentrações de ouro, cerca de 15 mg kg^{-1} , são frequentemente encontradas em solos próximos às áreas de amalgamação (Souza et al., 2018). Essa baixa eficiência contribui para que áreas já exploradas sejam reutilizadas em atividades mineradoras subsequentes, caracterizando a mineração de repasse.

Mesmo em períodos de inatividade, como na estação seca, o mercúrio residual nessas áreas continua sendo exportado para os rios, com a mobilização intensificada na estação chuvosa. A erosão do solo, por ações antrópicas, facilita a mobilização do mercúrio para os reservatórios de água, e a reexploração de minas antigas aumenta o risco de remobilização do mercúrio residual (Hellal et al., 2020).

O Hg apresenta afinidade pelos colóides do solo, podendo permanecer armazenado por longos períodos. Mensah e Tuokuu (2024), ao avaliar a contaminação por elementos potencialmente tóxicos em áreas de mineração relataram maior fator de contaminação em áreas de mineração desativada, comparado às áreas de mineração ativas, indicando que os riscos à saúde para as comunidades próximas se mantêm ou até aumentam após o encerramento das atividades mineradoras.

Além disso, muitos garimpos na Amazônia, após inativação, tendem a ser utilizadas para a agropecuária. A utilização de áreas de garimpo para agricultura sem um prévio estudo sobre o estado e preparo para recuperação do solo pode trazer consequências para a saúde humana, pois os EPT's podem se acumular em vegetais e entrar na cadeia alimentar (Zhang et al., 2024; Wang et al., 2021; Xiao et al., 2017).

Dessa forma, em áreas onde a mineração de repasse é recorrente, a contaminação humana e ambiental pode ser agravada. O Hg armazenado em solo de explorações antigas pode ser mobilizado continuamente, mantendo o risco ambiental e a exposição humana por décadas após o término das atividades de mineração.

1.1.7. Avaliação dos riscos ecológicos e à saúde humana

Os EPTs ocorrem naturalmente no solo, sendo sua presença atribuída ao material de origem, geralmente apresentando baixa mobilidade e risco. No entanto, quando encontrado em altas concentrações, sua origem está frequentemente relacionada a fontes antropogênicas (Pereira et al., 2020).

O aumento das concentrações de EPTs no ambiente promove a contaminação do ar, da água e do solo, resultando em impactos adversos ao equilíbrio dos ecossistemas. Essas alterações comprometem significativamente as propriedades do solo, prejudicando suas funções produtivas e afetando a biodiversidade e os organismos que dependem desse recurso (Shehu et al., 2023). Dessa forma, a avaliação do potencial risco ecológico é fundamental para a proteção do meio ambiente, prevenindo a poluição secundária decorrente da presença desses elementos.

Para avaliar a contaminação por Hg no solo, diversos indicadores geoquímicos são amplamente utilizados. Entre eles, destacam-se o índice de geoacumulação (Igeo), o índice de risco ecológico potencial (IREP) (Owusu-Prempeh et al., 2022), fator de contaminação (FC) e Fator de enriquecimento (FE) (Gyamfi et al., 2021). Esses índices permitem não apenas a análise da qualidade do solo, mas também auxiliam na previsão da sustentabilidade dos ecossistemas a longo prazo (Souza Neto et al., 2020).

Em áreas de mineração de repasse, os indivíduos vivem em constante contato com o Hg, seja no uso do metal líquido durante o primeiro processamento, na exposição aos rejeitos, no processo de amalgamação ou no reprocessamento dos rejeitos, onde mais Hg é adicionado. A toxicidade do Hg em humanos afeta principalmente o sistema nervoso, os rins e o sistema cardiovascular, além de comprometer os sistemas gastrointestinal, hematológico, imunológico e reprodutivo (Munthe et al, 2010).

Devido à má gestão dos resíduos de Hg em áreas de MAPEs, esse elemento é frequentemente associado a risco à saúde humana (Soe et al., 2022; Taux et al., 2022; Odukoya et al., 2022; Teixeira et al., 2021). Diante disso, modelos de avaliação de risco não carcinogênico são vastamente utilizados para estimar os impactos do Hg na saúde, considerando sua concentração, a via de exposição, sua toxicidade e a frequência de exposição (Sousa e Zaitune, 2022).

1.1.8. Extração química sequencial

O Hg é um elemento químico altamente tóxico, que pode assumir diferentes formas no solo, afetando sua mobilidade e disponibilidade para os organismos. No ambiente, ele pode estar retido nos constituintes sólidos do solo, ligado a diferentes compostos, ou dissolvido em pequenas quantidades na solução do solo (Reis et al., 2006).

Em muitas análises ambientais, a concentração total de Hg costuma ser utilizada como referência para avaliação de risco. No entanto, esse tipo de abordagem assume que todo o Hg presente está disponível para ser mobilizado e absorvido, o que raramente acontece. Dessa forma, essa análise considera um cenário extremo, podendo superestimar os riscos reais e resultar em interpretações equivocadas sobre a toxicidade e o impacto ambiental do elemento (Ali et al., 2024).

Para compreender melhor a interação do Hg com o solo e sua real capacidade de contaminação, é essencial investigar suas diferentes formas químicas. Esse conhecimento é fundamental para avaliar sua biodisponibilidade e seu potencial de transporte no ambiente, auxiliando na definição de estratégias mais eficazes para remediação e controle da poluição (Tytla et al., 2022).

Uma das abordagens mais utilizadas para essa caracterização é a extração sequencial, técnica que permite separar o Hg em diferentes frações químicas. Esse método consiste na aplicação de reagentes específicos que solubilizam progressivamente cada fração, de acordo com a força de ligação do metal aos constituintes do solo (Pelcová et al., 2020). Dessa forma,

é possível determinar quais formas de Hg apresentam maior risco de mobilização e quais permanecem mais estáveis ao longo do tempo.

Dentre os protocolos de extração sequencial, o método desenvolvido pelo Bureau Communautaire de Référence (BCR) destaca-se como uma abordagem amplamente utilizada para o fracionamento de metais em solos e sedimentos (Pereira et al., 2020). Esse método apresenta boa eficiência e reprodutibilidade, sendo frequentemente adaptado conforme os objetivos da pesquisa, seja por ajustes na concentração de reagentes, tempo de extração ou inclusão de etapas adicionais para melhor discriminar as formas químicas dos elementos (Ali et al., 2024).

Para o Hg, diversos protocolos de extração sequencial foram desenvolvidos, diferenciados pelos reagentes usados na liberação das frações individuais. De acordo com Reis et al (2006), as principais frações identificadas incluem: (i) fração solúvel em água, liberada por centrifugação ou filtração; (ii) fração trocável, extraída por soluções salinas como $MgCl_2$ e NH_4OAc ; (iii) fração associada a carbonatos, extraída por acetato de sódio em pH 5; (iv) fração redutível, extraída por hidroxilamina em meio ácido; (v) fração oxidável, extraída por H_2O_2 em meio ácido quente e (vi) fração residual, determinada por digestão com água régia, representando o Hg fortemente ligado à estrutura cristalina dos minerais.

Na região amazônica, muitos estudos sobre contaminação em áreas de mineração avaliam a biodisponibilidade de EPTs (Ribeiro et al., 2025; Nahum et al., 2024; Covre et al., 2022; Pereira et al., 2020). No entanto, ainda há uma carência de pesquisas voltadas para o fracionamento químico do Hg em áreas de MAPEs. Diante disso, compreender como esse tipo de atividade influencia as transformações químicas do Hg nos solos da região é importante para avaliar sua mobilidade, persistência e riscos ambientais associados.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO (ANM). **Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas**. Brasília. 2022. p. 23. Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/assuntos/economia-mineral/publicacoes/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/PreviaAMB2022.pdf>. Acesso em: 07 nov. 2024.
- ALARCÓN-AGUIRRE, G. et al. Vegetation dynamics in lands degraded by gold mining in the southeastern Peruvian Amazon. **Trees, Forests and People**, v. 11, p. 100369, mar. 2023.
- ALI, J. et al. A review of sequential extraction methods for fractionation analysis of toxic metals in solid environmental matrices. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 173, p. 117639, abr. 2024.
- Bansal, Neetu et al. The determination of trace mercury in environmental samples: a review. *Chemeca 2013: Challenging Tomorrow*, p. 771-776, 2013.
- BARST, B. D.; CHÉTELAT, J.; BASU, N. Toxicological risk of mercury for fish and invertebrate prey in the Arctic. **Science of The Total Environment**, v. 836, p. 155702, ago. 2022.
- CASTILHOS, Z. et al. Human exposure and risk assessment associated with mercury contamination in artisanal gold mining areas in the Brazilian Amazon. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 15, p. 11255–11264, 24 ago. 2015.
- Castilhos, Z. C; Domingos, L. M. B. **Aspectos da complexa realidade da mineração artesanal e de pequena escala de ouro no Brasil**. 2023. Disponível em: https://master.cetem.gov.br/bitstream/cetem/3792/1/CCL0001.00.24_Minera%C3%A7%C3%A3o%20de%20Ouro%20Artesanal%20e%20em%20Pequena%20Escala%20na%20Amaz%C3%B4nia.pdf. Acesso em: 10 nov. 2024.
- Costa, M. O., Hacon, S. Fernandez, L. E., Lazaro, W.L., Ruffino, M.L., Cisneros, F. (2023). Contaminação por mercúrio na Amazônia. Disponível em: https://wwfbrnew.awsassets.panda.org/downloads/notatecnica_otca.pdf. Acesso em: 20 Out. de 2024.
- COVRE, W. P. et al. Impact of copper mining wastes in the Amazon: Properties and risks to environment and human health. **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126688, jan. 2022.
- CHAKUYA, J. et al. An assessment of the impact of illegal artisanal gold mining on the environment in parts of Chewore Safari Area, Northern Zimbabwe. **Environmental Research Communications**, v. 5, n. 7, p. 075005, 1 jul. 2023.
- CHAMBA-ERAS, I. et al. Native Hyperaccumulator Plants with Differential Phytoremediation Potential in an Artisanal Gold Mine of the Ecuadorian Amazon. **Plants**, v. 11, n. 9, p. 1186, 28 abr. 2022.

CRESPO-LÓPEZ, M. E. et al. Methylmercury genotoxicity: A novel effect in human cell lines of the central nervous system. **Environment International**, v. 33, n. 2, p. 141–146, fev. 2007.

DANALA DANGA, S. et al. Assessing soil contamination by potentially toxic elements in artisanal and small-scale gold mining sites of the Adamawa Region, Cameroon. **Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis**, v. 24, n. 3, 26 ago. 2024.

DARKO ASAMOAH, B. et al. Spatial distribution, bioaccessibility, and human health implications of potentially toxic elements in mining-impacted topsoils in Obuasi Municipality of Ghana. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 46, n. 8, p. 291, 8 ago. 2024

DE SIQUEIRA, K. A. et al. *Aspergillus* sp. A31 and *Curvularia geniculata* P1 mitigate mercury toxicity to *Oryza sativa* L. **Archives of Microbiology**, v. 203, n. 9, p. 5345–5361, 13 nov. 2021.

DOMINGUES, V. S. et al. Mercury Dynamics and Bioaccumulation Risk Assessment in Three Gold Mining-Impacted Amazon River Basins. **Toxics**, v. 12, n. 8, p. 599, 18 ago. 2024.

DURANTE-YÁNEZ, E. V. et al. Phytoremediation of Soils Contaminated with Heavy Metals from Gold Mining Activities Using *Clidemia sericea* D. Don. **Plants**, v. 11, n. 5, p. 597, 23 fev. 2022.

ESDAILE, L. J.; CHALKER, J. M. The Mercury Problem in Artisanal and Small-Scale Gold Mining. **Chemistry – A European Journal**, v. 24, n. 27, p. 6905–6916, 11 maio 2018.

GARNIER, J.; SEYLER, PATRICK. **Desmatamento, garimpo e mercúrio. Trajetórias de pesquisa na Amazônia brasileira: o IRD e seus parceiros**, p. 156-161, 2022.

GYAMFI, O. et al. Contamination, exposure and risk assessment of mercury in the soils of an artisanal gold mining community in Ghana. **Chemosphere**, v. 267, p. 128910, mar. 2021.

HELLAL, J. et al. Impact of Old and Recent Gold Mining Sites on Mercury Fluxes in Suspended Particulate Matter, Water and Sediment in French Guiana. **Applied Sciences**, v. 10, n. 21, p. 7829, 4 nov. 2020.

HILSON, G. The environmental impact of small-scale gold mining in Ghana: identifying problems and possible solutions. **The Geographical Journal**, v. 168, n. 1, p. 57–72, 6 mar. 2002.

HENTSCHEL, THOMAS et al. Global report on artisanal and small-scale mining. **Mining, minerals and sustainable development**, v. 70, n. January, 2002.

FEDERAL, M. P. **Mineração ilegal de ouro na Amazônia: marcos jurídicos e questões controversas**. MPF, Brasília, 2020.

HOLMES, P.; JAMES, K. A. F.; LEVY, L. S. Is low-level environmental mercury exposure of concern to human health? **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 2, p. 171–182, dez. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). Mercúrio Metálico. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/emissoes-e-residuos/residuos/mercurio-metalico>. Acesso em: 7 maio 2024.

VEIGA, MARCELLO MARIZ DA; SILVA, ALBERTO ROGÉRIO BENEDITO DA; HINTON, JENNIFER J.O. **Garimpo de ouro na Amazônia: aspectos tecnológicos, ambientais e sociais**. 2002. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/1233/1/extracao-ouro%20cap.11.pdf>. Acesso em: 10 Nov. 2024.

JUNIOR, C. DE M. B.; CARVALHO, L. G. DE. Transformations in artisanal and small-scale gold mining work and production structures in the tapajós region of Brazil's amazon. **Resources Policy**, v. 83, p. 103597, jun. 2023.

KABATA-PENDIAS, A. Trace Elements in Soils and Plants. [s.l.] CRC Press, 2010.

KUMAR, V. et al. A Retrospection on Mercury Contamination, Bioaccumulation, and Toxicity in Diverse Environments: Current Insights and Future Prospects. **Sustainability**, v. 15, n. 18, p. 13292, 5 set. 2023.

KYOWE, H. A. et al. Index of heavy metal pollution and health risk assessment with respect to artisanal gold mining operations in Ibodi-Ijesa, Southwest Nigeria. **Journal of Trace Elements and Minerals**, v. 9, p. 100160, set. 2024.

LAING, T. et al. Assessing the economics and finances of Artisanal and small-scale gold mining in Guyana. **Journal of Rural Studies**, v. 97, p. 438–448, jan. 2023.

LYMAN, S. N. et al. Evidence against Rapid Mercury Oxidation in Photochemical Smog. **Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 16, p. 11225–11235, 16 ago. 2022.

MAPBIOMAS. **Amazônia concentra mais de 90% do garimpo no Brasil**. 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/2023/09/22/amazonia-concentra-mais-de-90-do-garimpo-no-brasil/>. Acesso em: 7 maio 2024.

MARRUGO-MADRID, S. et al. Assessment of dissolved mercury by diffusive gradients in thin films devices in abandoned ponds impacted by small scale gold mining. **Environmental Research**, v. 208, p. 112633, maio 2022.

MARTOREDJO, I. et al. Trends in Mercury Contamination Distribution among Human and Animal Populations in the Amazon Region. **Toxics**, v. 12, n. 3, p. 204, 7 mar. 2024.

MENSAH, A. K.; TUOKUU, F. X. D. Polluting our rivers in search of gold: how sustainable are reforms to stop informal miners from returning to mining sites in Ghana? **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, 10 maio 2023.

MICARONI, R. C. DA C. M.; BUENO, M. I. M. S.; JARDIM, W. DE F. Compostos de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 487–495, ago. 2000.

MOULATLET, G. M. et al. A systematic review on metal contamination due to mining activities in the Amazon basin and associated environmental hazards. **Chemosphere**, v. 339, p. 139700, out. 2023.

MUNTHER, J. et al. **Study on mercury sources and emissions, and analysis of cost and effectiveness of control measures–“UNEP Paragraph 29 study”**. Geneva, Division of Technology, Industry and Economics (DTIE), Chemicals Branch, United Nations Environment Program (UNEP), 70pp, 2010.

NAHUM, A. B. R. et al. Properties and environmental quality of the overburden and tailings of manganese mining in the Eastern Amazon. **Environmental Research**, v. 262, p. 119965, dez. 2024.

NGOM, N. M. et al. Artisanal Exploitation of Mineral Resources: Remote Sensing Observations of Environmental Consequences, Social and Ethical Aspects. **Surveys in Geophysics**, v. 44, n. 1, p. 225–247, 31 fev. 2023.

ODUKOYA, A. M. et al. Assessment of bioaccessibility and health risk of mercury within soil of artisanal gold mine sites, Niger, North-central part of Nigeria. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 44, n. 3, p. 893–909, 11 mar. 2022.

OWUSU-PREMPEH, N. et al. Analysis of the status and ecological risks of heavy metals contamination in artisanal and small-scale gold mine-spoils at the Atewa Forest Landscape, Ghana. **Scientific African**, v. 16, p. e01235, jul. 2022.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA). Global Mercury Assessment 2018. 2019. Disponível em: <https://www.unenvironment.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018>. Acesso em: 5 de maio de 2024.

PEREIRA, W. V. DA S. et al. Chemical fractionation and bioaccessibility of potentially toxic elements in the area of artisanal gold mining in the Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 267, p. 110644, ago. 2020.

PÉREZ, R. et al. Biomonitoring of mercury in hair of children living in the Valencian Region (Spain). Exposure and risk assessment. **Chemosphere**, v. 217, p. 558–566, fev. 2019.

PELCOVÁ, P. et al. Fractionation Analysis of Mercury in Soils: A Comparison of Three Techniques for Bioavailable Mercury Fraction Determination. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 39, n. 9, p. 1670–1677, 9 jun. 2020.

REIS, A. T. et al. Overview and challenges of mercury fractionation and speciation in soils. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 82, p. 109–117, set. 2016.

RIBEIRO, P. G. et al. Environmental and human health risk assessment of potentially toxic elements in rehabilitating iron mine lands in the Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 374, p. 124059, fev. 2025.

RODRIGUEZ-LEVY, I. E. et al. Trace element accumulation in different edible fish species from the Bolivian Amazon and the risk for human consumption. **Heliyon**, v. 8, n. 11, p. e11649, nov. 2022.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Developing a National Action Plan to Reduce and, Where Feasible, Eliminate Mercury Use in Artisanal and Small-Scale Gold Mining - Guidance Document. 2017. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/25473>. Acesso em: 12 julh. 2023

SALOMÃO, G. N. et al. Changes in the surface water quality of a tropical watershed in the southeastern amazon due to the environmental impacts of artisanal mining. **Environmental Pollution**, v. 329, p. 121595, jul. 2023.

SILVA, R. R. DA et al. Convenção de Minamata: análise dos impactos socioambientais de uma solução em longo prazo. **Saúde em Debate**, v. 41, n. spe2, p. 50–62, jun. 2017.

SINGH, A. D. et al. Critical review on biogeochemical dynamics of mercury (Hg) and its abatement strategies. **Chemosphere**, v. 319, p. 137917, abr. 2023.

SIQUEIRA, J. H. et al. Prevalence of concomitant hypertension and diabetes among adults and elderly living in rural riverside areas in Amazon. **Rural and Remote Health**, v. 23, n. 4, p. 1-10, 2023.

SHEHU, I.; MALSIU, A.; BAJRAKTARI, N. Assessment of Potentially Toxic Element Concentrations in Soil And Vegetables and Impact on Human Health Through TF, EDI, and HRI Indicators: Case Study Anadrinia Region (Kosovo). **Biological Trace Element Research**, v. 201, n. 1, p. 479–492, 19 jan. 2023.

SOUZA NETO, H. F. DE et al. Environmental and human health risks of arsenic in gold mining areas in the eastern Amazon. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114969, out. 2020.

SOUSA, L. A. DE; ZAITUNE, M. P. DO A. Uma revisão de escopo de revisões sistemáticas sobre exposição humana ao mercúrio. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 47, 2022.

SOUZA, J. N. et al. **Perdas de metais preciosos e liberação de mercúrio elementar durante a decomposição térmica de amálgamas: uma abordagem prática**. Rio de Janeiro: CETEM/MCTIC, 2018.72 p.

SOUZA NETO, H. F. DE et al. Environmental and human health risks of arsenic in gold mining areas in the eastern Amazon. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114969, out. 2020.

SYSALOVÁ, J. et al. Occurrence and transformation of mercury in formerly contaminated soils due to operation of amalgamation techniques and assessment of consequences. **Human**

and Ecological Risk Assessment: An International Journal, v. 26, n. 8, p. 2189–2202, 13 set. 2020.

TAUX, K.; KRAUS, T.; KAIFIE, A. Mercury Exposure and Its Health Effects in Workers in the Artisanal and Small-Scale Gold Mining (ASGM) Sector—A Systematic Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 4, p. 2081, 13 fev. 2022.

TEIXEIRA, R. A. et al. Artisanal gold mining in the eastern Amazon: Environmental and human health risks of mercury from different mining methods. **Chemosphere**, v. 284, p. 131220, dez. 2021.

TYTŁA, M.; WIDZIEWICZ-RZOŃCA, K.; BERNAS, Z. A Comparison of Conventional and Ultrasound-Assisted BCR Sequential Extraction Methods for the Fractionation of Heavy Metals in Sewage Sludge of Different Characteristics. **Molecules**, v. 27, n. 15, p. 4947, 3 ago. 2022.

TOMIYASU, T. et al. Distribution of total and organic mercury in soils around an artisanal and small-scale gold mining area in West Java, Indonesia. **SN Applied Sciences**, v. 2, n. 7, p. 1213, 15 jul. 2020.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Artisanal and Small-Scale Gold Mining Without Mercury. 2024. Disponível em: <https://www.epa.gov/international-cooperation/artisanal-and-small-scale-gold-mining-without-mercury>. Acesso em: Outubro de 2023.

VALE, EDUARDO. Análise econômica das pequenas e médias empresas de mineração: relatório final. Brasília: CPRM, 2000.

VEIGA, M. M.; MARSHALL, B. G. The Colombian artisanal mining sector: Formalization is a heavy burden. **The Extractive Industries and Society**, v. 6, n. 1, p. 223–228, jan. 2019.

VELÁSQUEZ RAMÍREZ, M. G. et al. Mercury in soils impacted by alluvial gold mining in the Peruvian Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 288, p. 112364, jun. 2021.

WAACK, A.; RANABOTHU, M.; VATTIPALLY, V. Mercury poisoning from artisanal gold mining equipment. **Radiology Case Reports**, v. 18, n. 2, p. 607–609, fev. 2023.

WANG, J. et al. Biogeochemical cycle of mercury and controlling technologies: Publications in critical reviews in environmental science & technology in the period of 2017–2021. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 24, p. 4325–4330, 17 dez. 2022.

WANG, Z. et al. Characteristics of Mercury Pollution and Ecological Risk Assessment in Different Degraded Grasslands of the Songnen Plains, Northeastern China. **Sustainability**, v. 13, n. 19, p. 10898, 30 set. 2021.

XIAO, R. et al. Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 141, p. 17–24, jul. 2017.

WORLD BANK. Artisanal and Small-Scale Mining: Brief. 2013. Disponível em: <http://www.worldbank.org/en/topic/extractiveindustries/brief/artisanal-and-small-scale-mining>. Acesso em: 11 julh. 2023.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO).2021. Exposição ao Mercúrio: um grave problema de saúde pública. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/340715/9789240025172-por.pdf>. Acesso em: 21 set. 2024.

YANG, L. et al. Toxicity of mercury: Molecular evidence. **Chemosphere**, v. 245, p. 125586, abr. 2020.

YOON, S. et al. Metal(loid)-specific sources and distribution mechanisms of riverside soil contamination near an abandoned gold mine in Mongolia. **Journal of Hazardous Materials**, v. 443, p. 130294, fev. 2023.

YUWONO, S. B. et al. Mercury pollution in the soil and river water of the Ratai watershed by artisanal and small-scale gold mining activities in Pesawaran District, Lampung, Indonesia. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 10, n. 2, p. 4233, 1 jan. 2023.

ZHANG, C. et al. Mercury pollution risks of agricultural soils and crops in mercury mining areas in Guizhou Province, China: effects of large mercury slag piles. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 46, n. 2, p. 53, 20 fev. 2024.

2. MINERAÇÃO ARTESANAL DE OURO NA AMAZÔNIA: CRONOSSEQUÊNCIA E CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR MERCÚRIO

2.1 INTRODUÇÃO

A mineração artesanal e de pequena escala (MAPE), conhecida como garimpo no Brasil, é uma atividade comum em regiões ricas em recursos minerais, mais recorrente em países em desenvolvimento. Embora seja uma importante fonte de subsistência para muitas comunidades (Da Costa et al., 2024), essa prática envolve métodos rudimentares e de baixo custo que resultam em impactos ambientais severos, principalmente devido ao uso de mercúrio (Hg) na extração do ouro (Au) (Mensah e TuoKuu., 2023).

O Hg é amplamente utilizado na amalgamação do Au devido à sua eficiência e baixo custo, mas sua toxicidade representa um grande risco ambiental e à saúde humana. Uma vez liberado no ambiente, pode permanecer ativo por longos períodos, contaminando solos, rios e organismos vivos (Mensah e Tuokuu., 2023). Além disso, sua conversão em metilmercúrio aumenta sua biodisponibilidade e toxicidade, favorecendo sua bioacumulação e biomagnificação nas cadeias alimentares. O consumo de peixes contaminados é uma das principais vias de exposição, afetando diretamente populações ribeirinhas que dependem da pesca (Ramos et al., 2020). A exposição crônica ao Hg está associada a danos neurológicos, imunológicos e reprodutivos, sendo mais prejudicial em gestantes e crianças (Nieder e Benbi, 2023; Raj e Maiti, 2020).

Na Amazônia, uma prática recorrente é a mineração de repasse, na qual rejeitos antigos são reprocessados em busca de ouro residual. Esse método aumenta a exposição ao Hg, pois a remobilização do metal em solos previamente explorados intensifica sua dispersão e prolonga seus impactos ambientais (Hellal et al., 2020). O Hg pode permanecer disponível por décadas após o encerramento das atividades mineradoras, agravando os riscos de contaminação (Mantey et al., 2020). Além disso, em regiões onde as áreas de florestas se encontram em posição topográfica superior aos garimpos (como as do presente estudo), o principal mecanismo de transferência de Hg para esses ambientes florestais é a deposição atmosférica de Hg volatilizado durante o processo de queima da amalgama (Wang et al., 2022). A matéria orgânica e a vegetação atuam como reservatórios temporários de Hg, pois formam complexos estáveis com o metal. Entretanto, alterações nas condições ambientais, como mudanças no pH, potencial redox ou decomposição da MO, podem desestabilizar esses

complexos e liberar Hg na sua forma mais móvel e tóxica em áreas naturais (Gerson et al., 2022).

Diante disso, a análise de contaminação dos solos e dos resíduos de garimpos de repasse na Amazônia torna-se essencial para compreender a dinâmica do Hg e os riscos associados. O estudo das características químicas, concentrações pseudototais, além da avaliação de índices de contaminação e risco ecológico, fornecem informações importantes sobre a persistência e mobilidade do Hg no ambiente (Hussain et al., 2022; Alengebaway et al., 2021). O fracionamento químico do Hg, por sua vez, permite identificar em quais formas esse metal se encontra no solo, diferenciando as frações mais estáveis daquelas que possuem maior potencial de dispersão (Pelcová et al., 2020).

Portanto, pesquisas em áreas de garimpos de repasse e florestas são essenciais na compreensão dos mecanismos de dispersão e acúmulo do Hg em solos e resíduos, bem como os potenciais riscos ao ambiente e a saúde humana e os efeitos negativos de longo prazo dessa contaminação em áreas de mineração artesanal ativas e abandonadas, com diferentes idades de exploração na Amazônia.

2.1.2 OBJETIVOS

2.1.2.1 Objetivo geral

Avaliar as concentrações, formas químicas e riscos ambientais e à saúde humana associados ao Hg em solos e rejeitos de mineração artesanal de ouro em São Félix do Xingu, Pará.

2.1.2.2 Objetivos específicos

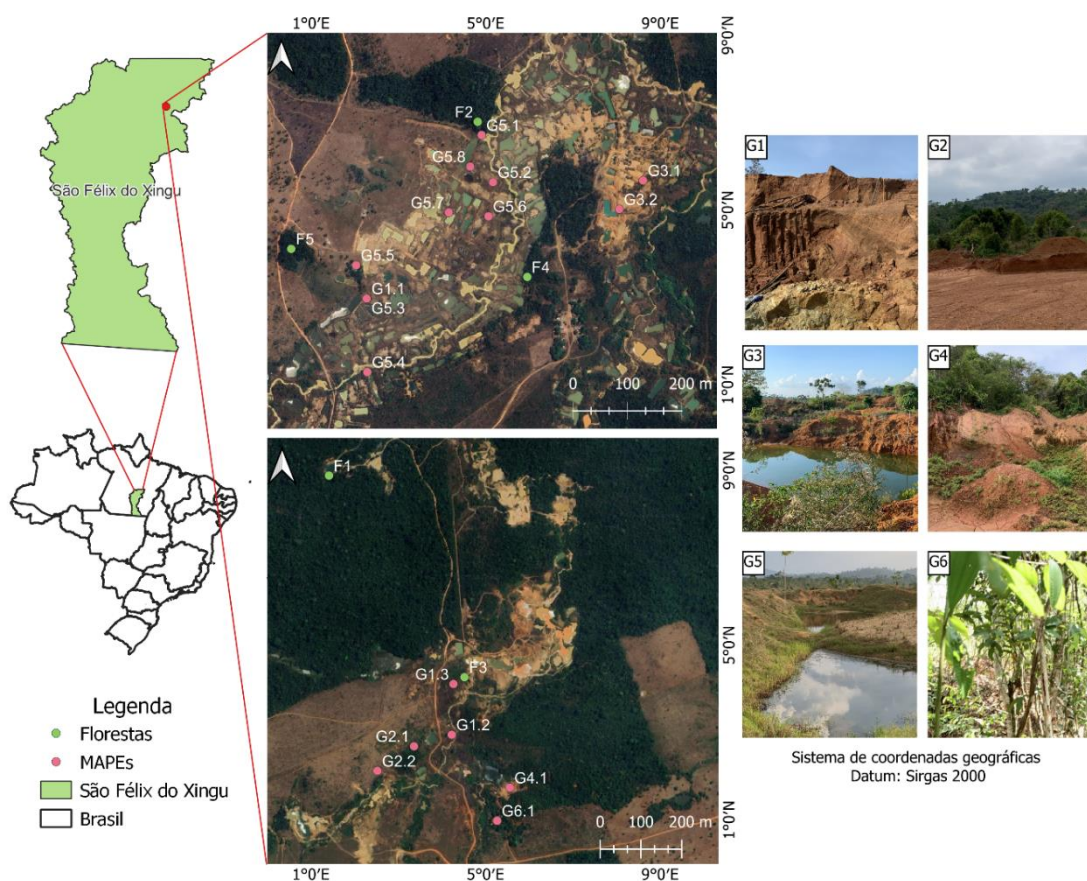
- a) Quantificar as concentrações pseudototais de Hg em solos e rejeitos em áreas de mineração artesanal de repasse.
- b) Determinar os índices de poluição ambiental relacionados à contaminação por Hg em áreas de mineração de repasse.
- c) Avaliar o risco à saúde humana decorrente da exposição ao Hg em áreas de mineração de repasse.
- d) Avaliar o fracionamento químico do Hg em solos e resíduos, identificando sua mobilidade e biodisponibilidade no ambiente.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em áreas de garimpo de Au, localizadas no município de São Félix do Xingu (06°37' 48" S e 51°57' 36" W), dentro da província mineral de Carajás, no sudeste do Pará (Figura 1). O estado do Pará, situado na Amazônia Oriental, é o segundo maior produtor mineral do Brasil (Fapespa, 2023). São Félix do Xingu possui a maior extensão territorial do estado (84.212,90 km²) e uma população estimada em 65.957 habitantes (IBGE, 2024). O clima predominante é tropical úmido, sujeito a uma estação chuvosa entre novembro e abril e uma precipitação anual de 1.734 mm, classificado como Am segundo Koppen (Alvares et al., 2013).

Figura 1: Mapa de localização da área de estudo no município de São Félix do Xingu



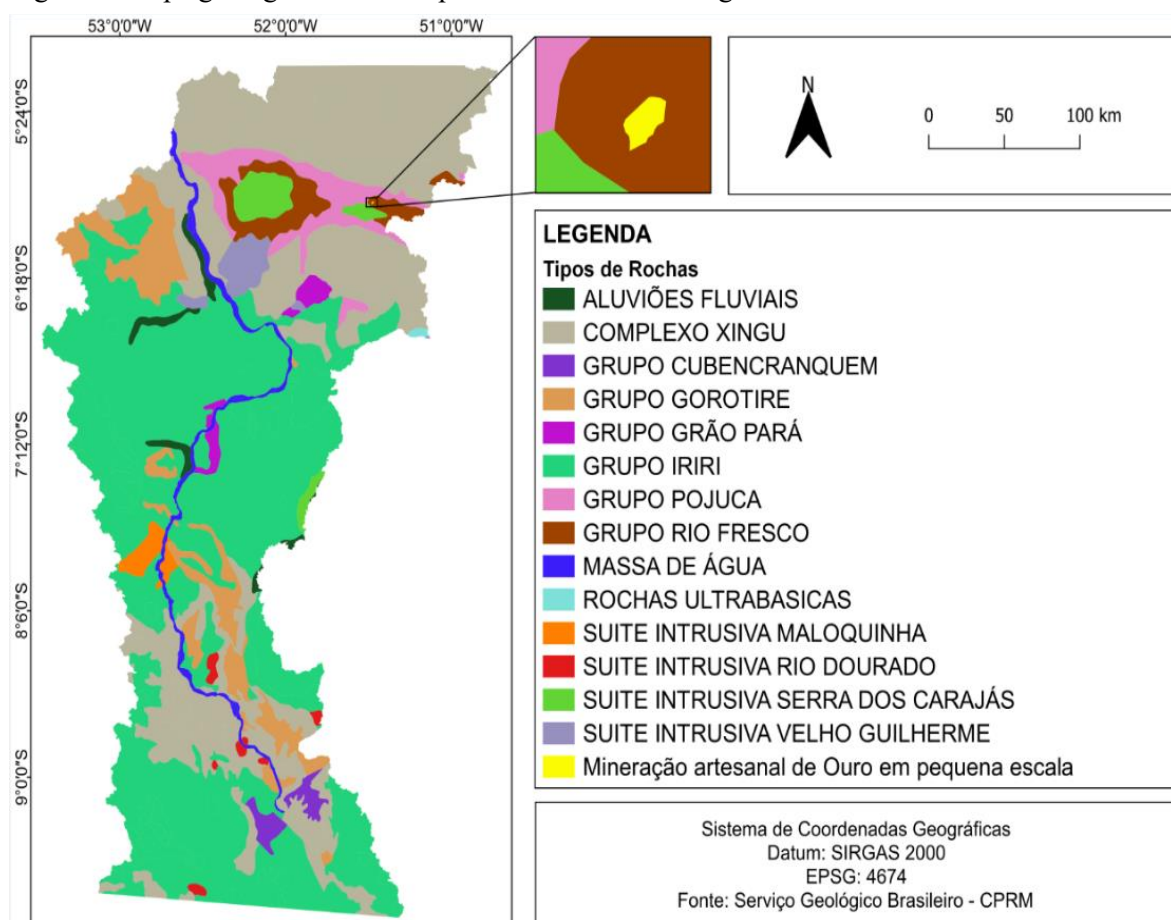
Fonte: A autora (2025)

A província mineral de Carajás apresenta grande diversidade de depósitos polimetálicos associados aos granitoides e greenstone belts (e.g., Au, Cu, Fe, W, Ni e Mn) (Costa et al., 2017). A atividade de mineração estudada ocorre em uma microbacia pertencente à bacia hidrográfica do rio Xingu, sendo sua geologia composta por formações do Grupo Rio Fresco,

caracterizado por sucessão metassedimentar peleoproterozoica, composta por metassiltitos, meta-argilitos laminados, metarenitos estratificados com intercalações de metaconglomerados oligomíticos, metagrauvacas, metacherts (Dados da CPRM, 2019 – Carta Geológica – Geofísica Folha SB.22-Y-D-VI Rio Fresco).

Na área de estudo a mineração iniciou no final dos anos 80 e permanece atualmente, operando de forma ilegal e informal. Nos últimos anos, o uso de novos equipamentos, como retroescavadeiras, para a abertura das cavas, tornou-se comum. A atividade, no entanto, apresenta variações de intensidade, alternando entre períodos de alta e baixa atividade. A intensidade da mineração está relacionada com as oscilações do mercado internacional de Au e as ações de fiscalização dos órgãos locais.

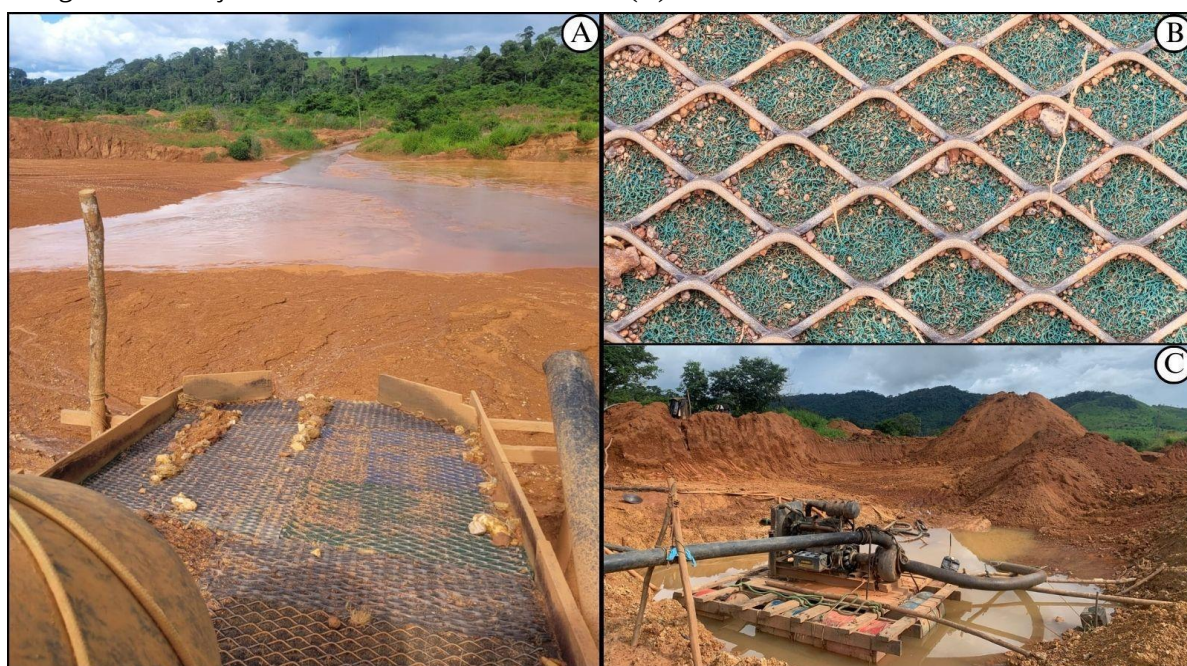
Figura 2: Mapa geológico do município de São Félix do Xingu.



Fonte: A autora (2025)

Os garimpos são pequenos, com cavas de profundidade entre 2 e 4 m, sendo mineradas por um período de 30 a 60 dias, aproximadamente. Após a extração inicial do Au, novas cavas são abertas ao longo do mesmo veio mineral, o que resulta na formação de diversas crateras a céu aberto e no intenso revolvimento do solo. A distância entre as minas pode variar de 30 a 150 metros. Quando a mineração é interrompida, os resíduos (estéril e rejeitos) são deixados a céu aberto e as minas ficam inundadas. No entanto, esses garimpos abandonados podem ser reexplorados futuramente, caracterizando a mineração de repasse, uma vez que parte do ouro ainda pode estar presente nos resíduos.

Figura 3: Calha revestida com carpete de nylon onde o Hg é depositado e há passagem do sedimento contendo Au (A). Detalhes do carpete de nylon utilizado na retenção do Au (B). Bomba hidráulica e mangueira de sucção dos sedimentos contendo o Au (C).



Fonte: A autora (2025)

A tecnologia usada depende de cada equipe que está minerando, recurso financeiro e da experiência de cada garimpeiro. De maneira geral, os equipamentos utilizados não mudam muito, utilizam-se retroescavadeira, bombas hidráulicas, mangueiras de sucção e calhas de madeira para lavagem do Au (Figura 3C). Sobre a calha é colocado um tapete (carpete) de nylon para reter o Au. A potência do motor, a polegada das mangueiras, inclinação da calha e a velocidade da água que passa pela calha depende de cada garimpo e garimpeiro que está na operação. A proporção usada no processo de amalgamação é de 2:1, ou seja, duas gramas de Au para cada grama de Hg, embora essa relação não seja padronizada e possa variar de acordo com a experiência do garimpeiro e a quantidade de Au esperada. O Hg é colocado

sobre o tapete de nylon (carpete) que recobre a base da calha (Figura 3A, B). O sedimento rico em Au passa sobre o tapete embebido de Hg. Porém, a ausência de padronização e capacitação dos garimpeiros leva a perdas significativas de Au e Hg nos resíduos.

Figura 4: Área de pastagem contendo cava de mineração artesanal de Au, inativa há 8 anos.



Fonte: A autora (2025)

Após a exploração realizada por um determinado grupo de garimpeiros, a área minerada pode passar por regeneração natural ou ser revegetada com gramíneas para a criação de bovinos (Figura 4). Após um tempo, anos, décadas, os resíduos em diferentes estágios de regeneração podem ser explorados novamente, atividade denominada “mineração de repasse”. Esse processo envolve o revolvimento dos solos e rejeitos, seu enriquecimento com Hg, pela segunda vez, e sua degradação contínua. A periodicidade da mineração de repasse depende do interesse do garimpeiro e da comprovação de que há Au em quantidade economicamente viável para extração. O rejeito, material que passa pela calha, é armazenado em outras cavas, lançado diretamente no rio ou sobre o solo no entorno.

2.2.2. Amostragem de solos e resíduos

Foram coletadas 5 amostras simples para compor uma (1) amostra composta de dois (2) kg de solos em áreas de floresta, caracterizando áreas nativas, e 2 kg de resíduos da mineração de repasse, totalizando cinco (5) amostras de florestas e 23 amostras de resíduos. As amostras simples estavam equidistantes de 10 a 50 metros entre si, a depender do tamanho da área a ser amostrada. Em média, as áreas de florestas estavam entre 100 e 200 metros das áreas de mineração, em topo de morros, não havendo risco de contaminação por escoamento

superficial. Para a coleta foram utilizados trado holandês de aço inoxidável e sacos de polietileno para armazenamento das amostras.

A amostragem dos resíduos (mistura de rejeito e estéril) foi realizada em garimpos ativos e inativos (Tabela 1), com diferentes idades de exploração. A quantidade de amostras em cada garimpo dependeu do tamanho da área explorada.

Tabela 1: Identificação e localização das amostras de resíduos em garimpos ativos e inativos e áreas de florestas

Garimpo/Idade	Amostras (n)	Identificação	Coordenadas	
			Latitude	Longitude
Ativo	5	G1 (G1.1, G1.2, G1.3)	9348291.21	447060.67
			9344751.27	446756.66
			9345000.01	446764.64
3 meses	4	G2 (G2.1, G2.2)	9344694.73	446571.20
			9344574.08	446391.99
1 ano	2	G3 (G3.1, G3.2)	9348725.41	448077.58
			9348620.32	447990.22
2 anos	2	G4: G4.1)	9344492.84	447041.80
			9348891.83	447483.01
			9348718.31	447525.22
8 anos	9	G5 (G5.1, G5.2, G5.3, G5.4, G5.5, G5.6, G5.7, G5.8)	9348593.38	447508.72
			9348775.72	447441.04
			9348607.63	447362.59
			9348291.21	447060.67
			9348021.48	447063.11
20 anos	1	G6 (G6.1)	9348413.88	447021.82
			9344330.29	446979.95
			9346019.81	446152.75
Florestas	5	F (F1, F2, F3, F4 e F5)	9348371.31	447651.71
			9348473.37	446782.67
			9345033.22	446818.85
			9348940.46	447468.58

Fonte: A autora (2025)

2.2.3. Caracterização química

As amostras foram secas ao ar, peneiradas (< 2 mm) e armazenadas em recipientes de polietileno. O pH foi determinado em suspensão de solo/água (1:2,5). O carbono orgânico total (COT) foi quantificado pelo método colorimétrico (Quaggio et al., 1979) através da oxidação com dicromato de potássio (0,0667 mol L⁻¹ K₂Cr₂O₇) em ácido sulfúrico. A matéria orgânica (MO) foi estimada com base na multiplicação do COT por 1,72. A capacidade de troca catiônica total (CTC) foi quantificada através do método sugerido por Munera-Echeverri et al. (2018) pela saturação por cloreto de amônio (NH₄Cl) 1 M e cloreto

de potássio (KCl) 1 M. Tanto a COT quanto a CTC total foram lidos em espectrofotômetro a 650 e 697 nm, respectivamente.

2.2.4. Quantificação dos EPTs

Para a determinação das concentrações de Fe, Al e Hg foi pesado 0,5 g de amostras de solo/resíduos processado em peneira de $\varnothing = 100$ mesh, adicionado com 9 mL de HNO_3 e 3 mL de HCl concentrado em tubos de teflon e digeridas em um forno de micro-ondas de acordo com a EPA 3051A (USEPA, 2007). Os extratos digeridos foram diluídos em água deionizada até um volume final de 50 mL e filtrados (0,45 μm PTFE). A quantificação do Hg foi feita pelo gerador de hidreto e Fe e Al por Mp-AES. Visando o controle da qualidade analítica, as amostras foram analisadas em triplicata e, a cada bateria, foram incluídas uma amostra em branco e uma amostra certificada de material de referência (144 ERM-CC141).

2.2.5. Índices de poluição e risco ambiental

O nível de poluição na área de estudo foi avaliado por meio de três indicadores: o fator de enriquecimento (EF), o índice de geoacumulação (Igeo) e o fator de contaminação (CF). Esses índices são amplamente utilizados em estudos ambientais para determinar o grau de poluição de metais em solos e sedimentos em áreas de mineração na Amazônia (Da Costa et al., 2024; Teixeira et al., 2021; Covre et al., 2021). Neste estudo, foram utilizados valores de fundo para o estado do Pará, para Hg e para o Fe (Fernandes et al., 2018), tendo em vista que as áreas de floresta próximas às áreas de garimpo podem conter concentrações elevadas desse elemento devido à sua alta taxa de volatilização nas MAPEs e pela absorção através da biomassa florestal (Gerson et al., 2022).

2.2.5.1. Fator de enriquecimento (FE)

O FE é um índice indicado para a determinação da contaminação relativa de elementos químicos e possíveis impactos antrópicos no solo (Gyamfi et al., 2021). O FE foi obtido de acordo com a equação (1):

$$FE = \frac{\left(\frac{C_{Hg}}{C_{Fe}} \right)}{\left(\frac{B_{Hg}}{B_{Fe}} \right)} \quad (1)$$

Em que o C_{Hg} é a concentração do Hg na amostra (mg kg^{-1}), C_{Fe} é a concentração de Fe na mesma amostra (mg kg^{-1}), B_{Hg} é a concentração do Hg de referência $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ e B_{Fe} é a concentração de Fe de referência 5000 mg kg para o estado do Pará (Fernandes et al., 2018). A interpretação dos valores, de acordo com Sakan et al. (2009), é: $EF \leq 1$ indica

nenhum enriquecimento, $1 < EF \leq 3$ enriquecimentos menor, $3 < EF \leq 5$ enriquecimento moderado, $5 < EF \leq 10$ enriquecimento moderado a grave, $10 < EF \leq 25$ enriquecimento grave, $25 < EF \leq 50$ enriquecimento muito grave e $EF > 50$ enriquecimento extremamente grave.

2.2.5.2.Índice de geoacumulação (Igeo)

Para entender o nível atual de poluição de um elemento em relação ao ambiente natural (Nkinahamira et al, 2019), o índice de geoacumulação (Igeo) foi calculado de acordo com a equação (2):

$$Igeo = \log_2 \left(\frac{C_{Hg}}{1,5B_{Hg}} \right) \quad (2)$$

Em que o C_{Hg} é a concentração de Hg (mg kg^{-1}) na amostra, B_{Hg} é a concentração do Hg de referência para o estado do Pará (mg kg^{-1}) (Fernandes et al., 2018) e 1,5 é uma constante utilizada para controlar possíveis variações nos dados de fundo devido a efeitos litogênicos (Nkinahamira et al., 2019). O Igeo foi interpretado de acordo com Nkinahamira et al. (2019): $Igeo \leq 0$ indica solo não poluído, $0 < Igeo \leq 1$ solo fracamente poluído, $1 < Igeo \leq 2$ solo moderadamente poluído, $2 < Igeo \leq 3$ solo moderadamente a fortemente poluído, $3 < Igeo \leq 4$ solo fortemente poluído, $4 < Igeo \leq 5$ solo fortemente a extremamente poluído e $Igeo > 5$ solo extremamente poluído.

2.2.5.3.Fator de contaminação (FC)

O FC foi obtido a partir da equação (3):

$$CF = \left(\frac{C_{Hg}}{B_{Hg}} \right) \quad (3)$$

Em que o C_{Hg} é a concentração do Hg (mg kg^{-1}) na amostra e B_{Hg} é a concentração de Hg (mg kg^{-1}) de referência para o estado do Pará (Fernandes et al., 2018). A interpretação dos resultados segue de acordo com Hakanson (1980): $CF < 1$ indica baixa contaminação, $1 \leq CF < 3$ contaminação moderada, $3 \leq CF \leq 6$ contaminação considerável e $CF > 6$ contaminação alta.

2.2.6. Avaliação de risco ambiental e para a saúde humana

2.2.6.1. Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP)

O Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP), proposto por Hakanson (1980), é uma ferramenta amplamente utilizada para avaliar o impacto potencial de Elementos Potencialmente Tóxicos (PTEs) em ecossistemas. O IREP tem sido aplicado em diversos estudos para analisar o risco ecológico em solos e resíduos de mineração, sendo reconhecido por sua eficácia em identificar áreas de risco ambiental elevado (Zhang et al., 2018). O IREP foi calculado de acordo com a equação (4):

$$PERI = T_{Hg} \left(\frac{C_{Hg}}{B_{Hg}} \right) \quad (4)$$

Em que THg é o fator de resposta tóxica para Hg igual a 40 (Hakanson, 1980), CHg é a concentração medida de Hg na amostra, e B_{Hg} é a concentração do Hg de referência 0,1 mg kg⁻¹ para o estado do Pará (Fernandes et al., 2018). Os valores de IREP foram classificados de acordo com Kowalska et al. (2018): IREP < 90 indica risco ecológico baixo, 90 ≤ IREP < 180 risco ecológico moderado, 180 ≤ IREP < 360 risco ecológico forte, 360 ≤ IREP < 720 risco ecológico muito forte e IREP ≥ 720 risco ecológico muito forte.

2.2.6.2. Risco à saúde humana

Não há efeitos carcinogênicos conhecidos associados ao Hg. Sendo assim, foi avaliado a exposição direta ao Hg em seu risco potencial não carcinogênico baseado na dose média diária (ADD) por meio de três vias principais: ingestão (ADD-ing), inalação (ADD-ina) e contato dérmico (ADD-der), o que permite estimar o quociente de perigo (HQ) de todas as vias para uma determinada amostra. Somados os HQs, esses produzem o índice de risco (HI) para adultos e crianças (Gyamfi et al., 2021; USEPA, 2002). O HI foi calculado de acordo com De Souza et al. (2017). Definidos de acordo com as equações abaixo:

$$ADD_{ing} = C \times \frac{ingR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \quad (5)$$

$$ADD_{inal} = C \times \frac{ingR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \times CF \quad (6)$$

$$ADD_{der} = C \times \frac{SL \times SA \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \quad (7)$$

$$HQ_{ing} = \frac{ADD_{ing}}{Rfd} (Hg) \quad (8)$$

$$HQ_{inal} = \frac{ADD_{inal}}{Rfd} (Hg) \quad (9)$$

$$HQ_{der} = \frac{ADD_{der}}{Rfd} (Hg) \quad (10)$$

$$HI = HQ_{ing} + HQ_{ing} + HQ_{der} \quad (11)$$

Em que, HQ ou HI > 1 indica preocupação com efeitos adversos (Thongyuan et al., 2020). O Fator de exposição para doses de Hg para crianças e adultos é exposto no Apêndice 1.

2.2.7. Extração sequencial BCR adaptado

A abordagem convencional de extração sequencial BCR pode levar à liberação de Hg na forma gasosa, o que resulta em uma eficiência reduzida na extração (Zhou et al., 2024). Diante disso, o fracionamento químico foi obtido a partir da metodologia adaptada para Hg de extração sequencial considerando as frações de maior reatividade: F1 - (solúvel em água); F2 - Trocável (fracamente adsorvidos); F3 - Solúvel em ácido (precipitadas com carbonato); F4 - redutível (ligado a óxidos); F5 - Residual (Reis et al., 2016).

As amostras foram secas ao ar e processadas em peneiras de 100 mesh, sendo pesados 1 g de cada amostra para a análise. As amostras foram colocadas em triplicatas em tubos falcon, sendo realizadas as extrações:

Na extração da F1, foram adicionados aos tubos com as amostras, 25 ml de água deionizada. Os tubos foram colocados em mesa agitadora por 16 horas a 190 rpm, em temperatura ambiente (25°C) e, após isso, centrifugados a 3000 rpm durante 3 min. O sobrenadante foi retirado e submetido a filtração.

Para a extração da F2, foram adicionados 25 ml de Acetato de Amônio (NH_4OAc) 1 mol L⁻¹ no resíduo da F1. Foi realizada a agitação, centrifugação seguindo a metodologia da etapa anterior. Na extração F3, foram adicionados Ácido acético ($\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$) 1 mol L⁻¹ (pH 5,0) ao resíduo da F2, sendo o pH ajustado com ácido clorídrico (HCl). A agitação, a centrifugação e a filtração seguiram a metodologia das etapas anteriores.

Para a extração F4, foram adicionados 25 ml de cloridrato de hidroxilamina 1 mol L⁻¹ (pH 2,0) ao resíduo da F3, sendo o pH ajustado com ácido clorídrico (HCl). A agitação, a centrifugação e a filtração seguiram a metodologia das etapas anteriores. A F5 foi obtida através da diferença entre a soma das concentrações encontradas nas etapas anteriores e a concentração pseudototal das amostras.

2.3. Análise estatística

Os resultados das concentrações foram submetidos à análise estatística descritiva para as concentrações Hg e ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($p < 0.05$). Devido à ausência de normalidade, foi comparado às concentrações de Hg entre as áreas de garimpos e áreas de florestas pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0.05$). A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para avaliar a relação entre a concentração pseudototal de Hg e as propriedades químicas das áreas estudadas. As análises estatísticas descritiva e ACP foram realizadas utilizando R (versão 4.3.3) (Equipe Central R, 2017).

2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.4.2. Característica de solos e resíduos de mineração de repasse

O pH do solo e dos resíduos de mineração variam ao longo do tempo, sendo influenciado pelo intemperismo, mineralização da matéria orgânica (MO) e composição mineralógica dos solos e resíduos da mineração. Os solos das áreas de florestas são naturalmente ácidos, com pH de 4,8, enquanto os resíduos de mineração apresentam pH que variam de ácidos a pouco ácidos, pH 4,6 a 6,0 (Tabela 2).

A acidez nos solos de floresta é resultado do alto grau de intemperismo a que esses solos são submetidos em regiões tropicais, além da rápida decomposição da MO (Sellan et al., 2020), que libera ácidos orgânicos e íons H^+ , o que contribui para a acidificação dos solos (Bolan et al., 2023). Estudos em áreas de mineração artesanal de cobre realizados por Covre et al. (2022) na região de Carajás e mineração artesanal de ouro por Teixeira et al. (2021) no nordeste do Pará, também relataram maior acidez nas áreas de florestas comparado às áreas de mineração.

Em garimpo ativo, G1, o pH é menos ácido (pH 6,0) quando comparado às áreas de garimpos inativos, principalmente aquelas cujos resíduos são mais antigos como o G6, com pH 4,6 (Tabela 2). Essa diferença pode estar associada à movimentação constante do solo durante a mineração, que expõe minerais menos intemperizados à superfície, o que reduz, temporariamente, a acidez do solo (Covre et al., 2022). No caso dos garimpos inativos há mais tempo, como o G6, a exposição prolongada desses resíduos às condições intempéricas favorece a lixiviação de bases e a oxidação de minerais, que libera H^+ para a solução do solo e acidifica (Tabelin et al., 2020; Da Costa et al., 2024).

Tabela 2: Atributos químicos e pseudototais de Fe e Al em resíduos de mineração artesanal de repasse e solos de florestas

Áreas		Características Químicas				
		pH (H ₂ O)	MO (g kg ⁻¹)	CTC Total (cmol _c dm ⁻³)	Fe (g kg ⁻¹)	Al (g kg ⁻¹)
G1	Mediana	6,0 ± 1,0*	7,1 ± 0,8*	14,6 ± 3,5*	41,8 ± 12,7*	8,6 ± 2,2*
	Max	7,3	8,7	17,2	51,8	13,9
	Min	4,5	6,2	7,7	17,3	6,0
G2	Mediana	5,4 ± 1,0*	6,4 ± 2,0*	9,9 ± 3,9*	41,1 ± 41,6*	8,0 ± 1,8*
	Max	7,6	11,2	18,7	49,6	49,6
	Min	5,2	5,6	6,8	14,4	3,9
G3	Mediana	5,3 ± 0,1*	7,1 ± 1,0*	5,9 ± 2,7*	43,2 ± 4,4*	7,7 ± 2,0*
	Max	5,5	7,9	10,8	47,3	9,6
	Min	5,3	5,5	4,7	37,2	5,3
G4	Mediana	5,9 ± 0,3*	7,0 ± 1,1*	12,2 ± 1,6*	58,1 ± 14,6*	12,5 ± 2,0*
	Max	6,4	8,2	15,7	73,1	14,7
	Min	5,6	5,7	11,5	44,9	10,1
G5	Mediana	5,5 ± 0,4*	6,2 ± 0,5*	11,5 ± 5,0*	21,6 ± 7,2*	5,6 ± 2,5*
	Max	6,2	7,2	19,6	73,1	9,6
	Min	4,8	5,6	3,5	44,9	1,2
G6	Mediana	4,6 ± 0,0*	5,7 ± 0,2*	12,9 ± 2,3*	71,3 ± 3,4*	10,9 ± 0,5*
	Max	4,6	5,9	15,6	74,8	11,5
	Min	4,6	5,6	11,1	67,9	10,4
Floresta	Mediana	4,8 ± 0,4*	14,7 ± 2,7*	14,9 ± 3,7*	12,7 ± 14,6*	5,9 ± 3,3*
	Max	5,4	22,2	26,3	45,8	10,5
	Min	4,2	12,0	11,9	4,1	1,2

Fonte: A autora (2025).

G1: ativos; G2: inativos há 3 meses; G3: inativos há 1 ano; G4: inativos há 2 anos; G5: inativos há 8 anos; G6: inativo há 20 anos.

* Desvio padrão

A acidez de solos e resíduos influencia diretamente na mobilidade de EPTs. Em ambientes com pH ácido, a disponibilidade de EPTs pode ser aumentada devido à menor sorção nos coloides, elevando o risco de contaminação ambiental (Nieder e Benbi, 2022). De outro modo, nas áreas com pH pouco ácido a alcalino, a retenção desses EPTs pode ser favorecida, o que diminui sua mobilidade no solo (Chileshe et al., 2020).

A MO apresentou valores mais elevados nas áreas de florestas, 14,7 g kg⁻¹, enquanto nas áreas de garimpo variou entre 5,7 e 7,1 g kg⁻¹ (Tabela 2). Entre os garimpos, G5 e G6 apresentaram os menores valores (6,2 e 5,7 g kg⁻¹, respectivamente, $p < 0,05$). Esses valores

de MO nas áreas de mineração são inferiores aos relatados para outras regiões de mineração do estado do Pará (Teixeira et al., 2021; de Lima et al., 2020; Souza Neto et al., 2020; Pereira et al., 2020).

A baixa MO nos garimpos pode ser atribuída à baixa cobertura vegetal e pouca deposição de resíduos orgânicos na camada superficial, o que reduz a entrada de carbono no solo (Alarcón-Aguirre et al., 2023). Quando a MO está em níveis baixos, como observado nas áreas de garimpo, há um risco maior de lixiviação de EPTs. Além disso, como a MO é o principal agente responsável pela CTC dos solos tropicais, sua perda compromete a retenção de nutrientes e pode aumentar a mobilidade de EPTs no solo, o que pode resultar em contaminação ambiental (Raso et al., 2022).

A variação nos valores de MO entre garimpos de diferentes idades reflete a influência do tempo de inativação dos garimpos, das características de cada área e das condições ambientais sobre a recuperação do solo. No garimpo mais antigo, G6, era esperado uma concentração de MO próximo a das áreas de florestas, devido à revegetação natural que está ocorrendo nessa área, porém, os baixos valores observados sugerem uma rápida decomposição da serrapilheira. A ausência de estrutura nesses resíduos pode reduzir a estabilização do carbono orgânico nessa área (Sayer et al., 2021).

Os garimpos mais recentes, G1 e G2, apresentaram concentrações de MO de $7,1 \text{ g kg}^{-1}$ e $6,4 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente, possivelmente devido à MO residual e ao menor tempo de exposição às condições intempéricas, apesar disso, as concentrações de MO encontradas nessas áreas são consideradas baixas. Souza neto et al (2020) em área de mineração artesanal de ouro com mais de 10 e menos de 10 anos, no nordeste do estado do Pará, encontraram concentração de MO entre $10,3$ e 13 g kg^{-1} , respectivamente.

A intensa exploração e reexploração mineral dessas áreas provoca o deslocamento de sedimentos de camadas mais profundas para a superfície, bem como a deposição de resíduos em áreas desprotegidas que facilitam a perda da MO (Teixeira et al., 2021). Isso pode explicar a variação observada nos valores de MO.

A CTC apresentou valores médios de $14,9 \text{ cmolc dm}^{-3}$ nas áreas de florestas, enquanto nos garimpos os valores variaram de $5,9$ a $14,6 \text{ cmolc dm}^{-3}$. O garimpo G3 registrou o menor valor de CTC, sendo 2,5 vezes inferior às áreas de florestas. Nos demais garimpos, as variações não foram significativamente diferentes entre si ($p < 0,05$).

A CTC é um indicador fundamental da qualidade do solo, pois reflete sua capacidade de reter cátions essenciais para o desenvolvimento da vegetação (Jiang et al., 2022) e de

imobilizar EPTs (Hyun et al., 2022). Em solos com maior CTC é favorecido o processo de recuperação ecológica das áreas degradadas, pois retém os nutrientes necessários para a vegetação (Jiang et al., 2022). No entanto, em áreas degradadas que apresentam baixa CTC, como no G2 e G3, a capacidade de retenção de nutrientes é limitada, o que compromete a recuperação da vegetação e a mobilidade de EPTs.

A CTC tende a ser menor nas áreas mais degradadas e expostas ao intemperismo. Nos garimpos mais antigos, a lixiviação prolongada durante as reexplorações pode remover bases solúveis e reduzir a CTC. Já nos garimpos ativos (G1) e recentemente desativados (G2), ainda podem restar sedimentos menos intemperizados, o que pode explicar os valores pouco mais elevados de CTC em comparação com as áreas mais antigas, como o G6. Esse comportamento se adequa com estudos que indicam que áreas mineradas apresentam menor CTC devido ao baixo aporte orgânico e argila (Pereira et al., 2023).

Nas áreas de florestas, as concentrações de Fe e Al foram $12,8 \text{ g kg}^{-1}$ e 10 g kg^{-1} , respectivamente. As concentrações de Fe foram menores nas áreas de floresta do que nas áreas de garimpos, enquanto as concentrações de Al nas áreas de florestas foram superiores apenas ao encontrado em G5, sem diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre as demais áreas. Essas concentrações se assemelham dos valores médios de background para áreas de floresta no estado do Pará, onde o Fe corresponde a $9,3 \text{ g kg}^{-1}$ e o Al a $8,2 \text{ g kg}^{-1}$ (Gonçalves et al., 2022).

Nos resíduos dos garimpos, as maiores concentrações de Fe e Al foram observadas em G4 e G6, com $58,1 \text{ g kg}^{-1}$ e $71,3 \text{ g kg}^{-1}$ de Fe, e $12,5 \text{ g kg}^{-1}$ e $10,9 \text{ g kg}^{-1}$ de Al, respectivamente. Essa concentração pode estar associada aos fatores pedológicos da região que favorecem a formação de óxidos hidróxidos de Fe e Al (Perlatti et al., 2021). Esse resultado é compatível com os padrões geoquímicos observados na Província de Carajás (Salomão et al., 2018).

A concentração de Fe e Al pode influenciar a dinâmica do Hg na área. Estudos indicam que óxidos e hidróxidos de Fe e Al apresentam afinidade com o Hg, reduzindo sua mobilidade no solo (Quintanilla-Villanueva et al., 2020). No entanto, em condições de maior acidez, esse equilíbrio pode ser alterado, aumentando o risco de redistribuição do Hg no ambiente.

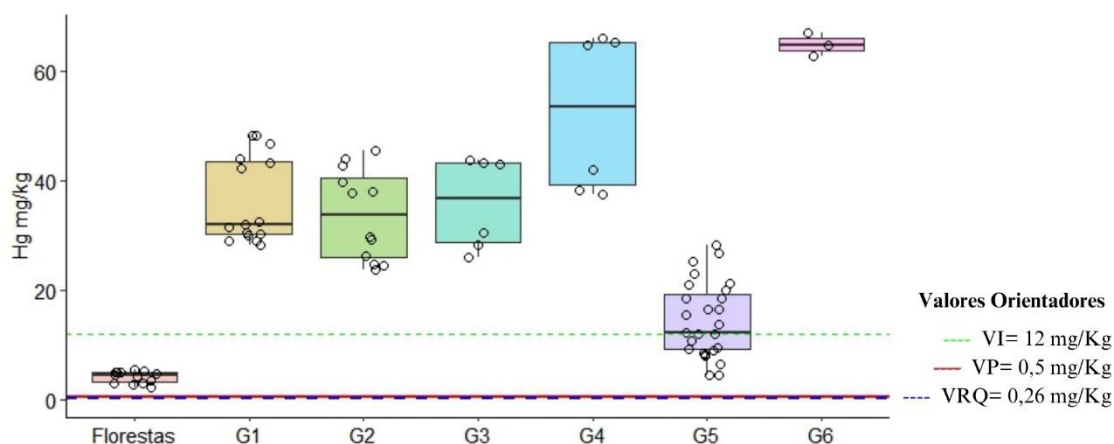
2.4.3. Concentrações de Hg

Os resultados indicam que as concentrações médias de Hg nas áreas de floresta foram de $4,5 \text{ mg kg}^{-1}$ enquanto nos garimpos, essas concentrações apresentaram alta variabilidade, com coeficiente de variação (CV) superior a 47%, com variação entre $12,3$ e $64,8 \text{ mg kg}^{-1}$ de

Hg (Figura 5). A distribuição das concentrações seguiu a ordem $G6 > G4 > G3 > G2 > G1 > G5 > \text{Florestas}$.

Nos solos de floresta, as concentrações de Hg foram nove (9) vezes superiores aos valores de prevenção (VP), estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2009) e 15 vezes superiores aos valores de referência de qualidade (VRQs) para solos do estado do Pará (Fernandes et al., 2018).

Figura 5: Concentrações de Hg em solos de florestas e resíduos da mineração.



Fonte: A autora (2025)

As concentrações elevadas de Hg observadas nos solos de floresta podem ser atribuídas à atividade garimpeira na região, e não a características naturais dos solos locais. As concentrações médias encontradas foram cerca de 23 vezes superiores ao background do estado do Pará, estabelecido em $0,19 \text{ mg kg}^{-1}$, aproximadamente 37 vezes superior ao background da região de Carajás ($0,12 \text{ mg kg}^{-1}$) (Salomão et al., 2018) e cerca de 34 vezes superior ao valor de background de Hg em Parauapebas ($0,13 \text{ mg kg}^{-1}$) (Sahoo et al., 2020). Essas regiões são próximas à área de estudo do presente trabalho, o que reforça que as concentrações naturais da região são mais baixas. Além disso, as rochas locais são de origem metassedimentar e metamórfica, sem características geológicas que favoreçam a formação natural de jazidas de Hg (CPRM, 2019), como ocorre em áreas de vulcanismo ou sistemas hidrotermais, onde são registradas mineralizações de Hg, como o cinábrio (HgS) (Bryndzia, 2023).

Concentrações elevadas de Hg em solos de florestas podem estar relacionadas à forma de extração do minério. Durante o processo de amalgamação o Hg metálico (Hg^0) é liberado diretamente no solo, água e na atmosfera. A queima da amálgama Au-Hg emite Hg^0 na atmosfera, pode sofrer oxidação atmosférica e se transformar em Hg^{2+} e ser transportado por

correntes de ar, e assim, ser devolvido ao ambiente terrestre por deposição úmida/seca (Donkor et al., 2024). Esse processo favorece o acúmulo progressivo de Hg nos solos florestais, principalmente em áreas próximas aos garimpos.

Os solos de floresta, próximos a garimpos, possuem alta capacidade de reter Hg, principalmente quando associados a níveis mais elevados de MO e CTC (Becerra-Lira et al., 2024). A MO apresenta uma relação com o Hg, principalmente em solos argilosos, onde as propriedades físico-químicas do Hg favorecem sua interação com os argilominerais, principalmente os óxidos de ferro e aglomerados organominerais. Essas interações facilitam o transporte de Hg para áreas mais distantes dos locais de amalgamação, elevando o risco de contaminação em regiões adjacentes (Moreno-Brush et al., 2020).

Além disso, a absorção de Hg pelas plantas e sua incorporação ao solo pela serapilheira podem contribuir para o aumento das concentrações. Estima-se que até 40% da deposição total de Hg em solos amazônicos ocorre via vegetação (Becerra-Lira et al., 2024). À medida que a serapilheira se decompõe, o Hg é adsorvido pelos grupos funcionais da MO e incorporado ao solo (Gerson et al., 2022). Isso pode explicar as concentrações elevadas de Hg nas áreas florestais, valores que foram superiores aos relatados por Teixeira et al. (2021); e de Souza et al. (2024) em áreas de florestas próximo a garimpos no estado do Pará.

Segundo Teixeira et al. (2018a), em florestas da Mata Atlântica, sudeste do Brasil, as concentrações de Hg na serapilheira variaram entre 0,05 e 0,09 mg kg⁻¹. Os autores observaram que solos desenvolvidos a partir de matriz geológica pobre em Hg, como é o caso do presente estudo, possuem um padrão típico de enriquecimento do metal da superfície para o interior do solo, o que indica que a principal via de entrada é a atmosférica, mesmo distante de fontes de poluição.

Em todas as áreas de garimpo as concentrações médias de Hg encontram-se acima dos valores de investigação (VI) para áreas agrícolas de 12 mg kg⁻¹ (Conama, 2009). O VI sugere que o solo não é adequado para o uso agrícola por estar poluído, devendo a área ser interditada (CONAMA, 2009). Concentração de Hg superior ao VI, reduz a capacidade biológica do solo e aumenta os riscos à saúde humana através da entrada do Hg na cadeia alimentar (Teixeira et al., 2021; Adewumi et al., 2021).

Altas concentrações de Hg nessas áreas podem ser explicadas pela reexploração dos garimpos através da mineração de repasse. Os rejeitos remanescentes da exploração, podem ser minerados novamente com nova adição de Hg. Esse ciclo contínuo contribui para o aumento das concentrações do Hg nos ecossistemas ao longo do tempo.

Além disso, a localização de garimpos em diferentes vertentes topográficas, associadas aos processos erosivos também influenciam nas concentrações de Hg. No G4, segunda maior concentração de Hg, entre os garimpos estudados, $53,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (Figura 5), pode ter sido favorecido pelo fato desta área está localizado em uma vertente inferior ao garimpo G6 e acumular sedimentos percolados dessa área.

Já no G5 as concentrações de Hg foram menores, $12,3 \text{ mg kg}^{-1}$, em relação aos demais garimpos, provavelmente devido à introdução de gramíneas, *Brachiaria arrecta* e *Brachiaria Humidicola*, para criação de gado. Algumas espécies vegetais são conhecidas por acumular EPTs na biomassa e, assim, reduzir os teores disponíveis no solo (Pinna et al., 2024; Garau et al., 2021; Mwesigye e Mwavu, 2024). Além disso, devido à sua proximidade com o rio, essa área tende a sofrer alagamentos sazonais, o que pode favorecer a lixiviação e percolação do Hg, o que contribui para a dispersão do Hg na área.

O Hg é um elemento persistente no ambiente e o seu tempo de permanência determina o grau de contaminação no ecossistema (Júnior Pereira et al., 2021). O garimpo inativo a mais tempo, 20 anos, o G6, apresentou concentrações médias de Hg de $64,8 \text{ mg kg}^{-1}$, duas (2) vezes superiores às dos garimpos ativos e mais de cinco (5) vezes superiores ao garimpo inativo há oito (8), o G5.

As altas concentrações de Hg em G6, quando comparado aos outros garimpos, pode ser atribuído a revegetação da área. A cobertura do solo reduz as perdas de Hg por erosão e lixiviação (Ziguan Wang et al., 2022). A vegetação dessa área pode estar absorvendo e depositando Hg nesse solo de forma semelhante às áreas de florestas. Além disso, pode ocorrer a deposição atmosférica contínua ao longo dos anos, em que o Hg retorna ao solo via chuvas e partículas suspensas (Gerson et al., 2022).

Concentrações de Hg em áreas sem atividade de mineração e que recebem Hg de forma contínua no ambiente tem sido documentada em diversas regiões do mundo impactadas por garimpos, como na Amazônia Peruana (Gerson et al. 2022), México (Quintanilla-Villanueva et al., 2020), China (Mao et al., 2023), Egito (Abdelaal et al., 2023), Indonésia (Nisah et al., 2022), Colômbia (Casso-Hartmann et al., 2022) e na Amazônia brasileira (Malvino et al., 2023; Lino et al., 2019; Vega et al., 2018).

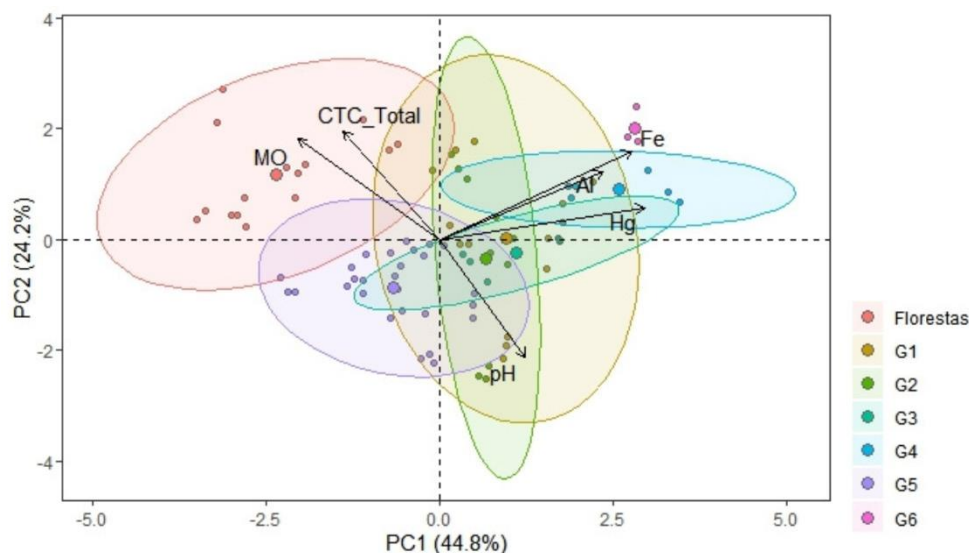
Concentrações elevadas de Hg em solos e resíduo de garimpo são preocupantes para o município, pois a principal atividade econômica é a agropecuária, principalmente a criação de gado. Após a mineração, os fazendeiros cultivam gramíneas e há criação de animais nessas áreas e isso pode contribuir para a entrada de Hg na cadeia alimentar (Qian et al., 2021). Outro

fator preocupante é o uso do fogo como principal técnica adotada para a limpeza e implantação de áreas para atividades agropastoril nessa região (MapaBiomass 2024). A queima de vegetação pode volatilizar o Hg acumulado no solo e nas plantas e este ser depositado em outros ecossistemas (Filimonenko et al., 2024; Richter et al., 2023).

2.4.4. Análise de Componentes Principais (ACP)

A ACP foi utilizada para avaliar a relação entre os EPTs e as propriedades químicas dos solos e resíduos nas áreas estudadas. Os resultados indicaram que duas componentes principais (CP1 e CP2) explicam juntas 68,9% da variabilidade total dos dados (autovalores > 1).

Figura 6: Análise de componentes principais (ACP) referente aos teores de Hg, Fe e Al, nos resíduos de garimpo e nos solos de florestas e características do solo apresentando com 69% da variância dos dados



Fonte: A autora (2025)

A CP1 foi responsável por 44,8% da variância e apresentou forte relação com as concentrações de Hg (0,89), Fe (0,83) e Al (0,71) (Figura 10, apêndice 1 e 2). Essa correlação positiva, com cargas superiores a 0,5, reflete a influência da mineração sobre o acúmulo e a mobilidade desses EPTs no solo (Bacerra-lira et al., 2024). Esse resultado corrobora com os dados apresentados por Ayari et al. (2021) que, através da ACP, relacionou o Hg (-0,63) e outros EPTs às atividades de mineração e ao intemperismo de resíduos abandonados.

A presença de Fe e Al são indicadores da existência de óxidos metálicos, que contribuem para a sorção e estabilização de Hg (Moreno-Brush et al., 2020). As áreas ativas (G1) e recentemente inativadas (G2 e G3) apresentaram pH mais elevado, entre 5,3 e 6,0, menores concentrações de Hg (32 e 36,8 mg kg⁻¹) e Fe (41,1 e 43,2 mg kg⁻¹). Por outro lado, garimpos mais antigos (G6), apresentaram as maiores concentrações de Fe (71,3 g kg⁻¹) e Hg

(64,8 mg kg⁻¹) dentre as demais áreas estudadas. Isso pode ocorrer devido a redistribuição desses elementos ao longo do tempo, através do intemperismo, adsorção, lixiviação e formação de novos compostos (Nieder e Benbi, 2022; Deng et al., 2022; Alonso et al., 2020).

Na CP2, que explica 22,4% da variância, revelou uma relação negativa com o pH (-0,64) e correlação positiva com a MO (0,54) e a CTC total (0,58) (apêndice 2). Essa relação indica que solos com maior concentração de MO, como os apresentados nas áreas de florestas (14,7 mg kg⁻¹) tendem a apresentar pH (4,8) mais ácido, em contraste com as áreas de garimpo onde as concentrações de MO são inferiores a 7,1 mg kg⁻¹ e o menor pH (4,6) corresponde ao garimpo mais antigo revegetado (G6). Esse resultado corrobora com os apresentados na literatura devido à liberação de ácidos orgânicos e à complexação de cátions metálicos (Velásquez et al., 2021).

Portanto, de acordo com a ACP, o tempo de inativação dos garimpos influencia na redistribuição de EPTs no solo bem como nas suas características químicas. Solos descobertos são suscetíveis a processos de lixiviação e volatilização, contaminando o ambiente aquático e atmosférico (Velásquez et al., 2021).

2.4.5. Avaliação da poluição e risco ambiental

Os índices de FE, Igeo e FC foram usados para avaliar a gravidade da contaminação de solos e resíduos de mineração por Hg. Para todos os índices avaliados, em todas as áreas, o nível de contaminação foi alto (Tabela 3).

O FE apresentou enriquecimento de Hg muito grave em todas as áreas de garimpos com valores variando de 30,3 (G5) a 45,8 (G2) e nos solos de florestas com 13,9 (FE > 25) (Tabela 2). Valores de FE entre 0,5 e 1,5 indicam que o metal é de origem litogênica e pedogenética, enquanto valores de FE maiores que 1,5 sugerem que as fontes são antropogênicas (Gyamfi et al., 2021).

Os valores de FE registrados na área de estudo indicam que a mineração de repasse tem sido a principal responsável pelo acúmulo de Hg na região. Estudos anteriores conduzidos na Amazônia brasileira, em áreas de mineração, apontaram para um enriquecimento grave de Hg, com FE variando entre 11 e 12 (Teixeira et al., 2018; Teixeira et al., 2021).

Para o Igeo, o grau de poluição de todas as áreas estudadas é considerado extremamente poluídas (Igeo > 5). As áreas de florestas, embora apresentem um valor de Igeo menor (6,8), comparado às áreas de garimpos que variaram de 7,5 (G5) a 9,9 (G6), ainda se enquadram na categoria de extremamente poluídos. Esses resultados indicam que as áreas de garimpos estão severamente contaminadas e essa contaminação se estende às áreas de

florestas, o que contribui com os trabalhos que mencionam que os efeitos da mineração ultrapassam as áreas de extração direta do minério e podem afetar ecossistemas naturais no seu entorno (Wang et al., 2022).

Tabela 3: Fator de enriquecimento (EF), Índice de geoacumulação (Igeo), Fator de acumulação (FC) das concentrações de Hg em rejeitos de garimpo de ouro e solos de florestas

Áreas	Índices de poluição					
	FE		Igeo		FC	
G1	43,3	Muito grave	8,9	Extremamente	320,0	Alta
G2	45,8	Muito grave	9,0	Extremamente	338,0	Alta
G3	42,1	Muito grave	9,1	Extremamente	367,5	Alta
G4	45,2	Muito grave	9,6	Extremamente	533,4	Alta
G5	30,3	Muito grave	7,5	Extremamente	122,5	Alta
G6	43,9	Muito grave	9,9	Extremamente	648,0	Alta
Florestas	13,9	Grave	6,1	Extremamente	45,0	Alta

Fonte: A autora (2025). G1: ativo, G2: inativo a 3 meses, G3: inativo a 1 ano, G4: inativo a 2 anos, G5: inativo a 8 anos, G6: inativo a 20 anos e Florestas.

Nos garimpos ativos (G1) e recentemente desativados (G2, G3, G4), os altos valores de Igeo (8,9 a 9,6) estão relacionados à atividade garimpeira recente, que deixa um grande volume de resíduos ricos em Hg. Além disso, nesses curtos períodos desativados, o Hg ainda se encontra disponível no solo, sendo pouco alterado por processos naturais. Já no G6 o maior valor do Igeo (9,9) reforça a ideia de que o Hg pode persistir no ambiente por longos períodos, bem como sofrer processos de transformação e redistribuição no solo (Thiombane et al., 2023). Igeo classificado de forte a extremamente poluído (Igeo > 5) foi encontrado em rejeitos de mineração artesanal subterrânea no nordeste do estado do Pará (Teixeira et al., 2021) bem como em Darmali, no Sudão (Elwaleed et al., 2024).

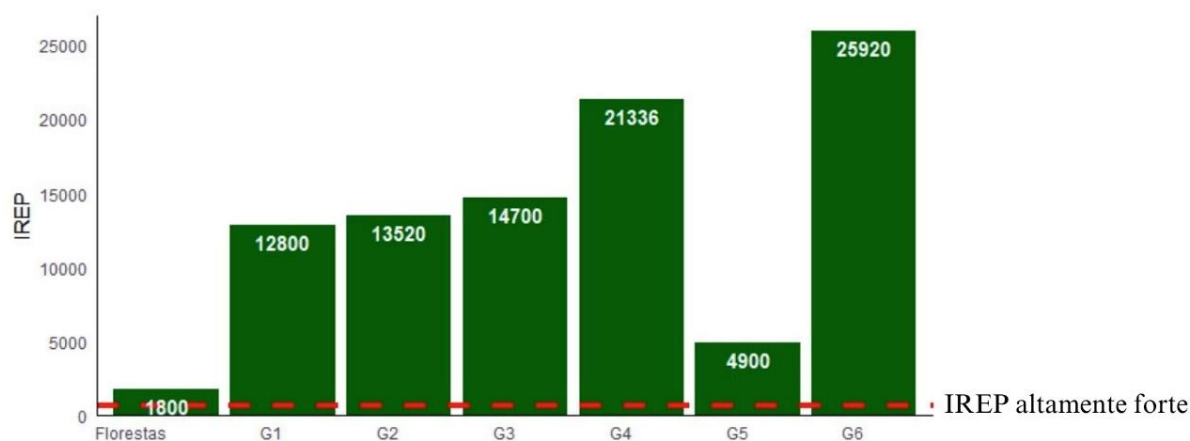
O FC, que avalia diretamente o nível de poluição, demonstrou que todas as áreas estudadas apresentaram alta contaminação (FC > 6). Nas áreas de florestas o FC apresentou menores valores (45), em relação aos garimpos e, ainda sim, essas áreas foram classificadas com alta contaminação. G4 e G6 apresentaram os maiores valores de FC com 533,4 e 648,0, respectivamente. Isso pode estar relacionado ao tempo de inativação desses garimpos, que, por isso, tem pouco revolvimento do solo e perde menos Hg.

Os resultados dos índices de poluição mostram que as concentrações de Hg encontradas nas áreas estudadas estão muito acima dos níveis naturais esperados para a região. O solo do estado do Pará possui um background de 0,1 mg/kg (Fernandes et al., 2018), enquanto em Carajás e Parauapebas os valores de background variam em torno de 0,12 mg/kg

e 0,13 mg/kg, respectivamente (Salomão et al., 2019; Sahoo et al., 2020). Isso indica que a mineração de repasse, independentemente do tempo de desativação, influencia não apenas nos locais de extração, mas também em regiões próximas, sendo uma das principais fontes de emissão de Hg no solo.

O IREP, muito utilizado na avaliação do impacto ambiental de EPTs no solo, indicou risco ecológico altamente forte nas áreas de garimpo e nas florestas ($\text{IREP} > 720$), com variações ligadas ao tempo de inativação e à reexploração. Nas florestas o IREP apresentou o valor de 1.800, valor menor do que os observados nos demais garimpos, mas ainda assim classificado como risco ecológico altamente forte. Esse resultado complementa os resultados da avaliação da poluição em que as áreas de florestas, apesar de apresentarem menores valores do que as áreas de garimpo, são consideradas altamente poluídas.

Figura 7: Índice de risco ecológico potencial (IREP) das concentrações de Hg em resíduos de garimpos com diferentes idades e solos de áreas de florestas.



Fonte: A autora (2025)

Os garimpos ativos (G1) e recentemente inativados (G2, G3 e G4) apresentaram altos valores de IREP, variando entre 12.800 e 21.336, o que indica risco ecológico extremo. Esse alto valor de risco está associado à recente liberação de Hg nos resíduos e à pouca retenção dele. Nessas áreas a mobilidade do elemento pode ser favorecida pela baixa MO e pelo pH menos ácido (Velásquez et al., 2021).

O garimpo G5, apresentou menor valor de IREP do que os demais garimpos (4.900), porém elevado, sendo classificado com risco ecológico altamente forte. Esse comportamento era esperado pelas características da área revegetada com gramíneas e por sofrer alagamentos periódicos, o que o fez ter as menores concentrações de Hg ($12,3 \text{ mg kg}^{-1}$) entre os garimpos. Entretanto, o garimpo G6 (inativo há 20 anos), apresentou os maiores valores de IREP

(25.920), o que indica que as concentrações de Hg nessas áreas podem representar risco significativo ao ecossistema, principalmente quando relacionadas à queima da vegetação.

Estudos demonstram um risco ambiental variando de moderado a alto em áreas de mineração de ouro em vários locais do mundo. Marrugo-Negrete et al. (2023), ao analisar o impacto da mineração no norte da Colômbia, apresentou risco moderado ($40 \leq \text{IREP} \leq 80$) e considerável ($80 \leq \text{IREP} \leq 160$) em 61% das amostras. Da mesma forma, Fodoué et al. (2022) encontrou alto risco ecológico ($160 \leq \text{IREP} < 320$) associado ao Hg, Pb e Cu em solos de mineração de ouro em Pawara, região leste de Camarões, comprovando que essa atividade libera EPTs no ambiente e contamina os solos.

Os resultados da avaliação de risco ambiental indicam que as áreas estudadas apresentam alta contaminação pela mineração artesanal de Au, sugerindo que medidas de controle e remediação devem ser tomadas, visando conter e reduzir a contaminação nessas áreas. A recuperação de áreas com altos valores de PERI é necessária, mas extremamente desafiadora, uma vez que os solos contaminados por Hg tendem a apresentar baixa qualidade química, física e biológica, dificultando os processos de remediação e recuperação (Souza Neto et al., 2020; Pereira et al., 2023; Asare et al., 2024; Timsina et al., 2022).

2.4.6. Índices de risco à saúde humana

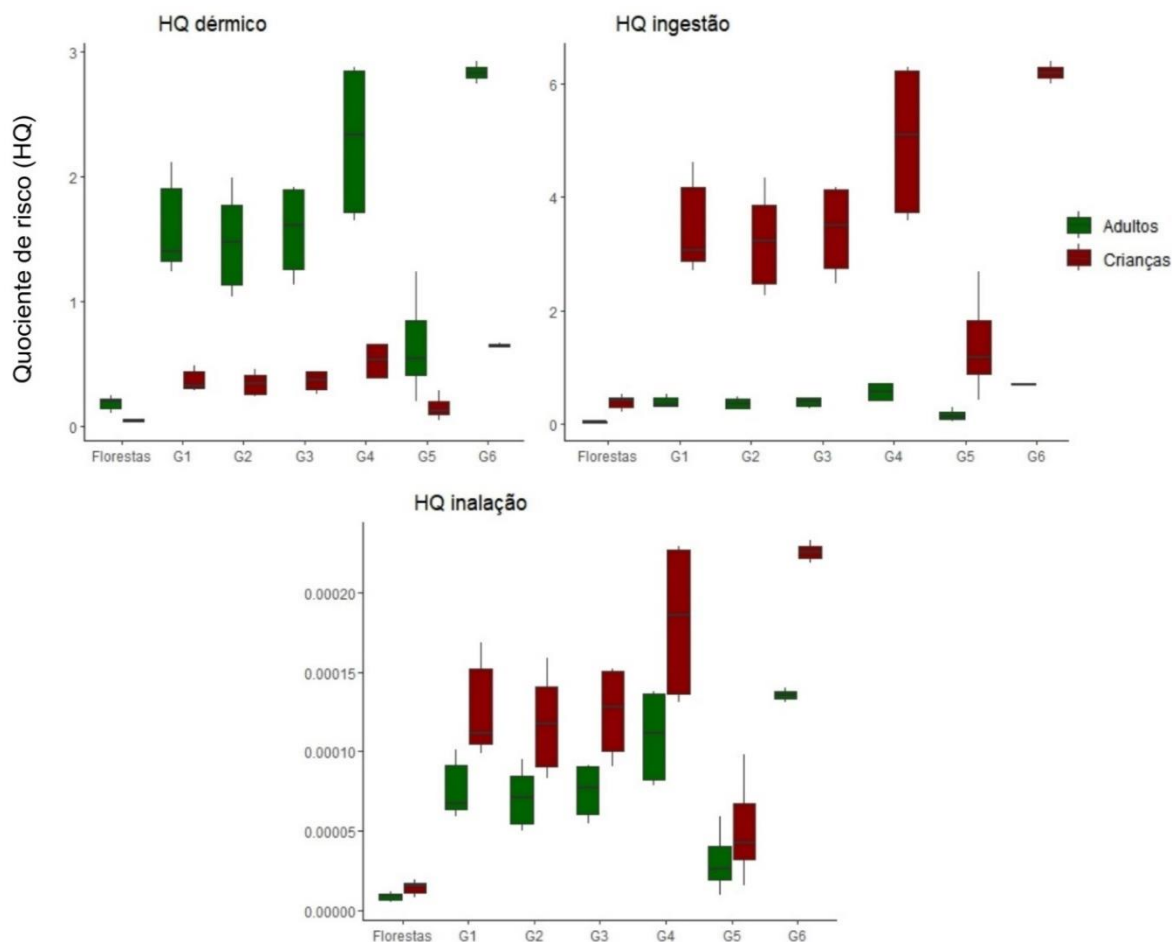
Os quocientes de risco (HQ) para crianças e adultos foram avaliados sob três vias de exposição ao Hg no solo (contato dérmico, ingestão e inalação). Os resultados indicaram que, para os adultos, a via predominante de exposição foi a dérmica, seguida pela ingestão e inalação. Em crianças, a principal via de risco foi a ingestão, seguida pela exposição dérmica e inalação (Figura 8).

Os valores dos índices de risco (HI) variaram entre 0,7 e 3,5 para adultos e entre 1,3 e 6,8 para crianças nos garimpos, enquanto nas áreas de florestas os valores foram menores, variando entre 0,3 para adultos e 0,5 para crianças. Entre as áreas estudadas, G6 apresentou maior índice de risco, seguido por G4, G3, G2, G1, G5 e as áreas de Florestas (Figura 9).

Os maiores valores de HQ foram associados principalmente à via dérmica para adultos (HQ dérmico) e à ingestão para crianças (HQ ingestão). Esses resultados indicam riscos não carcinogênicos ($\text{HQ} > 1$), ou seja, a exposição ao Hg nas áreas analisadas ultrapassa os níveis recomendados. Em adultos, o risco mais elevado por via dérmica está relacionado ao contato direto da pele com resíduos contaminados. Segundo Olusola et al. (2024), a exposição dérmica representa uma das principais vias de absorção de EPTs em ambientes contaminados por Hg.

Assim, indivíduos que mantêm contato contínuo com esses materiais estão mais suscetíveis aos efeitos adversos.

Figura 8: Quocientes de risco (HQ) para adultos e crianças: HQ contato dérmico; HQ ingestão; HQ inalação.

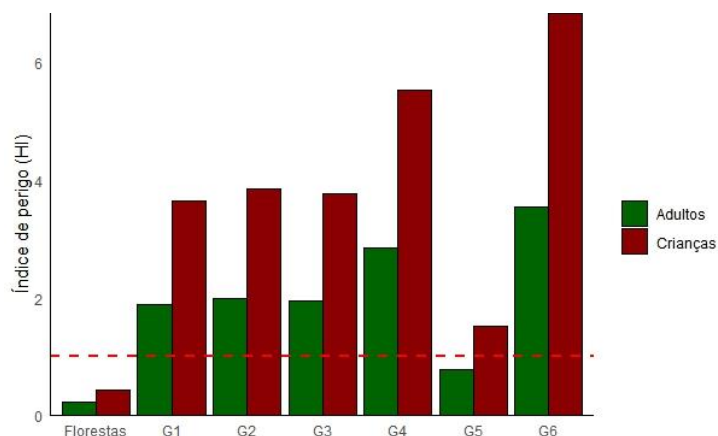


Fonte: A autora (2025)

Já em crianças, a exposição ocorre predominantemente pela ingestão acidental de partículas de solo e poeira, comportamento comum devido às atividades mão-boca (Teixeira et al., 2021; Ma et al., 2020). Os valores mais altos de HI em crianças podem ser atribuídos à sua maior vulnerabilidade fisiológica, menor peso corporal e maior taxa de absorção de contaminantes (Mensah et al., 2023).

Embora inativo, o garimpo G6 apresentou risco elevado ($HI > 1$) tanto para adultos quanto crianças, o que evidencia a capacidade do Hg em impactar a saúde mesmo após a inatividade da exploração. Entre os efeitos adversos da exposição ao Hg destacam-se a neurotoxicidade, alterações comportamentais, impactos no desenvolvimento, e disfunções nos sistemas endócrino, imunológico e neurológico (Gyamfi et al., 2021).

Figure 9: Índice de risco (HI) para adultos e crianças.



Fonte: A autora (2025)

De acordo com a Agência nacional de Proteção Ambiental (EPA, 1994), valores de HI maiores que 1,0 indicam que a exposição ao EPT é maior do que a dose recomendada (EPA, 1994). Estudos conduzidos em diversas regiões impactadas pela mineração artesanal também apontam elevados HI, como na Amazônia oriental (Teixeira et al., 2021), no Sudão (Elwaleed et al., 2024), na região andina do Equador (Mestanza-Ramón et al., 2023), na Amazônia equatoriana (Passarelli et al., 2024), na Colômbia (McCourt et al., 2024) e em Mianmar no sudeste asiático (Soe et al., 2022). Esses resultados reforçam a necessidade de monitoramento ambiental nas áreas estudadas e de estratégias para reduzir a exposição ao Hg.

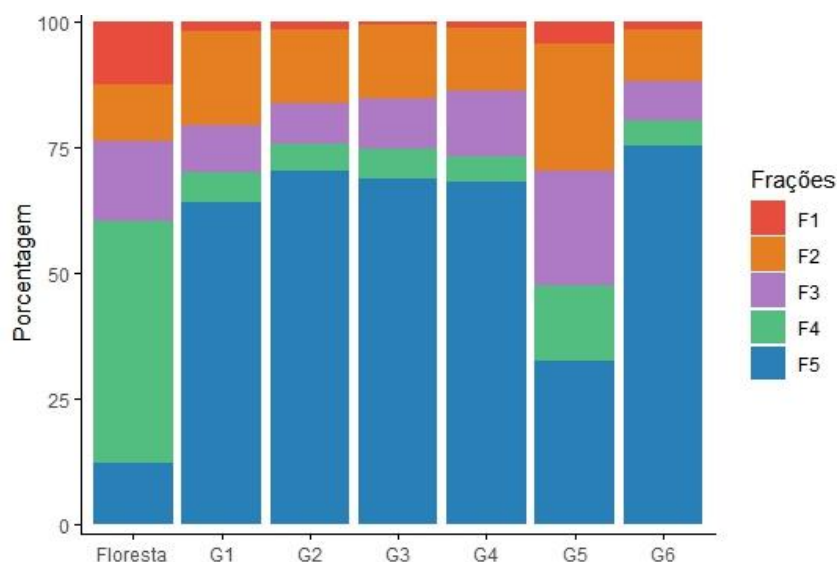
2.4.7 Fracionamento químico

Os resultados das análises nas áreas estudadas mostram diferenças na distribuição do Hg nas frações, o que indica diferentes graus de mobilidade e disponibilidade. A fração solúvel em água (F1) compreende as formas de Hg mais móvel, geralmente encontradas na solução do solo e apresentou os maiores valores nas Florestas (13,6%) e em G5 (6,1%), o que sugere que essas áreas estão mais propensas à lixiviação. Nos garimpos mais recentes (G1, G4), a F1 representa menos de 1,3%, o que indica uma baixa disponibilidade imediata do Hg (Figura 10).

A F2 (Hg trocável) também representa uma fração potencialmente móvel que inclui as espécies de Hg liberadas através de troca iônica e espécies coprecipitadas com carbonatos. Os maiores valores na F2 foram observados em G6 (27,7%), G5 (12,2%) e G1 (17,8%). o que indica maior risco de redistribuição do Hg nesses locais, principalmente em G6, onde a concentração de Hg também foi elevada (64,8 mg kg⁻¹).

As duas frações mais móveis (F1 e F2), juntas, correspondem a concentrações que variaram entre 11,8% (G6) e 33,8% (G5) nas áreas de garimpo, enquanto nas áreas de florestas esse valor foi de 26 %, com $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (F1) e $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (F2) (Figura 10, apêndice 4). Isso sugere que, além das emissões antrópicas, pode haver a introdução de Hg por processos secundários. Zhou et al (2021), em uma revisão sobre medições de Hg em ecossistemas florestais, concluíram que a absorção de Hg atmosférico e a sua transferência para os solos corresponde a 60-90% da deposição de Hg terrestre sendo a principal fonte de Hg em todos os biomas.

Figura 10: Fracionamento químico de Hg em solos e resíduos de garimpos



Fonte: A autora (2025)

A presença de concentrações elevadas nas frações mais móveis de garimpos explorados reflete o impacto contínuo da mineração na introdução do Hg no ambiente. O uso do metal no processo de amalgamação favorece sua dispersão, aumenta a biodisponibilidade e o risco de transporte para águas superficiais, subterrâneas e organismos vivos (Donkor et al., 2024). Alta concentração na fração lábil também foi relatada por Fernández-Martinez et al (2019) em solos de mineração de Hg subterrânea, com $18,9 - 49,7 \text{ mg kg}^{-1}$ de Hg nas amostras, indicando a presença de espécies altamente reativas do metal, como HgCl_2 , HgO ou HgSO_4 .

A fração solúvel em ácido (F3), engloba o Hg associada aos carbonatos, considerado de mobilidade média, foi maior em G4 (13,3%) e G6 (28,2%). isso sugere que o Hg nessas áreas pode estar menos disponível do que nas frações mais móveis, mas ainda suscetível a mudanças ambientais, como a acidificação do solo (Reis et al., 2016). Esse comportamento indica que parte do Hg liberado no ambiente passa por processos de precipitação e

estabilização geoquímica, com o pH desempenhando um papel essencial nessas características (Wang et al., 2024). Já nas florestas, a F3 é de apenas 13,6 %, sugerindo maior controle do Hg por outras formas de retenção.

A fração redutível (F4), associada a óxidos de Fe e Mn, foi maior nas Florestas (51,4%), isso sugere que, apesar das menores concentrações de Fe (12,7 g Kg⁻¹) e Al (5,9 g Kg⁻¹), o Hg está estabilizado no solo por esses compostos minerais (Li et al., 2025). Já nas áreas de garimpos, que apresentaram concentrações elevadas de Fe (entre 21,6 e 71,4 mg kg⁻¹) e Al (5,7 a 12,6 mg kg⁻¹), o Hg redutível foi baixo, entre 4,6% e 6,2%. Isso indica que a estabilização do Hg por adsorção e coprecipitação com óxidos é menos eficiente nos garimpos, enquanto nas áreas de florestas, os óxidos são mais ativos, o que favorece a imobilização do Hg na fração redutível (Ye et al., 2022).

A fração residual (F5), o qual apresenta Hg mais estável e pouco disponível, é predominante na maioria dos garimpos. A concentração relativa (concentração na fração/concentração pseudototal) variou entre 64,9% no G1 e 75,3% no G6. Essa variação reflete as diferentes características entre os garimpos, sendo o mais antigo com maior imobilização do metal. Nas áreas de florestas a F5 foi de apenas 9% o que indica menor incorporação do Hg às estruturas cristalinas do solo (Pereira et al., 2020).

A fração residual (F5) é considerada a mais estável, fortemente associada à matriz mineral e, portanto, menos disponível para processos de mobilização e absorção por plantas (Moharem et al., 2019). Nas áreas de florestas, a menor concentração de Hg na F5 reforça a ideia de que a deposição atmosférica de Hg nas florestas ocorre de forma contínua e que, ao longo do tempo, o Hg pode estar sendo incorporado à matriz mineral através da coprecipitação com óxidos de Fe e Al ou adsorção em minerais de argila, tornando-se menos móvel no ambiente (Perlatti et al., 2021). Junho Zhou et al (2021), em uma revisão sobre medições de Hg em ecossistemas florestais, concluíram que a absorção de Hg atmosférico e a sua transferência para os solos corresponde a 60-90% da deposição de Hg terrestre sendo a principal fonte de Hg em todos os biomas.

O garimpo G5, no entanto, apresentou um comportamento diferente, com altas concentrações na fração trocável (F2 = 27,7 %) e ligado a carbonatos (F3 = 28,2 %), o que indica que uma parte significativa do Hg no G5 está fracamente adsorvido na solução do solo. Isso pode ser relacionado à menor concentração de MO (6,2 mg kg⁻¹), e menor presença de óxidos para atuar como adsorventes. Além disso, a fração redutível (F4 = 21,9%) é a maior entre os garimpos, o que sugere uma maior estabilização do Hg por óxidos de Fe e Mn. Esse

fator pode estar associado à revegetação da área ao longo dos 8 anos. Apesar da parcial estabilização, a alta proporção do Hg nas frações móveis (F2 e F3) indica que a área pode apresentar risco ambiental, principalmente em períodos de variação hídrica, pois, em condições redutoras, o Hg pode ser mobilizado e redistribuído, principalmente para as formas mais móveis (Gilli et al., 2018).

Dessa forma, o Hg sofre um processo de estabilização progressiva nas áreas de garimpo ao longo do tempo, mas ainda há riscos de mobilização quando observadas as frações mais lábeis como as trocáveis (F2) e solúvel em ácido (F3). Nos garimpos mais antigos (G5 e G6), essas frações apresentaram potencial para liberar Hg sob condições ambientais específicas, enquanto nas florestas há uma maior retenção do metal em óxidos.

2.5. CONCLUSÃO

Os solos de florestas e os resíduos de garimpos, independentemente da idade de exploração, apresentaram concentrações elevadas de Hg, superiores ao VRQ do estado. A análise dos índices de poluição revelou que a mineração de repasse foi o principal fator responsável pelo acúmulo do metal, resultando em nível de contaminação classificado de altos a extremamente altos, conforme o FC e o Igeo. Além disso, os impactos ambientais se mostraram severos, com risco extremo à biodiversidade (PERI) e à saúde humana (HI), sendo as crianças o grupo mais vulnerável à exposição. Altas concentrações do Hg também foram encontradas nas frações mais móveis do solo, indicando maior potencial de dispersão e biodisponibilidade do metal no ambiente. Esses resultados reforçam a necessidade de estratégias eficazes para o monitoramento ambiental, assim como de técnicas de remediação para minimizar os impactos da atividade. Diante da relevância do tema, estudos adicionais sobre a dinâmica do Hg nos solos da Amazônia são fundamentais, considerando a proporção da atividade na região e o impacto ambiental e social gerado.

REFERÊNCIAS

- ABDELAAL, A. et al. Emerging mercury and methylmercury contamination from new artisanal and small-scale gold mining along the Nile Valley, Egypt. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 18, p. 52514–52534, 25 fev. 2023.
- ADEWUMI, A. J.; LANIYAN, T. A. Contamination, sources and risk assessments of metals in media from Anka artisanal gold mining area, Northwest Nigeria. **Science of The Total Environment**, v. 718, p. 137235, maio 2020.
- ALARCÓN-AGUIRRE, G. et al. Vegetation dynamics in lands degraded by gold mining in the southeastern Peruvian Amazon. **Trees, Forests and People**, v. 11, p. 100369, mar. 2023.
- ALENGEBAWY, A. et al. Heavy Metals and Pesticides Toxicity in Agricultural Soil and Plants: Ecological Risks and Human Health Implications. **Toxics**, v. 9, n. 3, p. 42, 25 fev. 2021.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.
- ALONSO, D. L. et al. Assessment of mining activity on arsenic contamination in surface water and sediments in southwestern area of Santurbán paramo, Colombia. **Journal of Environmental Management**, v. 264, p. 110478, jun. 2020.
- ASARE, D. et al. Impact of different illegal Artisanal Small-Scale Mining techniques on soil properties in a major mining landscape in Ghana. **Environmental Challenges**, v. 17, p. 101008, dez. 2024.
- AYARI, J. et al. Trace element contamination in the mine-affected stream sediments of Oued Rarai in north-western Tunisia: a river basin scale assessment. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 43, n. 10, p. 4027–4042, 26 out. 2021.
- BALEGAMIRE, C.; NKUBA, B.; DABLE, P. Production of gold mine tailings based concrete pavers by substitution of natural river sand in Misisi, Eastern Congo. **Cleaner Engineering and Technology**, v. 7, p. 100427, abr. 2022.
- BECERRA-LIRA, E. et al. Spatio-temporal trends of mercury levels in alluvial gold mining spoils areas monitored between rainy and dry seasons in the Peruvian Amazon. **Environmental Research**, v. 245, p. 118073, mar. 2024.
- BOLAN, N. et al. Soil acidification and the liming potential of biochar. **Environmental Pollution**, v. 317, p. 120632, jan. 2023.
- TEIXEIRA, D. C.; LACERDA, L. D.; SILVA-FILHO, E. V. Foliar mercury content from tropical trees and its correlation with physiological parameters in situ. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1050–1057, nov. 2018.

CASSO-HARTMANN, L. et al. Water pollution and environmental policy in artisanal gold mining frontiers: The case of La Toma, Colombia. **Science of The Total Environment**, v. 852, p. 158417, dez. 2022.

CHEN, C. et al. Iron-mediated organic matter decomposition in humid soils can counteract protection. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 2255, 7 maio 2020.

CHILESHE, M. N. et al. Physico-chemical characteristics and heavy metal concentrations of copper mine wastes in Zambia: implications for pollution risk and restoration. **Journal of Forestry Research**, v. 31, n. 4, p. 1283–1293, 23 ago. 2020.

COSTA U.A.P., et al. 2017. Carajás project. In: Teixeira N.A. & Carvalho M.T.N. (eds.) Brazil: Geological Survey Under the Spotlight. Brasília, Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais, p. 6–14.

COKER, E. A. et al. Human exposure to mercury in the atmosphere and soils in Konongo: an age-old mining centre in the Ashanti Region of Ghana. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 45, n. 6, p. 3555–3565, 30 jun. 2023.

COVRE, W. P. et al. Impact of copper mining wastes in the Amazon: Properties and risks to environment and human health. **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126688, jan. 2022.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA 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. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2017/09/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-acrs.pdf>. Acesso em: 9 nov. 2024.

CUI, X. et al. Phytoremediation of cadmium contaminated soils by *Amaranthus Hypochondriacus* L.: The effects of soil properties highlighting cation exchange capacity. **Chemosphere**, v. 283, p. 131067, nov. 2021.

DA COSTA ALVES FILHO, P. P. et al. Artisanal mining of monazite and cassiterite in the Amazon: Potential risks of rare earth elements for the environment and human health. **Environmental Management**, v. 73, n. 6, p. 1201–1214, 4 jun. 2024.

DENG, D. et al. Pollution Characteristics and Spatial Distribution of Heavy Metals in Coal-Bearing Sandstone Soil: A Case Study of Coal Mine Area in Southwest China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 11, p. 6493, 26 maio 2022.

DE LIMA, M. W. et al. Geochemical background concentrations of potentially toxic elements in soils of the Carajás Mineral Province, southeast of the Amazonian Craton. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 10, p. 649, 21 out. 2020.

DE SOUZA, J. P. R. et al. Adapted Sequential Extraction Protocol to Study Mercury Speciation in Gold Mining Tailings: Implications for Environmental Contamination in the Amazon. **Toxics**, v. 12, n. 5, p. 326, 30 abr. 2024.

DONKOR, A. K.; GHOVEISI, H.; BONZONGO, J.-C. J. Use of Metallic Mercury in Artisanal Gold Mining by Amalgamation: A Review of Temporal and Spatial Trends and Environmental Pollution. **Minerals**, v. 14, n. 6, p. 555, 28 maio 2024.

EPA method 245.1: **determination of mercury in water by cold vapor atomic absorption spectrometry**. 1994. Disponível em: <https://www.epa.gov/esam/epa-method-2451-determination-mercury-water-cold-vapor-atomic-absorption-spectrometry>. Acesso em: 10 nov. 2024.

ELWALEED, A. et al. Assessment of Mercury Contamination in Water and Soil from Informal Artisanal Gold Mining: Implications for Environmental and Human Health in Darmali Area, Sudan. **Sustainability**, v. 16, n. 10, p. 3931, 8 maio 2024.

FUNDAÇÃO AMAZÔNIA DE AMPARO A ESTUDOS E PESQUISAS (FAPESPA). **Boletim da Mineração Paraense 2024**. Belém: FAPESPA, 2024. Disponível em: <https://www.fapespa.pa.gov.br/wp-content/uploads/2024/08/Boletim-da-Mineracao-Paraense.2024.Publicacao.pdf>. Acesso em: 22 maio 2025.

FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, R. et al. Comparison of mercury distribution and mobility in soils affected by anthropogenic pollution around chloralkali plants and ancient mining sites. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 1066–1076, jun. 2019.

FERNANDES, A. R. et al. Quality reference values and background concentrations of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 190, p. 453–463, jul. 2018.

FILIMONENKO, E. et al. Wildfire effects on mercury fate in soils of North-Western Siberia. **Science of The Total Environment**, v. 951, p. 175572, nov. 2024.

FODOUÉ, Y. et al. Heavy Metal Contamination and Ecological Risk Assessment in Soils of the Pawara Gold Mining Area, Eastern Cameroon. **Earth**, v. 3, n. 3, p. 907–924, 20 ago. 2022.

GARAU, M. et al. Combining grass and legume species with compost for assisted phytostabilization of contaminated soils. **Environmental Technology & Innovation**, v. 22, p. 101387, maio 2021.

GERSON, J. R. et al. Amazon forests capture high levels of atmospheric mercury pollution from artisanal gold mining. **Nature Communications**, v. 13, n. 1, p. 559, 28 jan. 2022.

GILLI, R. S. et al. Speciation and Mobility of Mercury in Soils Contaminated by Legacy Emissions from a Chemical Factory in the Rhône Valley in Canton of Valais, Switzerland. **Soil Systems**, v. 2, n. 3, p. 44, 30 jul. 2018.

GONÇALVES, D. A. M. et al. Geochemical Background for Potentially Toxic Elements in Forested Soils of the State of Pará, Brazilian Amazon. **Minerals**, v. 12, n. 6, p. 674, 27 maio 2022.

GYAMFI, O. et al. Contamination, exposure and risk assessment of mercury in the soils of an artisanal gold mining community in Ghana. **Chemosphere**, v. 267, p. 128910, mar. 2021.

HACON, S. DE S. et al. Mercury Exposure through Fish Consumption in Traditional Communities in the Brazilian Northern Amazon. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 15, p. 5269, 22 jul. 2020.

HE, M. et al. Mercury–Organic Matter Interactions in Soils and Sediments: Angel or Devil? **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 102, n. 5, p. 621–627, 2 maio 2019.

HYUN, J. et al. Ecosystem services-based soil quality index tailored to the metropolitan environment for soil assessment and management. **Science of The Total Environment**, v. 820, p. 153301, maio 2022.

HUSSAIN, S. et al. Mercury fractionation, bioavailability, and the major factors predicting its transfer and accumulation in soil–wheat systems. **Science of The Total Environment**, v. 847, p. 157432, nov. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). São Félix do Xingu (PA). Cidades e Estados. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pa/sao-felix-do-xingu.html>. Acesso em: 22 maio 2025.

JIANG, M. et al. Technologies for the cobalt-contaminated soil remediation: A review. **Science of The Total Environment**, v. 813, p. 151908, mar. 2022.

JÚNIOR PEREIRA BRITO, W. et al. Mercúrio no meio ambiente: uma revisão sobre seus efeitos toxicológicos e as principais fontes de emissão. **Revista DAE**, v. 69, n. 230, p. 127–139, 25 mar. 2021.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. [s.l.] CRC Press, 2010.

LI, B. et al. Mechanism of cadmium (Cd) enrichment in the soil of karst areas with high geochemical background in Southwest China. **Chemical Geology**, v. 673, p. 122523, fev. 2025.

LINO, A. S. et al. Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. **Chemosphere**, v. 235, p. 690–700, nov. 2019.

MA, L. et al. Pollution and health risk assessment of toxic metal(loid)s in soils under different land use in sulphide mineralized areas. **Science of The Total Environment**, v. 724, p. 138176, jul. 2020.

MANTEY, J. et al. Mercury contamination of soil and water media from different illegal artisanal small-scale gold mining operations (galamsey). **Heliyon**, v. 6, n. 6, p. e04312, jun. 2020.

MAO, L. et al. Mercury contamination in the water and sediments of a typical inland river – Lake basin in China: Occurrence, sources, migration and risk assessment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 446, p. 130724, mar. 2023.

MALVINO, J. B. et al. Mercury presence in cassava farming, *Manihot esculenta* Crantz, in the vicinity of artisanal gold exploration areas in Southern Amazonia. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 19, n. 4, 2 nov. 2023

MANCINI, L. et al. Mercury (Hg) and methylmercury (MeHg) in sediment and biota: A case study in a lagoon in Central Italy. **Marine Pollution Bulletin**, v. 175, p. 113308, fev. 2022.

MARRUGO-NEGRETE, J. et al. Vertical distribution and trace element contamination in sediment cores affected by gold mining in Colombia. **Chemosphere**, v. 340, p. 139744, nov. 2023.

MCCOURT, K. et al. Participatory assessment of pollution and health risk in artisanal and small-scale gold mining communities in Colombia. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 25, p. 101158, maio 2024.

MENSAH, M. K. et al. Artisanal gold mine spoil types within a common geological area and their variations in contaminant loads and human health risks. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 2, p. 312, 20 fev. 2023.

MENESES, H. DO N. DE M. et al. Mercury Contamination: A Growing Threat to Riverine and Urban Communities in the Brazilian Amazon. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 5, p. 2816, 28 fev. 2022

MESTANZA-RAMÓN, C. et al. Human health risk assessment due to mercury use in gold mining areas in the Ecuadorian Andean region. **Chemosphere**, v. 344, p. 140351, dez. 2023.

MONTEIRO, L. C. et al. Mercury distribution, bioaccumulation, and biomagnification in riparian ecosystems from a neotropical savanna floodplain, Araguaia River, central Brazil. **Environmental Research**, v. 252, p. 118906, jul. 2024.

MOHAREM, M.; ELKHATIB, E.; MESALEM, M. Remediation of chromium and mercury polluted calcareous soils using nanoparticles: Sorption –desorption kinetics, speciation and fractionation. **Environmental Research**, v. 170, p. 366–373, mar. 2019.

MORENO-BRUSH, M.; MCLAGAN, D. S.; BIESTER, H. Fate of mercury from artisanal and small-scale gold mining in tropical rivers: Hydrological and biogeochemical controls. A critical review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 5, p. 437–475, 3 mar. 2020.

MWESIGYE, R. A.; MWAVU N., E. Forage accumulation of potentially toxic elements (PTEs) from soils around Kilembe copper mine, Western Uganda. **International Journal of Phytoremediation**, v. 26, n. 1, p. 151–158, 2 jan. 2024.

NAWROCKA, A. et al. Total mercury levels in the muscle and liver of livestock and game animals in Poland, 2009–2018. **Chemosphere**, v. 258, p. 127311, nov. 2020.

NIEDER, R.; BENBI, D. K. Potentially toxic elements in the environment – a review of sources, sinks, pathways and mitigation measures. **Reviews on Environmental Health**, v. 39, n. 3, p. 561–575, 25 set. 2024.

NISAH, K. et al. Distribution of Mercury in Soil, Water, and Vegetable Fern in a Former Gold Mining Area – Evidence from Nagan Raya Regency, Aceh Province, Indonesia. **Journal of Ecological Engineering**, v. 23, n. 8, p. 30–39, 1 ago. 2022.

OLUSOLA, J. A. et al. Spatial distribution and potential ecological and health risks associated with heavy metals in the Ijero-Ekiti mining site, Nigeria. **Regional Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 100110, mar. 2024.

PASSARELLI, I. et al. Analysis of Mercury in Aquifers in Gold Mining Areas in the Ecuadorian Amazon and Its Associated Risk for Human Health. **Toxics**, v. 12, n. 2, p. 162, 19 fev. 2024.

PEREIRA, W. V. DA S. et al. Human and environmental exposure to rare earth elements in gold mining areas in the northeastern Amazon. **Chemosphere**, v. 340, p. 139824, nov. 2023.

PEREIRA, W. V. DA S. et al. Chemical fractionation and bioaccessibility of potentially toxic elements in area of artisanal gold mining in the Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 267, p. 110644, ago. 2020.

PERLATTI, F. et al. Copper release from waste rocks in an abandoned mine (NE, Brazil) and its impacts on ecosystem environmental quality. **Chemosphere**, v. 262, p. 127843, jan. 2021.

PINNA, M. V. et al. Combining biochar and grass-legume mixture to improve the phytoremediation of soils contaminated with potentially toxic elements (PTEs). **Heliyon**, v. 10, n. 5, p. e26478, mar. 2024.

QIAN, X. et al. Extremely Elevated Total Mercury and Methylmercury in Forage Plants in a Large-Scale Abandoned Hg Mining Site: A Potential Risk of Exposure to Grazing Animals. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, n. 3, p. 519–530, 19 abr. 2021.

QUINTANILLA-VILLANUEVA, G. E. et al. Mobility and speciation of mercury in soils from a mining zone in Villa Hidalgo, SLP, Mexico: A preliminary risk assessment. **Applied Geochemistry**, v. 122, p. 104746, nov. 2020.

- RAMOS, A. R. A.; OLIVEIRA, K. A. DE; RODRIGUES, F. DOS S. Mercury-Based Mining in Yanomami Indigenous Lands and Accountabilities. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, 2020.
- RASO, E. F.; SAVAIO, S. DOS S.; MULIMA, E. P. Impacto da mineração artesanal de ouro nos solos agrícolas: Caso do distrito de Manica, Moçambique. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 17, n. 1, p. 44–50, 1 jan. 2022.
- RAJ, D.; MAITI, S. K. Sources, bioaccumulation, health risks and remediation of potentially toxic metal(loid)s (As, Cd, Cr, Pb and Hg): an epitomised review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 2, p. 108, 11 fev. 2020.
- REIS, A. T. et al. Overview and challenges of mercury fractionation and speciation in soils. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 82, p. 109–117, set. 2016.
- RICHTER, L. et al. Impact of forest fire on the mercury stable isotope composition in litter and soil in the Amazon. **Chemosphere**, v. 339, p. 139779, out. 2023.
- SALOMÃO, G. N. et al. Geochemical mapping and estimation of background concentrations in soils of Carajás mineral province, eastern Amazonian Craton, Brazil. **Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis**, v. 19, n. 4, p. 431–447, 24 nov. 2019.
- SAHOO, P. K. et al. Source and background threshold values of potentially toxic elements in soils by multivariate statistics and GIS-based mapping: a high density sampling survey in the Parauapebas basin, Brazilian Amazon. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 42, n. 1, p. 255–282, 10 jan. 2020.
- SAYER, E. J. et al. Altered litter inputs modify carbon and nitrogen storage in soil organic matter in a lowland tropical forest. **Biogeochemistry**, v. 156, n. 1, p. 115–130, 23 out. 2021.
- SELLAN, G. et al. Impact of soil nitrogen availability and pH on tropical heath forest organic matter decomposition and decomposer activity. **Pedobiologia**, v. 80, p. 150645, maio 2020.
- SINGH, A. D. et al. Critical review on biogeochemical dynamics of mercury (Hg) and its abatement strategies. **Chemosphere**, v. 319, p. 137917, abr. 2023.
- SOE, P. S. et al. Mercury Pollution from Artisanal and Small-Scale Gold Mining in Myanmar and Other Southeast Asian Countries. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 10, p. 6290, 22 maio 2022.
- SOUZA, M. B. DE et al. Dinâmica de uso e cobertura da terra no município de São Félix do Xingu, Estado do Pará, Brasil. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 10, p. e4889108791, 4 out. 2020.
- SOUZA NETO, H. F. DE et al. Environmental and human health risks of arsenic in gold mining areas in the eastern Amazon. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114969, out. 2020.

TABELIN, C. B. et al. Acid mine drainage formation and arsenic mobility under strongly acidic conditions: Importance of soluble phases, iron oxyhydroxides/oxides and nature of oxidation layer on pyrite. **Journal of Hazardous Materials**, v. 399, p. 122844, nov. 2020.

TEIXEIRA, D. C.; LACERDA, L. D.; SILVA-FILHO, E. V. Foliar mercury content from tropical trees and its correlation with physiological parameters in situ. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1050–1057, nov. 2018a.

TEIXEIRA, R. A. et al. Artisanal gold mining in the eastern Amazon: Environmental and human health risks of mercury from different mining methods. **Chemosphere**, v. 284, p. 131220, dez. 2021.

TEIXEIRA, R. A. et al. Contamination and Soil Biological Properties in the Serra Pelada Mine - Amazonia, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, n. 0, 15 fev. 2018.

THIOMBANE, M. et al. A new hazard assessment workflow to assess soil contamination from large and artisanal scale gold mining. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 45, n. 7, p. 5067–5091, 18 jul. 2023.

TIMSINA, S. et al. Tropical surface gold mining: A review of ecological impacts and restoration strategies. **Land Degradation & Development**, v. 33, n. 18, p. 3661–3674, 27 dez. 2022.

UMLAUFOVÁ, M. et al. The soil-plant transfer of risk elements within the area of an abandoned gold mine in Libčice, Czech Republic. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 53, n. 14, p. 1267–1276, 6 dez. 2018.

VELÁSQUEZ RAMÍREZ, M. G. et al. Mercury in soils impacted by alluvial gold mining in the Peruvian Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 288, p. 112364, jun. 2021.

VEGA, C. M. et al. Human Mercury Exposure in Yanomami Indigenous Villages from the Brazilian Amazon. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 6, p. 1051, 23 maio 2018.

WANG, L.; BAI, Y.; GONG, Y. Chemical stabilization of mercury in contaminated soil using Mg₂Al layered double hydroxide supported iron sulfide composite. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 692, p. 133923, jul. 2024.

WANG, Z. et al. Effect of Environmental Factors on Soil Nutrient Loss under Conditions of Mining Disturbance in a Coalfield. **Forests**, v. 12, n. 10, p. 1370, 9 out. 2021.

WANG, X. et al. Mercury cycling and isotopic fractionation in global forests. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 21, p. 3763–3786, 2 nov. 2022.

YE, Z. et al. Metal (Fe, Cu, and As) transformation and association within secondary minerals in neutralized acid mine drainage characterized using X-ray absorption spectroscopy. **Applied Geochemistry**, v. 139, p. 105242, abr. 2022.

YOON, S. et al. Metal(loid)-specific sources and distribution mechanisms of riverside soil contamination near an abandoned gold mine in Mongolia. **Journal of Hazardous Materials**, v. 443, p. 130294, fev. 2023.

ZHOU, J. et al. Vegetation uptake of mercury and impacts on global cycling. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 2, n. 4, p. 269–284, 16 mar. 2021.

ZHOU, Z.; DING, F.; LI, Y. Study of mercury bioavailability using isotope dilution and BCR sequential extraction in the sediment of Yellow Sea and East China Sea, China. **Journal of Hazardous Materials**, v. 473, p. 134712, jul. 2024.

ZHANG, Q.; WANG, C. Natural and Human Factors Affect the Distribution of Soil Heavy Metal Pollution: a Review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 7, p. 350, 2 jul. 2020.

APÊNDICES

Apêndice 1 - Fator de exposição de Hg para crianças e adultos.

Símbolo	Descrição	Unidade	Valor		Referência
			Crianças	Adultos	
ADD	Dose média diária	mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	-	-	-
C	Concentração de Hg	mg kg ⁻¹	-	-	-
ingR	Taxa de ingestão do solo	mg dia ⁻¹	200	100	USEPA, 2001
InhR	Taxa de inalação	m ³ dia ⁻¹	7,6	20	Lu et al., 2014; USEPA, 2001
PEF	Fator de emissão de partículas	m ³ kg ⁻¹	1,36 x 10 ⁹	1,36 x 10 ⁹	USEPA, 2001
SL	Fator de aderência à pele	mg cm ² dia ⁻¹	0,2	0,875	USEPA, 2001
AS	Área de pele exposta	cm ²	732	3202	USEPA, 2001
ABS	Fator de absorção dérmica	-	0,03	0,03	Lu et al., 2014
EF	Frequência de exposição	dias ano ⁻¹	279	279	Moreira et al., 2018
ED	Duração da exposição	horas	4	24	Moreira et al., 2018
PC	Peso corporal	kg	16	70	Moreira et al., 2018
AT	Tempo médio, sem efeitos carcinogênicos (ED x 365 d)	dias	-	-	-
CF	Fator de conversão	kg mg ⁻¹	10 ⁻⁶	10 ⁻⁶	USEPA, 2001
Rfd	Dose de referência para Hg	mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	ingestão (1×10 ⁻⁴); inalação (7,66×10 ⁻⁵);		Li et al., 2017; USEPA, 2001

contato dérmico
($2,1 \times 10^{-5}$)

Fonte: A autora (2025)

Apêndice 2: Autovalores das dimensões na Análise de Componentes Principais (ACP).

Dimensões	Autovalor	Percentual de Variância	Percentual de Variância acumulativa
Dim.1	2,7	44,7	44,7
Dim.2	1,5	24,1	68,9
Dim.3	0,8	12,9	81,9
Dim.4	0,7	11,6	93,4
Dim.5	0,3	5,2	98,6
Dim.6	0,1	1,4	100,0

Fonte: A autora (2025)

Apêndice 3: Valores de componentes das dimensões da Análise de Componentes Principais (ACP)

Características	Dimensões				
	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5
Hg	0,89	0,17	0,20	-0,20	0,24
pH	0,37	-0,64	0,56	0,34	0,07
MO	-0,61	0,54	0,02	0,47	0,32
CTC_Total	-0,41	0,58	0,63	-0,20	-0,18
Fe	0,83	0,48	-0,06	-0,12	0,11
Al	0,71	0,36	-0,08	0,50	-0,30

Fonte: A autora (2025)

Apêndice 4: Concentrações e porcentagem de Hg nas frações do solo.

Áreas		F1	%	F2	%	F3	%	F4	%	F5	%
G1	Mediana	0,6 ± 0,4	1,9	5,6 ± 1,4	17,8	2,9 ± 0,4	9,2	1,9 ± 0,3	6,2	20,3 ± 1,0	64,9
	Max	1,0		7,9		3,4		2,1		21,1	
	Min	0,2		4,3		2,4		1,4		18,5	
G2	Mediana	0,5 ± 0,4	1,3	4,8 ± 0,5	14,0	2,6 ± 0,4	7,6	1,7 ± 0,2	5,1	24,5 ± 7,1	72,0
	Max	0,9		5,5		3,4		2,1		30,6	
	Min	0,1		4,2		2,3		1,5		14,5	
G3	Mediana	0,1 ± 0,1	0,4	5,3 ± 0,4	14,3	3,7 ± 0,4	10,0	2,1 ± 0,2	5,7	25,6 ± 8,0	69,6
	Max	0,5		5,7		4,1		2,5		32,2	
	Min	0,1		4,7		3,1		1,9		20,8	
G4	Mediana	0,5 ± 0,3	0,9	6,5 ± 0,4	12,2	7,1 ± 0,6	13,3	2,5 ± 0,2	4,6	36,9 ± 14,2	69,1

	Max	1,0		7,2		7,6		2,8		49,6	
	Min	0,2		6,1		5,9		2,2		20,8	
G5	Mediana	0,64 ± 0,26	6,1	2,9 ± 2,3	27,7	3,0 ± 1,2	28,2	2,3 ± 0,4	21,9	1,7 ± 5,4	16,2
	Max	1,10		9,6		5,7		3,2		14,6	
	Min	0,18		2,1		2,3		2,0		0,8	
G6	Mediana	1,1 ± 0,1	1,6	6,6 ± 0,3	10,2	5,2 ± 0,2	7,9	3,2 ± 0,3	5,0	49,1 ± 2,5	75,3
	Max	1,2		6,8		5,4		3,3		51,3	
	Min	0,9		6,3		4,9		2,8		46,3	
Florestas	Mediana	0,6 ± 0,2	13,6	0,5 ± 0,3	12,4	0,6 ± 0,3	13,6	2,1 ± 0,5	51,4	0,4 ± 0,4	9,0
	Max	1,0		0,9		1,2		2,9		1,6	
	Min	0,3		0,1		0,4		1,2		0,2	

Fonte: A autora (2025)