



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UNB PLANALTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

YGOR OLIVEIRA SARMENTO RODRIGUES

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO MERCÚRIO TOTAL EM ÁGUA, SEDIMENTOS DE
FUNDO E MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO DE UMA PLANÍCIE DE
INUNDAÇÃO NEOTROPICAL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**PLANALTINA – DF
2025**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UNB PLANALTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

YGOR OLIVEIRA SARMENTO RODRIGUES

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO MERCÚRIO TOTAL EM ÁGUA, SEDIMENTOS
DE FUNDO E MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO DE UMA PLANÍCIE
DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Linha de pesquisa: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais

Orientador: Dr. José Vicente Elias Bernardi

**PLANALTINA – DF
2025**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UNB PLANALTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

YGOR OLIVEIRA SARMENTO RODRIGUES

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO MERCÚRIO TOTAL EM ÁGUA, SEDIMENTOS DE
FUNDO E MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO DE UMA PLANÍCIE DE
INUNDAÇÃO NEOTROPICAL**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais. **Linha de pesquisa:** Manejo e Conservação dos Recursos Naturais.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi – Presidente
Universidade de Brasília

Prof. Dr. Wanderley Rodrigues Bastos – Membro Externo
Universidade Federal de Rondônia

Prof. Dr. Luis Fabricio Zara – Membro Interno Universidade
de Brasília

Prof. Dra. Andréia de Almeida – Membro Suplente
Universidade de Brasília

Planaltina-DF, 28 de maio de 2025.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Od

Oliveira Sarmento Rodrigues, Ygor

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO MERCÚRIO TOTAL EM ÁGUA,
SEDIMENTOS DE FUNDO E MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO DE
UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL / Ygor Oliveira

Sarmento Rodrigues; orientador José Vicente Elias Bernardi.
Brasília, 2025.

63 p.

1. Mercúrio. 2. Co-krigagem. 3. Uso da Terra. 4.
Distribuição espacial. I. Elias Bernardi, José Vicente,
orient. II. Título.

*Dedico este trabalho aos
meus queridos irmãos
que partiram e à minha
nobre companheira.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a toda comunidade da FUP/UnB pelos esforços em manter a pesquisa científica viva na cidade de Planaltina-DF e na região do Cerrado.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	8
GENERAL ABSTRACT.....	9
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	10
CAPÍTULO I.....	11
ANÁLISE GEOESTATÍSTICA DA DISTRIBUIÇÃO DO MERCÚRIO TOTAL EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO TROPICAL.....	11
1. INTRODUÇÃO.....	13
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
2.1 Área de Estudo.....	15
2.2 Amostragem.....	16
2.3 Preparação das amostras de sedimentos.....	17
2.4 Análises Químicas.....	18
2.4.1 Quantificação do HgT na água superficial.....	18
2.4.2 Quantificação do HgT nos sedimentos de fundo e em suspensão.....	18
2.4.3 Controle de qualidade.....	19
2.5 Análise estatística.....	19
2.6 Geoestatística.....	19
2.6.1 Krigagem Ordinária (KO).....	21
2.6.2 CoKrigagem Ordinária (CK).....	21
2.6.3 Validação Cruzada.....	22
3. RESULTADOS.....	22
4. DISCUSSÃO.....	28
5. CONCLUSÕES.....	31
6. REFERÊNCIAS.....	32
CAPÍTULO II.....	36
DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO MERCÚRIO TOTAL EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL: INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO E PARÂMETROS AMBIENTAIS.....	36
1. INTRODUÇÃO.....	38
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	40
2.1 Área de Estudo.....	40

2.2	Amostragem.....	41
2.3	Condições Ambientais e Intensidade do Uso da Terra.....	42
2.4	Preparação das Amostras de Sedimentos.....	43
2.5	Análises Químicas.....	44
2.5.1	Quantificação do HgT na água superficial.....	44
2.5.2	Quantificação do HgT nos sedimentos de fundo e em suspensão.....	44
2.5.3	Controle de Qualidade.....	44
2.6	Análise Estatística.....	45
2.7	Geostatística.....	46
2.7.1	Krigagem Ordinária (KO).....	47
2.7.2	CoKrigagem Ordinária (CK).....	47
2.7.3	Validação Cruzada.....	48
3.	RESULTADOS.....	48
4.	DISCUSSÃO.....	55
5.	CONCLUSÕES.....	59
6.	REFERÊNCIAS.....	59
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65

RESUMO GERAL

O mercúrio (Hg) é um poluente ambiental de preocupação global, cuja distribuição e dinâmica em ecossistemas aquáticos são influenciadas por fatores naturais e antrópicos. Este estudo investigou a distribuição espacial do mercúrio total (HgT) em água, sedimentos de fundo e material particulado em suspensão (MPS) na bacia do rio Araguaia, uma planície de inundação neotropical de alta relevância ecológica e pesqueira. Foram coletadas amostras em 40 unidades amostrais ao longo de 320 km do rio, com quantificação de HgT por fluorescência atômica (CVAFS) para água e absorção atômica (CVAAS) para sedimentos e MPS. As concentrações de HgT foram significativamente maiores no MPS ($169,18 \pm 58,30 \mu\text{g.kg}^{-1}$) do que nos sedimentos de fundo ($20,82 \pm 2,35 \mu\text{g.kg}^{-1}$). A água apresentou uma média de $0,0027 \pm 0,0009 \mu\text{g.L}^{-1}$. No primeiro capítulo, as análises geoestatísticas (krigagem e cokrigagem) do HgT no MPS apresentaram uma resposta espacial de alcance intermediário, o HgT na água mostrou a maior amplitude de autocorrelação, e o HgT nos sedimentos de fundo exibiu uma resposta com alcance local, com maior continuidade de altas concentrações a montante (sul). No segundo capítulo, a influência de variáveis ambientais pH, temperatura, intensidade do uso dos solos (LUI) e matéria orgânica nos sedimentos de fundo (%MO) foi avaliada na distribuição do HgT, destacando-se a mobilização de HgT associada à conversão de florestas para uso agropecuário. Os resultados destacam a importância da integração geoestatística para avaliar os impactos do mercúrio em ecossistemas neotropicais, fornecendo indicadores espaciais para o monitoramento e conservação de áreas úmidas.

PALAVRAS-CHAVE: Mercúrio Total. Co-Krigagem. Distribuição espacial. Uso da Terra. Rio Araguaia.

GENERAL ABSTRACT

Mercury (Hg) is an environmental pollutant of global concern, whose distribution and dynamics in aquatic ecosystems are influenced by natural and anthropogenic factors. This study investigated the spatial distribution of total mercury (HgT) in water, bottom sediments and suspended particulate matter (SPM) in the Araguaia River basin, a neotropical floodplain of high ecological and fishing relevance. Samples were collected in 40 sampling units along 320 km of the river, with HgT quantification by atomic fluorescence (CVAFS) for water and atomic absorption (CVAAS) for sediment and MPS. HgT concentrations were significantly higher in the MPS ($169.18 \pm 58.30 \mu\text{g.kg}^{-1}$) than in the bottom sediments ($20.82 \pm 2.35 \mu\text{g.kg}^{-1}$). The water showed an average of $0.0027 \pm 0.0009 \mu\text{g.L}^{-1}$. In the first chapter, the geostatistical analyses (kriging and cokriging) of HgT in the MPS showed an intermediate spatial response, HgT in the water showed a regional distribution (with greater amplitude of autocorrelation), and HgT in the bottom sediments showed a local response, with greater continuity of high concentrations upstream (south). In the second chapter, the influence of environmental variables pH, temperature, land use intensity (LUI) and % organic matter (%MO) in bottom sediments was evaluated on the distribution of HgT, highlighting the mobilization of HgT associated with the conversion of forests to agricultural use. The results highlight the importance of integrated strategies to assess the impacts of mercury in neotropical ecosystems, providing indicators for the monitoring and conservation of neotropical wetlands.

KEYWORDS: Total Mercury. Co-Kriging. Spatial distribution. Land use. Araguaia River.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O mercúrio (Hg) é um poluente ambiental de preocupação global, cuja forma orgânica, o metilmercúrio (MeHg), é altamente neurotóxica e capaz de bioacumular e biomagnificar ao longo da teia trófica, representando uma séria ameaça à saúde humana e aos ecossistemas aquáticos (Outridge *et al.*, 2018). Em sistemas fluviais tropicais, a distribuição do Hg é influenciada por fatores naturais e antrópicos, como a erosão dos solos e a mudança no uso da terra, que aceleram o carregamento de sedimentos e a mobilização de Hg para água (Monteiro *et al.*, 2023; Roulet *et al.*, 2001). A bacia do rio Araguaia, uma planície de inundação neotropical que integra os biomas Cerrado e Amazônia, é um hotspot de biodiversidade e desempenha um papel fundamental no balanço hídrico regional (Valente *et al.*, 2013; Couto *et al.*, 2021). No entanto, a intensificação das atividades agropecuárias na região tem alterado drasticamente a paisagem natural, aumentando o transporte de sedimentos (Irion *et al.*, 2016; Latrubesse *et al.*, 2009). Apesar disso, o comportamento do Hg na drenagem principal do rio Araguaia ainda é pouco conhecido, especialmente no que diz respeito à sua dinâmica espacial e aos fatores que à influenciam.

Este estudo tem como objetivo investigar a distribuição espacial do mercúrio total (HgT) na água, nos sedimentos de fundo e no material particulado em suspensão (MPS) ao longo da drenagem principal do rio Araguaia, utilizando técnicas de krigagem ordinária (KO) e cokrigagem (CK). Busca-se compreender a dinâmica de transporte do HgT na coluna d'água, analisar as relações entre as concentrações de HgT nas diferentes matrizes ambientais e avaliar os níveis de mercúrio nessas matrizes. A principal contribuição deste trabalho está na aplicação de uma abordagem geoestatística multivariada para quantificar e compreender o transporte e a acumulação de Hg em um ambiente tropical único, fornecendo contribuições para o monitoramento e gestão de ecossistemas aquáticos.

Esta dissertação está organizada em dois capítulos. O primeiro capítulo investiga a distribuição espacial do HgT nas matrizes ambientais (água, MPS e sedimentos de fundo) utilizando as técnicas de krigagem e co-krigagem. O segundo capítulo avalia a influência de variáveis ambientais, como o uso do solo (LUI), o pH, a temperatura e a matéria orgânica (%MO), na distribuição do HgT. Os resultados deste estudo têm implicações globais, fornecendo um modelo metodológico que pode ser aplicado em outras regiões tropicais sob pressão antrópica.

CAPÍTULO I

ANÁLISE GEOESTATÍSTICA DA DISTRIBUIÇÃO DO MERCÚRIO TOTAL EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL

RESUMO: O mercúrio (Hg) é um poluente ambiental de preocupação global, cuja distribuição espacial em ecossistemas aquáticos é fundamental para entender sua dinâmica e impactos. Este estudo investigou a distribuição espacial do mercúrio total (HgT) em água, sedimentos de fundo e material particulado em suspensão (MPS) na bacia do rio Araguaia, uma região de planície de inundação neotropical de alta relevância ecológica e pesqueira. O objetivo foi avaliar a variabilidade espacial do HgT nas três matrizes ambientais e analisar as relações entre elas por meio de krigagens ordinárias (KO) e cokrigagens (CK). Foram coletadas amostras de água superficial, sedimentos de fundo e MPS em 40 unidades amostrais ao longo de 320 km do rio Araguaia. A quantificação de HgT foi realizada por fluorescência atômica (CVAFS) para água e por absorção atômica (CVAAS) para sedimentos e MPS. As concentrações de HgT foram significativamente maiores no MPS ($169,18 \pm 58,30 \mu\text{g.kg}^{-1}$), seguidas pelos sedimentos de fundo ($20,82 \pm 2,35 \mu\text{g.kg}^{-1}$) e pela água ($0,0027 \pm 0,0009 \mu\text{g.L}^{-1}$). As análises geoestatísticas (krigagem ordinária e cokrigagem) do HgT no MPS apresentaram um alcance espacial intermediário (27,7 km), o HgT na água mostrou alta amplitude de autocorrelação (245,66 km), e o HgT nos sedimentos de fundo exibiu uma resposta local (17,7 km). Tanto o HgT na água quanto no MPS apresentou uma maior continuidade de altas concentrações a jusante e os sedimentos de fundo a montante (sul). Além disso, o Kd (coeficiente de distribuição) mostrou que as concentrações de THg estão mais associadas ao MPS a montante e à água a jusante. A cokrigagem do HgT na água (variável dependente) com o HgT no MPS (variável auxiliar) aumenta consideravelmente a resposta local da autocorrelação espacial quando comparado com a KO do HgT na água. A inclusão das concentrações do MPS na cokrigagem (variável auxiliar) com HgT nos sedimentos de fundo (variável dependente) evidenciou os padrões de altas concentrações de HgT na região a montante, destacando as áreas com maior influência à longo alcance. Os resultados destacam a importância da análise geoestatística para compreender a distribuição e interação do mercúrio em diferentes matrizes ambientais, contribuindo para o monitoramento e gestão de ecossistemas aquáticos tropicais.

ABSTRACT: Mercury (Hg) is an environmental pollutant of global concern, whose spatial distribution in aquatic ecosystems is fundamental to understanding its dynamics and impacts. This study investigated the spatial distribution of total mercury (HgT) in water, bottom sediments and suspended particulate matter (SPM) in the Araguaia River basin, a neotropical floodplain region of high ecological and fisheries relevance. The aim was to assess the spatial variability of HgT in the three environmental matrices and analyze the relationships between them using kriging and cokriging. Surface water, bottom sediment and MPS samples were collected from 40 sampling units along 320 km of the Araguaia River. HgT quantification was carried out by atomic fluorescence (CVAFS) for water and by atomic absorption (CVAAS) for sediments and MPS. HgT concentrations were significantly higher in MPS ($169.18 \pm 58.30 \mu\text{g.kg}^{-1}$), followed by bottom sediments ($20.82 \pm 2.35 \mu\text{g.kg}^{-1}$) and water ($0.0027 \pm 0.0009 \mu\text{g.L}^{-1}$). The geostatistical analyses (ordinary kriging and cokriging) of HgT in the MPS showed an intermediate spatial range, HgT in the water showed a regional distribution (with greater amplitude of autocorrelation, 245.66 km), and HgT in the bottom sediments exhibited a local response, with greater continuity of high concentrations upstream (south). Despite slightly reducing the prediction error, cokriging HgT in water with HgT in MPS considerably reduces spatial autocorrelation when compared to kriging HgT in water. The inclusion of MPS concentrations in the cokriging with HgT in bottom sediments highlighted the patterns of high HgT concentrations in the upstream region. The results highlight the importance of geostatistical analysis in understanding the distribution and interaction of mercury in different environmental matrices, contributing to the monitoring and management of tropical aquatic ecosystems.

1. INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é um poluente de preocupação global, cuja forma orgânica, o metilmercúrio (MeHg), é altamente neurotóxica e capaz de bioacumular e biomagnificar ao longo da teia trófica, representando uma séria ameaça à saúde humana e aos ecossistemas aquáticos (Outridge *et al.*, 2018; Crespo-Lopez *et al.*, 2021). Embora o Hg ocorra naturalmente no ambiente, atividades antrópicas, como mineração, desmatamento, agricultura e liberação de resíduos domésticos e industriais, têm aumentado suas concentrações nas águas continentais (Obrist *et al.*, 2018). Nos sistemas aquáticos, a dinâmica do Hg envolve matrizes ambientais além da água, como os sedimentos de fundo e material particulado em suspensão (MPS), que atuam como fontes, reservatórios e transportadores desse metal (Córdoba-Tovar *et al.*, 2022). Portanto, para entender a distribuição espacial do mercúrio nos sistemas fluviais é importante compreender seu comportamento considerando as diferentes matrizes ambientais (Pestana *et al.*, 2019).

A adsorção do Hg divalente (Hg^{2+}) nos sedimentos de fundo e em suspensão de ambientes tropicais é fortemente relacionada com a presença de argilominerais, oxi-hidróxicos de ferro e alumínio, e matéria orgânica (Grimaldi *et al.*, 2008; Portela *et al.*, 2020; Roulet *et al.*, 2000). Esses componentes formam um complexo adsorvente que retém o Hg^{2+} por meio de trocas catiônicas, complexação e co-precipitação, importantes mecanismos para sua mobilização e persistência em sistemas aquáticos (Mousavi *et al.*, 2011). Nesse sentido, a erosão e lixiviação das particular mais finas – argilominerais associados a matéria orgânica – constituem uma via significativa de entrada de Hg para os sistemas fluviais via sedimentos de fundo e em suspensão, amplificando sua disseminação (Gu *et al.*, 2014). Uma vez retido nos sedimentos, o Hg^{2+} está sujeito a ser transformado em MeHg por ação de bactérias sulfato e ferro redutores, intensificando seus riscos ecológicos (Crespo-Lopez *et al.*, 2021).

A água desempenha um papel na mobilização do Hg propiciando as trocas iônicas do Hg^{2+} , bem como atua como um vetor de transporte através da hidrodinâmica (Pestana *et al.*, 2019). Fatores como pH e temperatura da água afetam a solubilidade do Hg na interface água-sedimentos, influenciando a intensidade das reações adsorção e dessorção do Hg (Liu *et al.*, 2019). Uma vez adsorvido nas partículas presentes na água, as concentrações de Hg podem ser transportadas por longas distância na coluna d'água ou depositadas localmente (Beldowska *et al.*, 2018). Um estudo conduzido no rio Madeira (Amazônia) apresentou uma forte relação entre o MPS e as concentração de mercúrio total (HgT) em corpos hídricos (Pestana *et al.*, 2019). Um método importante para analisar partição do metal entre as frações dissolvida e particulada, é o

coeficiente de distribuição (Log Kd HgT), que reflete a afinidade do Hg por uma dessas frações (Maia et al., 2009).

A bacia do rio Araguaia, uma planície de inundação neotropical que integra os biomas Cerrado e Amazônia, é um hotspot de biodiversidade e desempenha um papel essencial no balanço hídrico regional (Valente *et al.*, 2013; Couto *et al.*, 2021). No entanto, a intensificação das atividades agropecuárias na região tem alterado drasticamente a paisagem natural, aumentando o transporte de sedimentos (Irion et al., 2016; Latrubesse et al., 2009). A presença de concentrações elevadas de HgT em sedimentos já foram encontradas em lagos da planície do rio Araguaia próximo a regiões com uso intenso dos solos (Monteiro et al., 2023). Além disso, a geomorfologia demonstrou um papel importante na distribuição de HgT em sedimentos de lagos da região do Médio Araguaia (Moraes et al., 2023). O comportamento do Hg na drenagem principal do rio Araguaia ainda não foi estudado, e este estudo é o primeiro a destacar sua distribuição espacial.

A utilização dos métodos geoestatísticos de krigagem demonstraram resultados robustos em análises de correlação espacial em lagos no rio Araguaia, destacando a relação entre a intensidade do uso dos solos e a contaminação de mercúrio (Monteiro et al., 2023). Além disso, os métodos de krigagem são eficientes em demonstrar a entrada de diferentes fontes em corpos d'água (Ouyang et al., 2003). A krigagem ordinária (KO) e a cokrigagem (CK) são técnicas geoestatísticas utilizadas para caracterizar a distribuição espacial de poluentes em diferentes ambientes, permitindo a identificação de padrões de transporte e acumulação (Nguyen et al., 2019; Rodrigues et al., 2022). Enquanto a KO é uma técnica de interpolação não enviesada que minimiza a variância, a CK (proveniente da KO) considera a dependência espacial entre diferentes matrizes ambientais, integrando variáveis dependentes e independentes (Lourenço and Landim, 2005; Rodríguez Martín et al., 2009). Nesse sentido, essas ferramentas são potentes para compreender a dinâmica espacial das concentrações do HgT em sistemas aquáticos de regiões tropicais, onde a complexidade dos processos de transporte e deposição requer abordagens multivariadas.

Este estudo tem como objetivo investigar a distribuição espacial do HgT na água, no MPS e nos sedimentos de fundo ao longo de 320 km da drenagem principal do rio Araguaia, utilizando técnicas de espaciais geoestatísticas de KO e CK. Busca-se compreender a dinâmica espacial do transporte do HgT na coluna d'água analisando as flutuações nas concentrações de HgT na água, MPS e sedimentos de fundo. A principal contribuição deste trabalho está na integração das concentrações de HgT das superfícies da água, MPS e dos sedimentos de fundo,

para quantificar e compreender o transporte e as relações das distribuições espaciais das acumulações de HgT em um ambiente tropical único.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A planície de inundação aluvial do rio Araguaia é um dos principais sistemas hídricos da região central do Brasil, bem como da savana brasileira (bioma Cerrado) (Valente *et al.*, 2013). Sua bacia possui uma área de mais de 377.000 km² e um fluxo anual médio de 6.420 m³.s⁻¹ (Aquino *et al.*, 2009b; Latrubesse and Stevaux, 2002). Ao longo de sua drenagem anastomosada, o rio Araguaia é marcado por lagos abandonados e áreas encharcadas formadas a partir da planície aluvial bem desenvolvida e com baixa sinuosidade (Latrubesse *et al.*, 2009). Além do mosaico de áreas antropizadas formadas principalmente por agricultura e pastagem, a cobertura do solo da região é marcada por um conjunto heterogêneo de fitofisionomias naturais compostas por florestas, savanas, pântanos e campos alagados. As principais classes solos da região são os Latossolos, Cambissolos, Plintossolos, Gleissolos e Neossolos (SEPLAN, 2004).

O estudo atual se concentra em um trecho de 320 km da região do médio Araguaia, compreendido entre a cidade de Aruanã até as proximidades da cidade de Luiz Alves, ambas do estado de Goiás (**Figura 1**). Caracterizado por paleomeandros e lagos em arco, o trecho estudado atinge afloramentos de rochas metassedimentares pré-cambrianas, e suas margens são marcadas por depósitos do Holoceno (Suizu *et al.*, 2023). Durante o período das coletas, entre os dias 23 e 29 de setembro de 2022, na estação seca, a precipitação média do mês foi de 35,8 mm e a vazão média mensal na região foi de 517,37 m³.s⁻¹ (ANA, 2019).

A geologia da área estudada é caracterizada por fácies depósitos (Q2a) e terraços aluvionares (Qag1) com predominância de sedimentos argilo-siltico-arenoso e cascalhos laterizados que estão sobre planícies sedimentares do Cenozoico tardio (Qag2) e rochas pré-cambrianas (CPRM, 2004). Na porção sul da área de estudo (montante), o rio percorre próximo às unidades Ortognaisses do Oeste de Goiás (NP1_gamma_1gn) e Grupo Cuiabá (NPcui), formados principalmente por ortognaisses tonalítico e filito, na ordem. Na região norte (jusante), seu curso passa adjacente à unidade Neoproterozoicas Xambioá (NPx), composta principalmente por xistos verdes.

2.2 AMOSTRAGEM

As amostras de água superficial, MPS e sedimentos de fundo foram coletadas em 40 unidades amostrais longo do trecho estudado (Figura 1). Vale ressaltar que as unidades amostrais P2, P7, P21 e P31 estão situadas nos portos das cidades de Aruanã, Cocalinho, Bandeirantes, e Luiz Alves, respectivamente. A unidade amostral P2 está na confluência com afluente rio Vermelho, a unidade P12 está na confluência com o rio do Peixe, e a unidade amostral P28 se encontra na confluência com o rio Crixás-Açu. Neste trabalho, foram considerados os termos “a montante” para se referir a porção sul até a cidade de Bandeirantes, e o termo “a jusante” indicando o norte acima dela. Os sítios amostrais foram georreferenciados de acordo com o sistema de coordenadas World Geodetic System 1984 (WGS 84) com o auxílio de um GPS modelo eTrex 10 (Garmin®, Kansas, USA).

Respeitando uma profundidade mínima de 10 cm, foram utilizados dois tubos Falcon de 50 ml para cada coleta da água superficial, sendo acidificadas com 0,25 ml de ácido clorídrico HCl à 37% (Merck®, Darmstadt, Alemanha) para sua preservação. Para a obtenção do MPS, foram coletados 4 L d'água em frascos de polietileno tereftalato (PET). Os sedimentos de fundo, por sua vez, foram coletados em sacos plásticos com o auxílio de uma pá de policloreto de vinilo (PVC) no remanso das extremidades nas ilhas de barreiras, onde há a deposição de materiais finos (argilas e areia fina). Todas as amostras foram identificadas e resfriadas a 4° C até a chegada em laboratório.

48 h para a retirada completa da umidade. Após a secagem, as amostras de sedimentos de fundo secos foram maceradas em um *bowl* de cerâmica e peneirado em uma bateria de peneiras acopladas a um agitador eletrônico até a obtenção da fração de $< 125 \mu\text{m}$. As amostras foram armazenadas em um saco plástico do tipo *ziplocks* à temperatura ambiente até a análise química.

2.4 ANÁLISES QUÍMICAS

2.4.1 Quantificação do HgT na água superficial

Para a quantificação de HgT na água, 25 ml de amostra foram armazenadas em *vials* de 40 mL, sendo adicionados 100 μL de monocloreto de bromo concentrado para oxidação das espécies de Hg (Brooks Rand®) (U.S. EPA, 2002). Passados 40 minutos, foram acrescentados 100 μL de cloridrato de hidroxilamina ($\text{NH}_2\text{OH.HCl}$) a 30% (m/v) (Merck®, Darmstadt, Alemanha). Após a agitação das amostras, foram pipetados 100 μL de cloreto estânico 20% (m/v) (Merck®, Darmstadt, Alemanha). A leitura do HgT foi realizada por meio de espectrometria de fluorescência atômica (MERX-T - Brooks Rand®, Seattle, USA).

2.4.2 Quantificação do HgT nos sedimentos de fundo e em suspensão

O MPS retido nos filtros e de fundo (0,5 g, peso seco) foram digeridos quimicamente em tubos de ensaios de 100 mL. As amostras foram solubilizadas com 5 mL de água régia ($\text{HCl}:\text{HNO}_3$, 3:1) (Merck® Darmstadt, Alemanha) a 70°C por 30 minutos num bloco digestor. Após as amostras esfriarem, foram adicionados 6 mL de permanganato de potássio (KMnO_4) 5% (m/v) (Merck® Darmstadt, Alemanha) e os tubos foram acomodados novamente no bloco a 70°C por 20 minutos. Após o *overnight*, foi pipetado cloridrato de hidroxilamina ($\text{NH}_2\text{OH.HCl}$) 12% (m/v) (Merck® Darmstadt, Alemanha) (Bastos *et al.*, 1998), até a cor púrpura do KMnO_4 desaparecer. As amostras foram filtradas em filtros de papel com 3 μm de porosidade (Nalgon®, São Paulo, Brasil) e transferidas para tubos *Falcon* de 15 mL, adicionados com água Milli-Q até o volume final de 10 mL. A quantificação de HgT foi realizada por meio do Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio (modelo FIMS-400, Perkin Elmer®, Massachusetts, USA).

2.4.3 Controle de qualidade

As garrafas PET utilizadas para obtenção dos MPS foram lavadas previamente com uma solução ácida de HCl à 3% (v/v) para evitar a contaminação das amostras e, em seguida, embaladas em papel alumínio para impedir a entrada de radiação solar. 100 mL de água ultrapura foram expostos à atmosfera dos sítios amostrais durante 10 minutos a cada 10 coletas para serem utilizados como amostras controle da água superficial. Todas as vidrarias utilizadas nas análises química foram lavadas e mergulhadas previamente em uma solução ácida de HCl à 3% (v/v) durante 24 horas para evitar a contaminação. Foram realizados brancos para água (água ultrapura), filtros de MPS e sedimentos de fundo.

O limite de detecção (LD) das amostras de água foi de $0,042 \text{ ng.L}^{-1}$ e no MPS e nos sedimentos de fundo foi de 63 e $11 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$, respectivamente. *Circa* de 0,04 g da amostra certificada SS2 (SSP-SCIENCE) foram utilizadas para os cálculos de recuperação dos sólidos, e para a água foram utilizados “Spikes”. As recuperações de todas as matrizes analisadas situaram-se na gama de 92 - 104,3%.

2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Considerando 95% de confiança, o HgT na água e nos sedimentos de fundo apresentaram normalidade (teste de Shapiro-Wilk, $n = 40$ com $p > 0,5$). Já os dados de HgT no MPS, não apresentaram distribuição normal (Shapiro-Wilk, $n = 40$ com $p < 0,5$). O teste de Wilcoxon foi aplicado para verificar a significância da diferença entre o HgT nos sedimentos de fundo e em suspensão. Não houve diferença significativa entre as concentrações de HgT amostras dos sedimentos de fundo entre os grupos geológicos Quaternários (Q2a, Qag1 e Qag2) e Neoproterozoico (NP1_gamma_1gn, NPcui, NPx): ANOVA One Way $p. > 0.5$.

2.6 GEOESTATÍSTICA

Na investigação atual, o método geoestatístico de krigagem ordinária (KO) foi aplicada para avaliar a distribuição espacial das concentrações de HgT em cada uma das matrizes ambientais estudadas, bem como nas quantidades de MPS. Além disso, foi realizada a KO do cálculo do coeficiente de distribuição (Kd), obtido da razão entre a concentração dos metais associados à fase particulada (expressa em mg/kg) e a concentração dos metais na fase

dissolvida (expressa em mg/L). Esse parâmetro permite avaliar a variação na afinidade do mercúrio (Hg) pela fase sólida, sendo diretamente proporcional ao valor do logaritmo de Kd. (Barreto et al., 2011). A co-krigagem (CK), por sua vez, foi utilizada para integrar e caracterizar a dependência espacial entre as concentrações de HgT nas diferentes matrizes, considerando o HgT na água e nos sedimentos de fundo dependente do HgT no MPS e da quantidade do MPS, respectivamente. Os sistemas de krigagem foram aplicados às variáveis através do *software* ArcGIS 10.8.1 (Esri, Redlands, USA) com a utilização do módulo geoestatístico “Geostatistical Wizard”.

Os sistemas de interpolação da krigagem partem do princípio geográfico onde os valores estimados em áreas não observadas resultam da média móvel da soma dos pesos das amostras observadas (Milillo *et al.*, 2012). Mas em contraste com os modelos determinísticos, os métodos de krigagem permitem interpretações junto ao erro associado à predição, indicando com maior precisão as previsões (Sun *et al.*, 2019). A KO produz um modelo linear não enviesado onde até o fenômeno mais aleatório pode ser espacializado (Rodriguez, 2009). A CK, parte do mesmo princípio matemático da KO, mas considera a dependência especial entre uma variável dependente e outras auxiliares, potencializando a autocorrelação espacial entre os valores, e diminuindo o erro associado às predições (Zhen *et al.*, 2019).

Na krigagem, o variograma experimental possui as propriedades matemáticas fundamentais para a interpretação e modelagem da autocorrelação espacial do conjunto de dados utilizando modelos teóricos adequados (ex.: estável, exponencial, esférico, gaussiano) (Cattle *et al.*, 2002). Na investigação atual, foram utilizados os modelos esférico e estável. O modelo esférico pode ser representação pela seguinte equação:

$$\gamma_{(h)} = \begin{cases} c_0 + c \left(\frac{3h}{2a} - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right) & \text{se } h < a \\ c_0 + c & \text{se } h \geq a \end{cases} \quad (1)$$

em que, $\gamma_{(h)}$ é a semi-variância, c_0 é o efeito pepita (*nugget*), c é o patamar (*sill*), “ h ” é o atraso espacial (*lag*) e a é o alcance em que há autocorrelação espacial (*range*). O modelo estável, por sua vez, pode ser representado segundo a seguinte equação:

$$\gamma_{(h)} = \exp \left(- \left(\frac{h}{a} \right)^a \right) \quad (a > 0, 0 < a \leq 2) \quad (2)$$

em que $\gamma_{(h)}$ é inválido quando $a > 2$, mas válido quando ≤ 2 . O modelo estável possui o comportamento do modelo exponencial quando $a = 1$, e do Gaussiano quando $a = 2$ (Chilès & Delfiner, 1999).

No variograma, o *nugget* representa a descontinuidade da população amostrada; o *sill* representa o nível da variabilidade espacial próximo aos valores mais altos, e o *range* é a distância pela qual os valores são influenciados ou estão autocorrelacionados (Markus and McBratney, 2001). Nesse sentido, a razão *nugget/sill* é utilizada para classificar a dependência espacial da variabilidade de acordo com o semivariograma em que um grau $< 25\%$, é alta, entre 26 e 75%, é moderada, e $> 76\%$, baixa dependência espacial (Cambardella *et al.*, 1994). Neste trabalho, os valores de *sill* para o cálculo das dependências espaciais, quando utilizados modelos de variogramas simultâneos (diferentes classes de tolerância de autocorreção), resultam da soma deles dividido pelo efeito pepita.

2.6.1 Krigagem Ordinária (KO)

A KO estima valores baseado no peso da média móvel ponderada dos valores das observações vizinhas λ_α , como representado na seguinte equação:

$$Z_{KO}^*(x) = \sum_{\alpha=1}^{n(x)} \lambda_\alpha(x) Z(x_\alpha) \quad (3)$$

onde $n(x)$, é o número de amostras com influência para estimativa $Z(x)$, e $Z(x_\alpha)$ é o valor observado em x_α (Eq. 4) (LOURENÇO; LANDIM, 2005).

2.6.2 CoKrigagem Ordinária (CK)

Partindo do mesmo princípio matemático da KO, a cokrigagem permite melhorar o ajuste espacial de uma variável dependente (HgT) junto às variáveis auxiliares (independentes) (Lourenço and Landim, 2005). A equação da CK (Eq. 5) com apenas uma variável independente pode ser expressa pela equação 4:

$$Z_{CK}^*(x) = \sum_{\alpha=1}^{n(x)} \lambda_{\alpha}(x)z(x_{\alpha}) + \sum_{\beta=1}^{n(y)} \lambda_{\beta}(x)y(x_{\beta}) \quad (4)$$

onde, λ_{α} é o peso da variável dependente, λ_{β} , é o peso da variável independente, e $n(x)$ e $n(y)$ são os números de amostras vizinhas observadas em z e y com influência à estimativa das variáveis dependentes e independentes, respectivamente.

2.6.3 Validação Cruzada

Para inferir a performance do modelo, foram utilizados a média de erro absoluto (MAE) e a raiz quadrada média de erro (RQME). A MAE e RQME são definidos por:

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{\alpha=1}^n |z^*(x_{\alpha}) - z(x_{\alpha})| \quad (5)$$

$$RQME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{\alpha=1}^n (z^*(x_{\alpha}) - z(x_{\alpha}))^2} \quad (6)$$

em que, (x_{α}) é o valor mensurado, $z^*(x_{\alpha})$ é o valor predito e “n”, o número de amostras. Esse teste de validação cruzada verifica se a estimativa foi calculada com o maior número de observações possível. Nesse sentido, um valor de MAE de zero (0) indica que os modelos não possuem viés. O RMSE representa a variância do erro a partir de MAE, e quanto mais próximo de um (1) melhor o ajuste entre os valores observados e predito.

3. RESULTADOS

Como apresentado na Tabela 1, as concentrações de HgT foram consideravelmente maiores no MPS ($169,18 \pm 58,30 \mu\text{g.kg}^{-1}$) do que nos sedimentos de fundo ($20,82 \pm 2,35 \mu\text{g.kg}^{-1}$) e na água ($0,0027 \pm 0,0009 \mu\text{g.L}^{-1}$). As médias das concentrações de HgT nos sedimentos de fundo e em suspensão foram significativamente diferentes (Wilcoxon: $p < 0.05$), com o MPS apresentando concentrações 10 vezes maiores do que os sedimentos de fundo. O MPS apresentou uma média de $27,71 \pm 9,75 \text{ mg.L}^{-1}$ na coluna d'água do trecho estudado.

Tabela 1. Resumo estatístico das concentrações de HgT (média, desvio padrão – SD, mínimo - Min, máximo - Max e coeficiente de variação - CV).

Concentrações de HgT	Média	DP	Min	Max	CV
[HgT] Água ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0.0027	0.0009	0.0012	0.0045	35.3
[HgT] Sedimentos em Suspensão ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	169.18	58.30	66.51	307.51	34.5
[HgT] Sedimentos de Fundo ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	20.82	2.35	16.73	25.08	11.3
Sedimentos em Suspensão					
Sedimentos em Suspensão (MPS, mg.L^{-1})	27.71	9.75	15.09	53.74	35.2

As krigagens ordinárias do HgT (Figura 2) foram empregadas com isotropia e anisotropia, onde as anisotropias com ângulo de $\sim 10^\circ$ NE reduziram em 27% a MAE do HgT na água, e em média, 76% da MAE dos sedimentos. A aplicação do *smooth* com fator 0,2 também foi importante para diminuir ainda mais a variabilidade local e obter melhores tendências nos modelos de krigagem ordinária, resultando num MAE 28% menor nas predições do HgT na água, e em média, 80% menor nos sedimentos. As MAEs finais com os modelos esféricos anisotrópicos e *smooth* foram $8,8 \times 10^{-6}$, 0,37 e 0,01 nas predições do HgT na água, no MPS e nos sedimentos de fundo, respectivamente (Figura 2). Os RMSEs das krigagens ordinárias do HgT foram todos iguais a 1,00.

As krigagens ordinárias do HgT apresentaram alta dependência espacial em todas as matrizes analisadas (razão *nugget/sill* < 25%), sugerindo que a autocorrelação espacial depende de fatores endógenos. O HgT na água apresentou uma baixa variabilidade espacial (*sill* = $2,2 \times 10^{-8}$), mas com a maior amplitude de autocorrelação (*major* e *minor ranges* = 245,66 e 111,1 km, respectivamente) (Tabela 2). A autocorrelação constante de 245,6 km, e o *nugget* de zero (0) do HgT na água, apontam para uma variabilidade espacial de no mínimo o tamanho do alcance. O HgT no MPS e nos sedimentos de fundo possuem autocorrelação a distâncias menores (*major ranges* < 30 km e *minor ranges* < 15,5 km) do que o HgT na água, mas ambos com uma variabilidade espacial altíssima (*sill* de 5.542,18 e 6.195, respectivamente).

O HgT no MPS, por sua vez, tem a menor autocorrelação a curtas distâncias (*nugget* = 600) dentre todas as matrizes, e uma distância de autocorrelação (*major range* = 27,7 km) maior do que o HgT nos sedimentos de fundo. Já o HgT depositado (sedimentos de fundo) varia nas menores distâncias (*major range* = 17,7 e *minor ranges* < 13,3), e os *minors ranges* coincidem em dois *minor ranges* do HgT suspenso (sedimentos em suspensão) (Tabela 2). Em relação a variabilidade dos dados, o HgT nos sedimentos de fundo apresentou uma elevada

autocorrelação espacial a curtas distâncias (*nugget* = 1,15). A krigagem ordinária anisotrópica (16° NE) reduziu a MAE do MPS em 44% quando comparados com modelos isotrópicos.

Tabela 2

Ajustes dos variogramas das Krigagens Ordinárias (KO) em diferentes alcances (h1, h2, h3) para as concentrações de HgT nas diferentes matrizes.

Variável	<i>Nugget</i>	<i>Sill</i>	<i>Major range</i> (h1; h2; h3)	<i>Minor range</i> (h1; h2; h3)
HgT Água	0	$2,2 \times 10^{-8}$	245,66	55,5; 88,8; 111,1
HgT MPS	600	5.542,18	20; 24,4; 27,7	11,1; 13,3; 15,5
HgT Sedimentos de Fundo	1,15	6.195	17,7	6,6; 11,1; 13,3

A base dos ajustes matemáticos é o modelo esférico de variograma com anisotropia (~10° NE), *smooth* (0,2), e alcances (*ranges* - h) em quilômetros (km).

A krigagem ordinária (KO) demonstrou que maiores concentrações de HgT na água ($0,0038 - 0,0045 \mu\text{g.L}^{-1}$) estão na porção norte (jusante) da área de estudo. Por outro lado, as menores concentrações de HgT na água ($0,0012 - 0,0017 \mu\text{g.L}^{-1}$) estão na porção sul (montante). Além disso, a distribuição espacial do HgT na água apresentou maior variabilidade ao centro da área de estudo com valores entre $0,0018 - 0,003 \mu\text{g.L}^{-1}$. Assim como na água, o HgT no MPS apresentou menores concentrações ($27,59 - 104,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$) na extremidade a montante (sul), e picos de concentração ($220 - 287,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$) na extremidade à jusante (norte). O HgT depositado apresentou a maior variabilidade ao longo da distância, com picos ($22,6 - 24 \mu\text{g.kg}^{-1}$) e baixas de concentrações ($17,4 - 18,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$) ao longo de todo o trecho. Os picos de HgT nos sedimentos de fundo apresentaram maior continuidade espacial na extremidade a montante (sul). Não houve picos de HgT nas confluências, e as concentrações nos sedimentos variaram tanto a jusante quanto a montante das cidades, apontando para o dinamismo do ambiente e difusão das fontes.

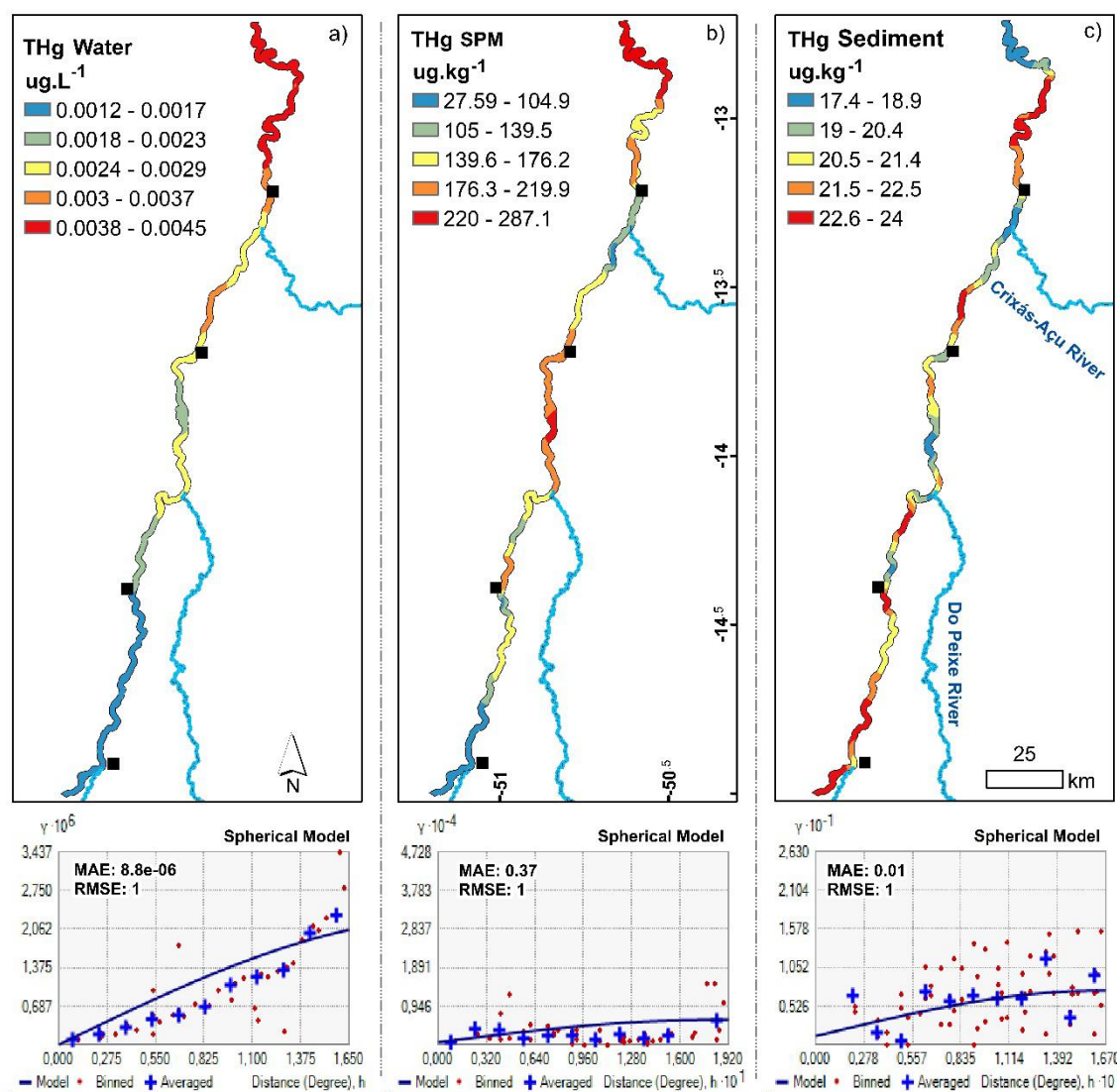


Figura 2. Distribuição espacial e modelo variográfico das concentrações de HgT na água (a) e nos MPS (b) e nos sedimentos de fundo (c) junto as cidades (■) e aos tributários (—) ao longo do trecho estudado.

O modelo do MPS, possui uma baixa autocorrelação espacial a curtas distâncias (*nugget* de 30,9), e uma variabilidade espacial alta (*sill* de 33,91), resultando numa baixa dependência espacial (razão *nugget/sill* > 75%). Essa dependência espacial baixa aponta para fatores exógenos na autocorrelação do material em suspensão. Os modelos estáveis do MPS possuem uma autocorrelação com os *majors ranges* chegando a 66,6 km, e variando nos *minors ranges* em distâncias de até 61,1 km (Tabela 3). O log Kd do HgT possui uma dependência espacial moderada (razão *nugget/sill* > 25%) com uma distância de autocorreção até 144,43 km nos *majors ranges* e de até 55,5 km nos *minor ranges*.

Tabela 3

Ajustes dos variogramas das Krigagens Ordinárias (KO) com diferentes alcances (h1, h2, h3) para os MPS e para os log Kd HgT das variáveis auxiliares.

Variável	<i>Nugget</i>	<i>Sill</i>	<i>Major range</i> (h1; h2; h3)	<i>Minor range</i> (h1; h2; h3)
MPS	30,9	33,91	33,3; 55,5; 66,6	11,1; 33,3; 61,1
log Kd HgT	0,012	0,033	88,8; 133,3; 144,43	22,2; 38,8; 55,5

A base dos ajustes matemáticos é o modelo estável de variograma para o MPS e esférico para log Kd HgT, ambos com anisotropia ($\sim 10^\circ$ NE), e alcances (*ranges* - h) em quilômetros (km).

As maiores concentrações do MPS ($36,7 - 49,2 \text{ mg.L}^{-1}$) estão na região sul da área de estudo (montante). Já as menores concentrações do MPS ($18,9 - 24,7 \text{ mg.L}^{-1}$) estão na região norte (jusante). As concentrações médias ($24,8 - 36,6 \text{ mg.L}^{-1}$) do MPS estão na região central da área de estudo. A MAE final do MPS foi de 0.04 (Figura 3), com três modelos estáveis simultâneos apresentando comportamento Gaussiano ($\alpha = 2$), o RMSE do MPS foi igual a 1.00. As concentrações de HgT apresentaram maior afinidade com a fase particulada principalmente a montante ($4,8 - 5 \text{ L.kg}^{-1}$) e menor a afinidade a jusante $4,6 - 4.8 \text{ L.kg}^{-1}$.

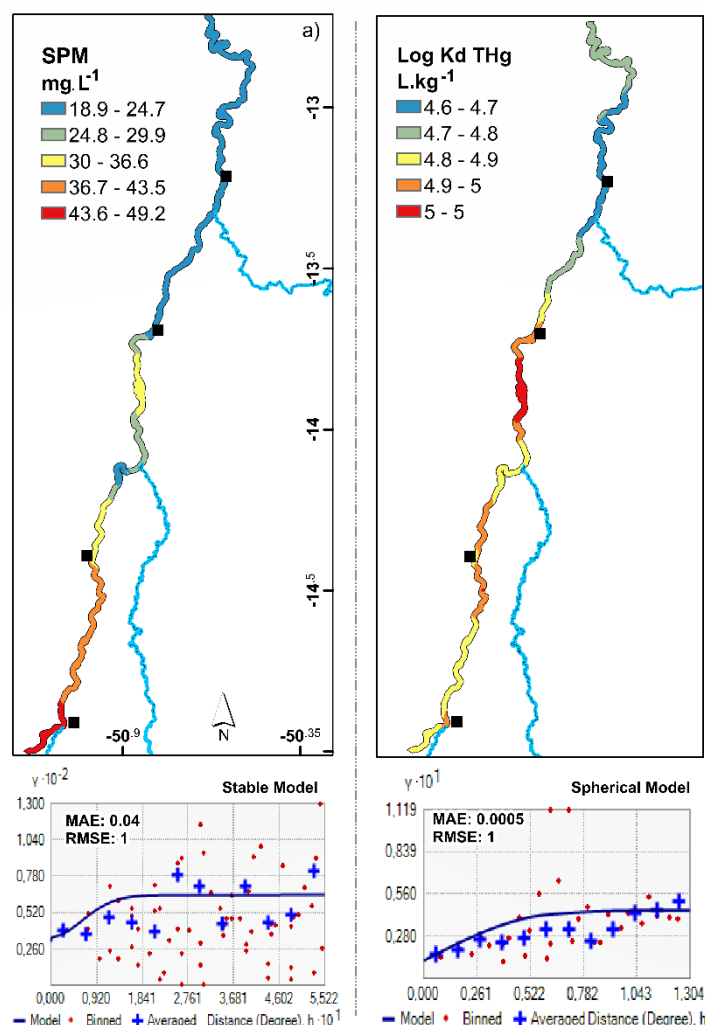


Figura 3. Distribuição espacial e modelo variográfico da KO do MPS (a) e do LogK_d junto as cidades (■) e aos tributários (—) ao longo do trecho estudado.

Assim como a krigagem do HgT na água, a cokrigagem do HgT na água junto ao HgT no MPS possui uma alta autocorrelação à curtas distâncias (*nugget* = 0). Por outro lado, a cokrigagem do HgT nos sedimentos de fundo junto ao MPS, aumentou consideravelmente o falseamento (*nugget* = 39) apresentando uma baixa dependência espacial (razão *nugget/sill* < 25%). A cokrigagem do HgT nos sedimentos de fundos junto ao MPS diminui o RMSE (98%), mas melhora pouquíssimo a MAE ($8,46 \times 10^{-8}$), por outro lado, aumenta consideravelmente o alcance de autocorrelação (246,6 km) em todas as direções (Tabela 4).

Tabela 4

Ajustes dos variogramas das Krigagens Ordinárias (KO) em diferentes alcances (h_1 , h_2 , h_3) para as concentrações de HgT nas diferentes matrizes.

Variável	Nugget	Sill	Major range (h1; h2; h3)	Minor range (h1; h2; h3)
HgT Água/HgT MPS	0	7×10^{-8}	14,4; 21,1	1,7
HgT Sedimentos/ MPS	39	3.32	246,6	226,6

A base dos ajustes matemáticos é o modelo esférico de variograma com anisotropia (10° NE), *smooth* (0,2), e alcances (*ranges* - h) em quilômetros (km).

Ambas as cokrigagens destacam as regiões mais afetadas pelas concentrações de HgT, onde as maiores concentrações de HgT nos sedimentos estão principalmente na parte sul variando entre 20,82 e 22,08 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e na água a região ao extremo norte variando entre 0,0033 a 0,0042 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 4).

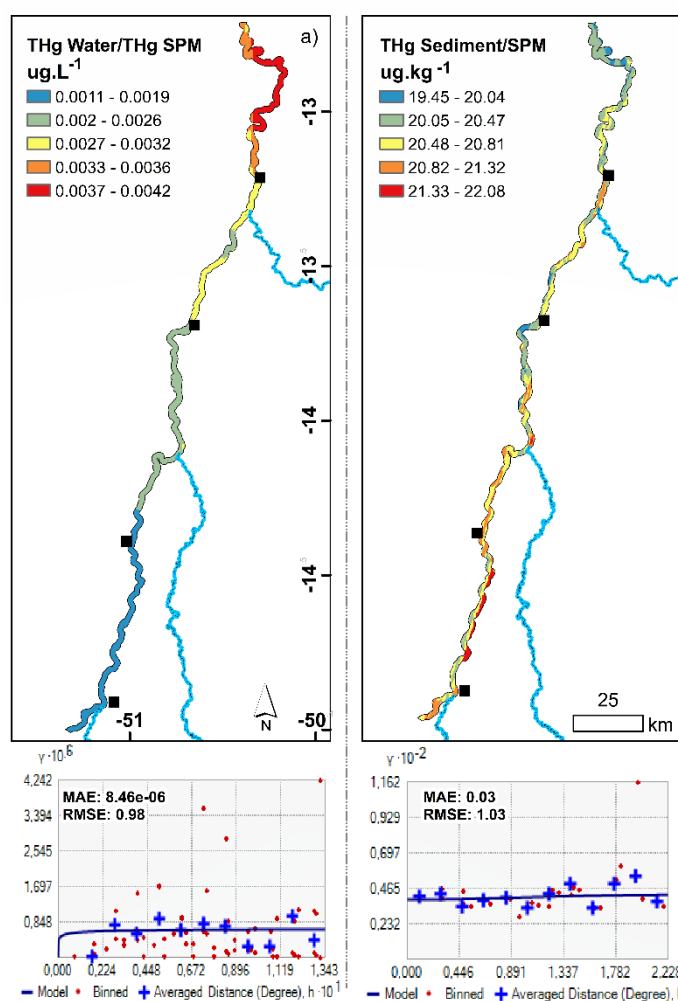


Figura 4. Distribuição espacial e modelo variográfico da krigagem orginária do MPS (a) junto as cidades (■) e aos tributários (—) ao longo do trecho estudado.

4. DISCUSSÃO

Os níveis de HgT na água do rio Araguaia são comparáveis as concentrações encontradas no rio Tapajós e no rio Arapiuns em condições naturais, mas não ao rio Amazonas, onde foi encontrada concentrações quatro vezes maior que no rio Araguaia (Tabela 5). Nesse sentido, o rio Amazonas se destaca pelas condições ácidas das águas e pela grande carga de transporte de materiais finos como silte e argila proveniente dos Andes, capazes de elevar as concentrações de Hg na água (Roulet *et al.*, 2001). As concentrações de Hg na água do rio Araguaia também não se comparam as concentrações de Hg na água do rio Madeira em região de barragem (Bastos *et al.*, 2020) ou em regiões de mineração do rio Tapajós (Telmer *et al.*, 2006). Por outro lado, as concentrações de Hg no material particulado em suspensão (MPS) são elevadas no rio Araguaia (Tabela 5), apesar da carga arenosa representar mais da metade do transporte de sedimentos e da baixa ou nenhuma presença de mineração ou barragem (Latrubesse *et al.*, 2009). Além disso, as concentrações nos sedimentos de fundo são semelhantes ou até maiores no rio Araguaia do que regiões de mineração no rio Madeira (Tabela 5). Esses resultados destacam a importância das condições ambientais da água para a dinâmica do Hg nas diferentes matrizes ambientais em rios tropicais (Pestana *et al.*, 2019).

Tabela 5

Concentrações de Hg total na água (ng.L^{-1}), material particulado em suspensão (MPS - ng.g^{-1}), e sedimentos de fundo (ng.g^{-1}) em alguns rios amazônicos

Referência	Região	HgT - Água	HgT - MPS	HgT - Sedimento
Bastos <i>et al.</i> , 2020	Rio Madeira	6,51 ^b	57,06 ^b	
Quintarelli <i>et al.</i> , 2024	Rio Madeira		91,4 ± 13,0 ^a	22,2 ± 1,6 ^a
Pestana <i>et al.</i> , 2019	Rio Madeira		5 - 16 ^c	
Telmer <i>et al.</i> , 2006	Rio Tapajós	7 ^d	134 ^d	
Lino <i>et al.</i> , 2019	Rio Tapajós	0,65 - 23,84 ^c	19 - 157 ^c	0,24 - 4,49 ^c
Roulet <i>et al.</i> , 2001	Rio Tapajós	3,0 ± 0,8 ^a		
Roulet <i>et al.</i> , 2001	Rio Arapiuns	0,8 ± 11,5 ^a		
Roulet <i>et al.</i> , 2001	Rio Amazonas	12,7 ± 0,2 ^a		
Este estudo	Rio Araguaia	2,7 ± 0,9 ^a	169,2 ± 58,3 ^a	20,82 ± 2,35 ^a

média (^a); mediana (^b); amplitude (^c); valor encontrado (^d)

Muitos estudos apontam que as altas concentrações de HgT na água e nos sedimentos de rios amazônicos são influenciados pelas concentrações de MPS provenientes da erosão dos solos (Berzas Nevado *et al.*, 2010). A entrada de Hg particulado e divalente (Hg^{2+}) em corpos hídricos está intimamente relacionada com os argilominerais, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, e matéria orgânica carregados pela erosão e lixiviação dos solos adjacentes (Liu *et al.*, 2024; Pestana *et al.*, 2019). Nesse sentido, a mudança de uso e cobertura do solos, um dos principais responsáveis pela aceleração do transporte de sedimentos nas bacias hidrográficas, é também identificada como um dos principais fatores de mobilização de mercúrio para os ecossistemas aquáticos de ambientes tropicais, especialmente o Hg^{2+} (Adler Miserendino *et al.*, 2018; Dórea *et al.*, 2023; Monteiro *et al.*, 2023; Roulet *et al.*, 2000, 1999, 1998; Schneider *et al.*, 2023).

O desmatamento é compreendido como um dos principais agentes de aumento significativo no fluxo de MPS nas interfaces aquáticas tropicais (Aquino *et al.*, 2009a; Narayanan *et al.*, 2024). Cerca de 52% da área total de cobertura da bacia do rio Araguaia são de atividades agropecuárias: ~20 mil ha (MapBiomass 2022). Tais atividades modificam as propriedades físicas do solo e alteraram os agregados e a porosidade, resultando em um processo de erosão acelerado (Nacinovic *et al.*, 2014). Latubresse (2009), deixa claro a relação entre o aumento de 30% em 3 décadas da entrada de sedimentos no rio Araguaia e o crescimento das fronteiras agrícolas na bacia. Desde os anos 1960, o rio passou a exibir mais barras efêmeras, resultado do aumento da carga de sedimentos que obstrui canais secundários e estabiliza barras laterais; enquanto isso, ilhas antigas atuam como fixadoras de bancos de areia, e um canal central mais eficiente concentra o transporte dos sedimentos (Latrubesse *et al.*, 2009).

A composição mineral dos sedimentos na região ativa da planície de inundação do rio Araguaia é caracterizada pela sequência esmectita, ilita e caulinita, além da ocorrência de gibbsita, goetita e cloreto de alumínio das regiões mais antigas (Irion *et al.*, 2016). O mercúrio pode se associar a facilmente nesses minerais secundários, havendo uma forte relação entre o transporte eficiente de Hg pelo MPS junto a alta capacidade de adsorção dos oxi-hidróxidos de ferro aliado a matéria orgânica (Maia *et al.*, 2009; Pestana *et al.*, 2019). Isso torna o MPS capaz de transportar o HgT em diferentes distâncias (Tabela 2), afetando tanto as áreas próximas à fonte de contaminação quanto outras regiões do rio dependendo da vazão (Guzmán-Uria *et al.*, 2020; Pestana *et al.*, 2019). Isso é corroborado pelo alcance intermediário da autocorrelação do HgT no MPS, bem como pela variabilidade de autocorrelação do MPS em diferentes alcances

(Tabela 2, 3). Portanto, o MPS pode atuar como um reservatório de HgT, liberando-o para o ambiente em diferentes escalas de tempo e espaço dependendo das condições ambientais.

As concentrações de HgT na água e no MPS foram mais elevadas especialmente ao norte da área de estudo, apontando diretamente para a influência da hidrodinâmica na distribuição do HgT na coluna d'água ao longo do trecho estudado. Diferentemente de toda região ao sul, marcado por um canal regular ativo com muitas barras e ilhas formadas por areias médias e camadas finas de argila, a região norte próxima ao início morfológico da ilha do Bananal é altamente sinuoso com areais finas e médias, apresentando a presença moderada de barras e ilhas (Suizu *et al.*, 2023). Nesse sentido, as altas concentrações de HgT no MPS e na água nessa região pode não estar relacionada com a entrada direta de materiais e sim com fatores como o fluxo da água, aspectos morfológicos, composição do MPS, pH e temperatura (Córdoba-Tovar *et al.*, 2023). Com as baixas cargas de MPS a jusante, e as altas concentrações de Hg no MPS e na água nessa região ao norte, indicam que partículas grossas e pesadas se sedimentam ao longo do rio, enquanto partículas finas e leves permanecem suspensas na coluna d'água (Pestana *et al.*, 2019). Assim, considerando que HgT no MPS é o principal responsável pelas concentrações presentes na água, bem como pelo transporte das concentrações ao longo do trecho estudado, a região sinuosa da Ilha Bananal desempenha um papel importante na retenção e liberação do HgT no ambiente aquático.

Não obstante, o coeficiente de particionamento do mercúrio total (Log K_d HgT) indicou que as concentrações de HgT estão principalmente associadas à entrada de material particulado suspenso (MPS) na região a montante. Essa área é marcada por intensas atividades agropecuárias, fator relacionado ao aumento das concentrações de HgT em lagos da região, conforme observado por Monteiro *et al.* (2023). Outro aspecto relevante refere-se ao comportamento do Log K_d HgT na porção jusante, onde se observou maior associação do HgT com a fase dissolvida. Esse padrão pode estar relacionado à presença de metais associados a coloides nessa fração que promove o transporte cíclico de elementos traço entre as fases dissolvida e particulada (Barreto *et al.*, 2011). Além disso, no extremo norte do estudo, onde foram registradas elevadas concentrações de HgT tanto na água quanto no MPS, o coeficiente demonstrou que o metal está distribuído entre as fases dissolvida e particulada, evidenciando uma influência combinada dos processos de transporte e sorção nessa região.

As concentrações de HgT nos sedimentos de fundo mostraram continuidade espacial nas menores distâncias (alcance de 8 a 13 km), respondendo rapidamente à dinâmica ambiental da vizinhança. Similarmente, Monteiro *et al.* (2023) identificaram padrão análogo em lagos da

porção sul da bacia hidrográfica, corroborando a hipótese de que a intensificação antrópica do uso do solo é um fator determinante na mobilização de HgT em sistemas aquáticos, independentemente do contexto fluvial ou lacustre. Na drenagem principal do rio Araguaia, devido à maior dinâmica de deposição de sedimentos nas ilhas e barras na região sul, a retenção de HgT é bastante evidente (Suizu *et al.*, 2023). Essa relação é destacada ainda mais considerando que a cokrigagem do HgT nos sedimentos fundo com o MPS possui uma escala maior de autocorrelação, com as maiores concentrações estritamente a montante da área de estudo. Portanto, fica claro que a influência da dinâmica de transporte e deposição de partículas influenciam na distribuição de HgT em diferentes escalas no rio Araguaia, corroborando com a relação espacial inversa entre o HgT nos sedimentos de fundo e no HgT na água e no MPS.

5. CONCLUSÕES

Os níveis de mercúrio total (HgT) no rio Araguaia apresentam particularidades significativas em comparação com outros rios amazônicos. Enquanto as concentrações de HgT na água são similares às encontradas em rios como o Tapajós e o Arapiuns, elas são consideravelmente inferiores às do rio Amazonas, onde condições ácidas e a alta carga de sedimentos finos elevam os níveis de Hg. No entanto, o material particulado em suspensão (MPS) e os sedimentos de fundo no Araguaia exibem concentrações elevadas de HgT, mesmo na ausência de atividades antrópicas intensas na água, como mineração ou barragens, destacando a influência das características ambientais locais. Os resultados deste estudo evidenciam que as maiores concentrações de HgT na água e nos sedimentos do rio Araguaia estão diretamente relacionadas à dinâmica de transporte e deposição sedimentos. A erosão acelerada dos solos, associada à presença de argilominerais e matéria orgânica podem favorecer a adsorção e o transporte de HgT ao longo do rio, com padrões de distribuição espacial variando conforme a hidrodinâmica local e características geomorfológicas. Concentrações mais elevadas de HgT foram observadas no início morfológico da ilha do Bananal, onde a sinuosidade do canal promove a exportação de sedimentos, enquanto no que ao sul, a maior deposição sedimentar contribui para a retenção de HgT nos sedimentos de fundo. A ilha do Bananal desempenha um papel importante na modulação da retenção e liberação de mercúrio, destacando a influência de fatores ambientais como fluxo de água, composição dos materiais, pH e temperatura. Esses achados ressaltam a importância das bacias neotropicais para o ciclo global do Hg. Além disso, apontam para a necessidade de políticas públicas voltadas ao manejo

sustentável do solo e à mitigação dos impactos das atividades antrópicas sobre os processos erosivos, visando reduzir a mobilização de mercúrio e seus efeitos sobre ecossistemas aquáticos e saúde humana.

6. REFERÊNCIAS

- Adler Miserendino, R., Guimarães, J.R.D., Schudel, G., Ghosh, S., Godoy, J.M., Silbergeld, E.K., Lees, P.S.J., Bergquist, B.A., 2018. Mercury Pollution in Amapá, Brazil: Mercury Amalgamation in Artisanal and Small-Scale Gold Mining or Land-Cover and Land-Use Changes? *ACS Earth Sp. Chem.* 2, 441–450.
<https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.7b00089>
- Aquino, S., Latrubesse, E., Bayer, M., 2009a. Assessment of wash load transport in the Araguaia River (Aruanã gauge station), central Brazil. *Lat. Am. J. Sedimentol. Basin Anal.* 16, 119–128.
- Aquino, S., Latrubesse, E.M., Souza Filho, E.E. de, 2009b. Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Rev. Bras. Geomorfol.* 10, 43–54. <https://doi.org/10.20502/rbg.v10i1.116>
- Bastos, W., Malm, O., Pfeiffer, W.C., Cleary, D., 1998. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. *Ciência e Cult. J. Brazilian Assoc. Adv. Sci.* 50, 255–260.
- Bastos, W.R., Dórea, J.G., Lacerda, L.D., Almeida, R., Costa-Junior, W.A., Baía, C.C., Sousa-Filho, I.F., Sousa, E.A., Oliveira, I.A.S., Cabral, C.S., Manzatto, A.G., Carvalho, D.P., Ribeiro, K.A.N., Malm, O., 2020. Dynamics of Hg and MeHg in the Madeira River basin (Western Amazon) before and after impoundment of a run-of-river hydroelectric dam. *Environ. Res.* 189. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109896>
- Berzas Nevado, J.J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R.C., Guzmán Bernardo, F.J., Jiménez Moreno, M., Herculano, A.M., do Nascimento, J.L.M., Crespo-López, M.E., 2010. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. *Environ. Int.* 36, 593–608. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.03.011>
- Cambardella, C.A., Moorman, T.B., Novak, J.M., Parkin, T.B., Karlen, D.L., Turco, R.F., Konopka, A.E., 1994. Field scale variability.pdf. *Soil Sci. Soc. Am. J.*
- Cattle, J.A., McBratney, A.B., Minasny, B., 2002. Kriging Method Evaluation for Assessing the Spatial Distribution of Urban Soil Lead Contamination. *J. Environ. Qual.* 31, 1576–1588. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1576>
- Córdoba-Tovar, L., Marrugo-Negrete, J., Ramos Barón, P.A., Calao-Ramos, C.R., Díez, S., 2023. Toxic metal(oids) levels in the aquatic environment and nuclear alterations in fish in a tropical river impacted by gold mining. *Environ. Res.* 224. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115517>
- CPRM, 2004. Carta geológica do Brasil ao milionésimo - SF 24. Cia. Pesqui. Recur. Minerais 1.
- Dendievel, A.M., Grosbois, C., Ayrault, S., Evrard, O., Coynel, A., Debret, M., Gardes, T., Euzen, C., Schmitt, L., Chabaux, F., Winiarski, T., Van Der Perk, M., Mourier, B., 2022.

- Key factors influencing metal concentrations in sediments along Western European Rivers: A long-term monitoring study (1945–2020). *Sci. Total Environ.* 805. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149778>
- General, M., Theoretical, A., Document, B., 2022. Collection. *Encycl. Anim. Cogn. Behav.* 1520–1521. https://doi.org/10.1007/978-3-319-55065-7_300429
- Geostatistics, n.d.
- Grimaldi, C., Grimaldi, M., Guedron, S., 2008. Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes 1. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.001>
- Guzmán-Uria, F., Morales-Belpaire, I., Achá-Cordero, D., Pouilly, M., 2020. Particulate mercury and particulate organic matter in the Itenez basin (Bolivia). *Appl. Sci.* 10, 1–10. <https://doi.org/10.3390/app10238407>
- Irion, G., Nunes, G.M., Nunes-da-Cunha, C., de Arruda, E.C., Santos-Tambelini, M., Dias, A.P., Morais, J.O., Junk, W.J., 2016. Araguaia River Floodplain: Size, Age, and Mineral Composition of a Large Tropical Savanna Wetland. *Wetlands* 36, 945–956. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0807-y>
- Latrubesse, E.M., Amsler, M.L., de Morais, R.P., Aquino, S., 2009. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River. *Geomorphology* 113, 239–252. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.03.014>
- Latrubesse, E.M., Stevaux, J.C., 2002. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. *Zeitschrift fur Geomorphol. Suppl.* 129, 109–127.
- Liu, R.-P., Xu, Y.-N., Zhang, J.-H., 2019. The Relationship and Influencing Factors Water-Gas Interface Mercury Emission Flux and Water Suspended Mercury of a Gold Mining Area River 407–415. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61630-8_35
- Lourenço, R.W., Landim, P.M.B., 2005. Public health risk maps using geostatistical methods. *Cad. saúde pública / Ministério da Saúde, Fundação Oswaldo Cruz, Esc. Nac. Saúde Pública* 21, 150–160. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2005000100017>
- Maia, P.D., Maurice, L., Tessier, E., Amouroux, D., Cossa, D., Pérez, M., Moreira-Turcq, P., Rhéault, I., 2009. Mercury distribution and exchanges between the Amazon River and connected floodplain lakes. *Sci. Total Environ.* 407, 6073–6084. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.015>
- Markus, J., McBratney, A.B., 2001. A review of the contamination of soil with lead II. Spatial distribution and risk assessment of soil lead. *Environ. Int.* 27, 399–411. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00049-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00049-6)
- Monteiro, L.C., Vieira, L.C.G., Bernardi, J.V.E., Moraes, L. de C., Rodrigues, Y.O.S., de Souza, J.P.R., de Souza, J.R., Bastos, W.R., Passos, C.J.S., Dórea, J.G., 2023. Ecological risk of mercury in bottom sediments and spatial correlation with land use in Neotropical savanna floodplain lakes, Araguaia River, Central Brazil. *Environ. Res.* 238. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117231>
- Mousavi, A., Chávez, R.D., Ali, A.M.S., Cabaniss, S.E., 2011. Mercury in natural waters: A Mini-Review. *Environ. Forensics* 12, 14–18. <https://doi.org/10.1080/15275922.2010.547549>

- Narayanan, A., Cohen, S., Gardner, J.R., 2024. Riverine sediment response to deforestation in the Amazon basin. *Earth Surf. Dyn.* 12, 581–599. <https://doi.org/10.5194/esurf-12-581-2024>
- Pestana, I.A., Almeida, M.G., Bastos, W.R., Souza, C.M.M., 2019. Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western Amazon: Influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters. *Sci. Total Environ.* 656, 388–399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.388>
- Portela, J.F., de Souza, J.P.R., Tonhá, M. de S., Bernardi, J.V.E., Garnier, J., Souzade, J.R., 2020. Evaluation of total mercury in sediments of the descoberto river environmental protection area—brazil. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17. <https://doi.org/10.3390/ijerph17010154>
- Rodriguez, P., 2009. Assessing the Geographic Distribution of Mercury and Lead in the Buffalo River 93.
- Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., Courcelles, M., Guimarães, J.R.D., Mergler, D., Amorim, M., 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chem. Geol.* 165, 243–266. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(99\)00172-2](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(99)00172-2)
- Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., De Freitas Goch, Y.G., Pacheco Peleja, J.R., Guimarães, J.R.D., Mergler, D., Amorim, M., 2001. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers, Brazil. *Limnol. Oceanogr.* 46, 1141–1157. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.5.1141>
- Roulet, M., Lucotte, M., Farella, N., Serique, G., Coelho, H., Sousa Passos, C.J., Da Silva, E.D.J., De Andrade, P.S., Mergler, D., Guimarães, J.R.D., Amorim, M., 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water. Air. Soil Pollut.* 112, 297–313. <https://doi.org/10.1023/A:1005073432015>
- Roulet, M., Lucotte, M., Saint-Aubin, A., Tran, S., Rhéault, I., Farella, N., De Jesus Da Silva, E., Dezencourt, J., Sousa Passos, C.J., Santos Soares, G., Guimarães, J.R.D., Mergler, D., Amorim, M., 1998. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajos River Valley, Para state, Brazil. *Sci. Total Environ.* 223, 1–24. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00265-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00265-4)
- Schneider, L., Fisher, J.A., Diéguez, M.C., Fostier, A.H., Guimaraes, J.R.D., Leaner, J.J., Mason, R., 2023. A synthesis of mercury research in the Southern Hemisphere, part 1: Natural processes. *Ambio.* <https://doi.org/10.1007/s13280-023-01832-5>
- Suizu, T.M., Latrubesse, E.M., Bayer, M., 2023. Geomorphic diversity of the middle Araguaia River, Brazil: A segment-scale classification to support river management. *J. South Am. Earth Sci.* 121. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104166>
- Sun, L., Guo, D., Liu, K., Meng, H., Zheng, Y., Yuan, F., Zhu, G., 2019. Catena Levels , sources , and spatial distribution of heavy metals in soils from a typical coal industrial city of Tangshan , China. *Catena* 175, 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.014>
- Telmer, K., Costa, M., Angélica, R.S., Araujo, E.S., Maurice, Y., 2006. The source and fate of sediment and mercury in the Tapajós River, Pará, Brazilian Amazon: Ground- and space-based evidence. *J. Environ. Manage.* 81, 101–113. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.027>

- U.S., E.P.A., 2002. Method 1631, Revision E: Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. United States Environ. Prot. Agency 1–34.
- Valente, C.R., Latrubesse, E.M., Ferreira, L.G., 2013. Relationships among vegetation, geomorphology and hydrology in the Bananal Island tropical wetlands, Araguaia River basin, Central Brazil. *J. South Am. Earth Sci.* 46, 150–160.
<https://doi.org/10.1016/j.jsames.2012.12.003>
- Zhen, J., Pei, T., Xie, S., 2019. Kriging methods with auxiliary nighttime lights data to detect potentially toxic metals concentrations in soil. *Sci. Total Environ.* 659, 363–371.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.330>

CAPÍTULO II

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO MERCÚRIO TOTAL EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL: INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO E PARÂMETROS D'ÁGUA

RESUMO: O mercúrio (Hg) é um poluente ambiental que representa um problema de saúde pública em todo o mundo, e sua disponibilidade na água oferece os maiores riscos ecológicos. O conteúdo de mercúrio total (HgT) foi investigado nos sedimentos de fundo, sedimentos em suspensão (MPS) e na água durante a seca na bacia do rio Araguaia – uma região marcada por planícies de inundação bem desenvolvidas, importantes para a biodiversidade e os recursos pesqueiros do Brasil Central. Este estudo teve como objetivo avaliar a distribuição espacial do HgT ao longo de um trecho de drenagem do rio Araguaia, e avaliar sua dinâmica local e regional junto aos parâmetros d'água (principalmente pH e temperatura), Intensidade do Uso dos Solos (LUI) e percentual de matéria orgânica dos sedimentos (%MO). Foram coletadas amostras de água superficial e de sedimentos de fundo e em suspensão num total de 40 unidades amostrais ao longo de 320 km do rio Araguaia. A quantificação de HgT nas amostras de água superficial foi realizada por fluorescência atômica (CVAFS) e nos sedimentos de fundo e no MPS por absorção atômica (CVAAS). As concentrações de HgT foram significativamente maiores no MPS ($169,18 \pm 58,30 \mu\text{g.kg}^{-1}$), seguidas pelos sedimentos de fundo ($20,82 \pm 2,35 \mu\text{g.kg}^{-1}$) e pela água ($0,0027 \pm 0,0009 \mu\text{g.L}^{-1}$). A Análise de Componentes Principais (PCA) revelou uma complexa relação entre HgT nas matrizes ambientais (água, MPS, e sedimentos de fundo) e as principais variáveis ambientais (pH e temperatura da água, %MO e LUI), tendo o primeiro eixo explicando 50,68% da variabilidade dos dados. A distribuição espacial resultante da aplicação do método geoestatístico da cokrigagem nas concentrações de HgT em cada matriz ambiental como dependentes dos *scores* da PCA (variável auxiliar integrada), revelou uma forte correlação espacial entre as concentrações de THg nos sedimentos de fundo, o LUI, e o %MO a montante, apresentando maiores concentrações associadas a entrada de MPS. Por outro lado, as concentrações de THg na água e no MPS apresentaram maiores concentrações a jusante correlacionada com pH e temperatura, principalmente na região sinuosa do início morfológico da Ilha do Bananal. Este estudo destaca a utilização das concentrações de Hg de diferentes matrizes ambientais junto as principais variáveis ambientais (*scores* da PCA) na cokrigagem para avaliar os impactos das atividades humanas na mobilização de mercúrio em ambientes complexos.

ABSTRACT: Mercury (Hg) is an environmental pollutant that represents a public health problem worldwide, and its availability in water poses the greatest ecological risks. The content of total mercury (HgT) was investigated in bottom sediments, suspended sediments (MPS) and water during drought in the Araguaia River basin - a region marked by well-developed floodplains, important for biodiversity and fishery resources in Central Brazil. The aim of this study was to assess the spatial distribution of HgT along a stretch of the Araguaia River drainage, and to evaluate its local and regional dynamics in relation to water parameters (mainly pH and temperature), Land Use Intensity (LUI) and the percentage of soil organic matter. Surface water and bottom and suspended sediment samples were collected from a total of 40 sampling units along 320 km of the Araguaia River. HgT was quantified in the surface water samples by atomic fluorescence (CVAFS) and in the bottom sediments and MPS by atomic absorption (CVAAS). HgT concentrations were significantly higher in the MPS ($169.18 \pm 58.30 \mu\text{g.kg}^{-1}$), followed by bottom sediments ($20.82 \pm 2.35 \mu\text{g.kg}^{-1}$) and water ($0.0027 \pm 0.0009 \mu\text{g.L}^{-1}$). Principal Component Analysis (PCA) revealed a complex relationship between HgT in the environmental matrices (water, MPS and bottom sediments) and the environmental variables (pH and water temperature, LUI and %MO), with the first axis explaining 50.68% of the variability in the data. The spatial distribution resulting from the application of the geostatistical cokriging method to the concentrations of HgT in each environmental matrix as a function of the scores on the first axis of the PCA (integrated auxiliary variable), revealed a spatial correlation between the concentrations of THg in the bottom sediments, LUI and %MO upstream, with higher concentrations associated with the input of MPS. On the other hand, THg concentrations in water and MPS showed higher concentrations downstream, correlated with pH and temperature, especially in the sinuous region of the morphological beginning of Bananal Island. This study highlights the use of Hg concentrations from different environmental matrices together with the main environmental variables (PCA scores) in cokriging to assess the impacts of human activities on mercury mobilization in floodplains in tropical environments.

1. INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é um elemento químico neurotóxico globalmente disseminado por emissões naturais e antrópicas, representando uma séria ameaça à saúde humana e ao meio ambiente mesmo em baixas concentrações (Outridge *et al.*, 2018). Nos ecossistemas aquáticos, o Hg pode ser metilado, transformando-se em metilmercúrio (MeHg), uma forma altamente tóxica que se bioacumula e biomagnifica ao longo da teia trófica, oferecendo riscos ecológicos significativos (Crespo-Lopez *et al.*, 2021). Em sistemas fluviais tropicais, a dinâmica de deposição e resuspensão de sedimentos influencia sua mobilização e adsorção, onde o material particulado em suspensão (MPS) desempenha um papel importante no transporte de Hg (Pestana *et al.*, 2019). Portanto, para avaliar a distribuição espacial do Hg é importante integrar as concentrações de Hg total (HgT) nas principais matrizes da interface aquática, a água, o MPS e os sedimentos de fundo (Córdoba-Tovar *et al.*, 2023; Gomes *et al.*, 2022; Malov *et al.*, 2022; Vieira *et al.*, 2018).

Em regiões tropicais, o desmatamento e a queima de biomassa são as principais fontes antrópicas de Hg para o ambiente, contribuindo para sua dispersão em larga escala (Almeida *et al.*, 2005; Dórea *et al.*, 2023; Roulet *et al.*, 1999). A contaminação por Hg em ambientes aquáticos resulta principalmente de deposição atmosférica, escoamento superficial e erosão e lixiviação de solos, processos que podem ser intensificados por atividades humanas, como agricultura, pecuária e mineração (Monteiro *et al.*, 2023; Raj *et al.*, 2017). A entrada e retenção de Hg inorgânico (Hg^{2+}) nos sedimentos é fortemente influenciada pela presença de argilominerais, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, e matéria orgânica (Grimaldi *et al.*, 2008; Portela *et al.*, 2020; Roulet *et al.*, 2000). Esses componentes controlam a adsorção e a liberação de Hg no ambiente aquático, enquanto parâmetros da água, como pH e temperatura, afetam sua mobilização e solubilidade (Liu *et al.*, 2019; Pestana *et al.*, 2019).

A água desempenha um papel importante na mobilização de Hg, facilitando trocas iônicas de Hg^{2+} e atuando como vetor de transporte por meio da hidrodinâmica (Pestana *et al.*, 2019). Fatores como pH e temperatura influenciam a solubilidade do Hg na interface água-sedimentos, modulando as reações de adsorção e dessorção (Liu *et al.*, 2019). Após ser adsorvido em partículas, o Hg pode ser transportado por longas distâncias na coluna d'água ou depositado localmente (Beldowska *et al.*, 2018). Um estudo no rio Madeira (Amazônia) destacou uma forte relação entre o material particulado em suspensão (MPS) e as concentrações de mercúrio total (HgT) em corpos hídricos (Pestana *et al.*, 2019).

As planícies de inundação desempenham um papel fundamental na dinâmica do Hg em regiões tropicais, atuando como áreas de acumulação e liberação desse metal (Pestana *et al.*, 2019). A bacia do rio Araguaia, um hotspot de biodiversidade que conecta os biomas Cerrado e Amazônia, tem enfrentado contaminação por mercúrio (Hg) em lagos, impulsionada principalmente pela intensificação das atividades agropecuárias (Monteiro *et al.*, 2023) e influenciada pela geomorfologia regional (Moraes *et al.*, 2023). Tais atividades alteram a paisagem natural, aumentando o carreamento de sedimentos para a coluna d'água e, conseqüentemente, a mobilização de Hg (Irion *et al.*, 2016; Latrubesse *et al.*, 2009; Pelicice *et al.*, 2021). No entanto, o comportamento do Hg na drenagem principal do rio Araguaia ainda é pouco compreendido, necessitando de pesquisas que integrem abordagens espaciais e ambientais para elucidar sua distribuição e os fatores que a influenciam.

A Análise de Componentes Principais (PCA) é uma ferramenta matemática versátil que reduz a dimensionalidade de dados multivariados, identifica as variáveis mais relevantes para explicar a variabilidade e revela relações e agrupamentos entre amostras e/ou variáveis (Córdoba-Tovar *et al.*, 2023). A krigagem ordinária (KO) e a cokrigagem (CK) são técnicas geoestatísticas que caracterizam a distribuição espacial de poluentes, identificando padrões de transporte e acumulação em diversos ambientes. A KO e a CK são ferramentas robustas para a caracterização do transporte e identificação de fontes de Hg em ambientes fluviais, permitindo uma análise espacial precisa e a construção de plumas de dispersão (Cheng and Yang, 2020; Nguyen *et al.*, 2019). A combinação dessas ferramentas (PCA e Krigagem) vem sendo utilizada para diminuir incertezas de sistema dinâmicos (Liu *et al.*, 2021). Além disso, essa combinação apresentou resultados robustos na predição do risco de contaminação por THg em lagos do rio Araguaia (Monteiro *et al.*, 2023).

Este estudo investiga a distribuição espacial do mercúrio total (HgT) na água, no material particulado em suspensão (MPS) e nos sedimentos de fundo ao longo de 33520m da drenagem principal do rio Araguaia. Adotou-se uma abordagem combinada de Análise de Componentes Principais (PCA) e técnicas geoestatísticas, como krigagem ordinária (KO) e cokrigagem (CK). Os *scores* gerados pela PCA foram utilizados como variáveis auxiliares na cokrigagem, permitindo integrar informações multivariadas de forma eficiente, reduzindo a dimensionalidade dos dados sem perder a variabilidade essencial (Ha *et al.*, 2014). Ao relacionar essas variáveis com as concentrações de HgT nas diferentes matrizes, este trabalho busca elucidar os fatores físico-químicos e antrópicos que influenciam a distribuição do Hg na planície de inundação do rio Araguaia.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

1.1 ÁREA DE ESTUDO

A planície de inundação aluvial do rio Araguaia é um dos principais sistemas hídricos da região central do Brasil, bem como da savana brasileira (bioma Cerrado) (Valente *et al.*, 2013). Sua bacia possui uma área de mais de 377.000 km² e um fluxo anual médio de 6.420 m³.s⁻¹ (Aquino *et al.*, 2009b; Latrubesse and Stevaux, 2002). Ao longo de sua drenagem anastomosada, o rio Araguaia é marcado por lagos abandonados e áreas encharcadas formadas a partir da planície aluvial bem desenvolvida e com baixa sinuosidade (Latrubesse *et al.*, 2009). Além do mosaico de áreas antropizadas formadas principalmente por agricultura e pastagem, a cobertura do solo da região é marcada por um conjunto heterogêneo de fitofisionomias naturais compostas por florestas, savanas, pântanos e campos alagados. As principais classes solos da região são os Latossolos, Cambissolos, Plintossolos, Gleissolos e Neossolos (SEPLAN, 2004).

O estudo atual se concentra em um trecho de 320 km da região do médio Araguaia, compreendido entre a cidade de Aruanã até as proximidades da cidade de Luiz Alves, ambas do estado de Goiás (**Figura 5**). Caracterizado por paleomeandros e lagos em arco, o trecho estudado atinge afloramentos de rochas metassedimentares pré-cambrianas, e suas margens são marcadas por depósitos do Holoceno (Suizu *et al.*, 2023). Durante o período das coletas, entre os dias 23 e 29 de setembro de 2022, na estação seca, a precipitação média do mês foi de 35,8 mm e a vazão média mensal na região foi de 517,37 m³.s⁻¹ (ANA, 2019).

A geologia da área estudada é caracterizada por fácies depósitos (Q2a) e terraços aluvionares (Qag1) com predominância de sedimentos argilo-siltico-arenoso e cascalhos laterizados que estão sobre planícies sedimentares do Cenozoico tardio (Qag2) e rochas pré-cambrianas (CPRM, 2004). Na porção sul da área de estudo (montante), o rio percorre próximo às unidades Ortognaisses do Oeste de Goiás (NP1_gamma_1gn) e Grupo Cuiabá (NPcui), formados principalmente por ortognaisses tonalítico e filito, na ordem. Na região norte (jusante), seu curso passa adjacente à unidade Neoproterozoicas Xambioá (NPx), composta principalmente por xistos verdes.

1.2 AMOSTRAGEM

As amostras de água superficial, MPS e sedimentos de fundo foram coletadas em 40 unidades amostrais longo do trecho estudado (Figura 5). Vale ressaltar que as unidades amostrais P2, P7, P21 e P31 estão situadas nos portos das cidades de Aruanã, Cocalinho, Bandeirantes, e Luiz Alves, respectivamente. A unidade amostral P2 está na confluência com afluente rio Vermelho, a unidade P12 está na confluência com o rio do Peixe, e a unidade amostral P28 se encontra na confluência com o rio Crixás-Açu. Neste trabalho, foram considerados os termos “a montante” para se referir a porção sul até a cidade de Bandeirantes, e o termo “a jusante” indicando o norte acima dela. Os sítios amostrais foram georreferenciados de acordo com o sistema de coordenadas *World Geodetic System* 1984 (WGS 84) com o auxílio de um GPS modelo eTrex 10 (Garmin®, Kansas, USA).

Respeitando uma profundidade mínima de 10 cm, foram utilizados dois tubos *Falcon* de 50 ml para cada coleta da água superficial, sendo acidificadas com 0,25 ml de ácido clorídrico HCl à 37% (Merck®, Darmstadt, Alemanha) para sua preservação. Para a obtenção do MPS, foram coletados 4 L d'água em frascos de polietileno tereftalato (PET). Os sedimentos de fundo, por sua vez, foram coletados em sacos plásticos com o auxílio de uma pá de policloreto de vinilo (PVC) no remanso das extremidades nas ilhas de barreiras, onde há a deposição de materiais finos. Todas as amostras foram identificadas e resfriadas a 4° C até a chegada em laboratório.

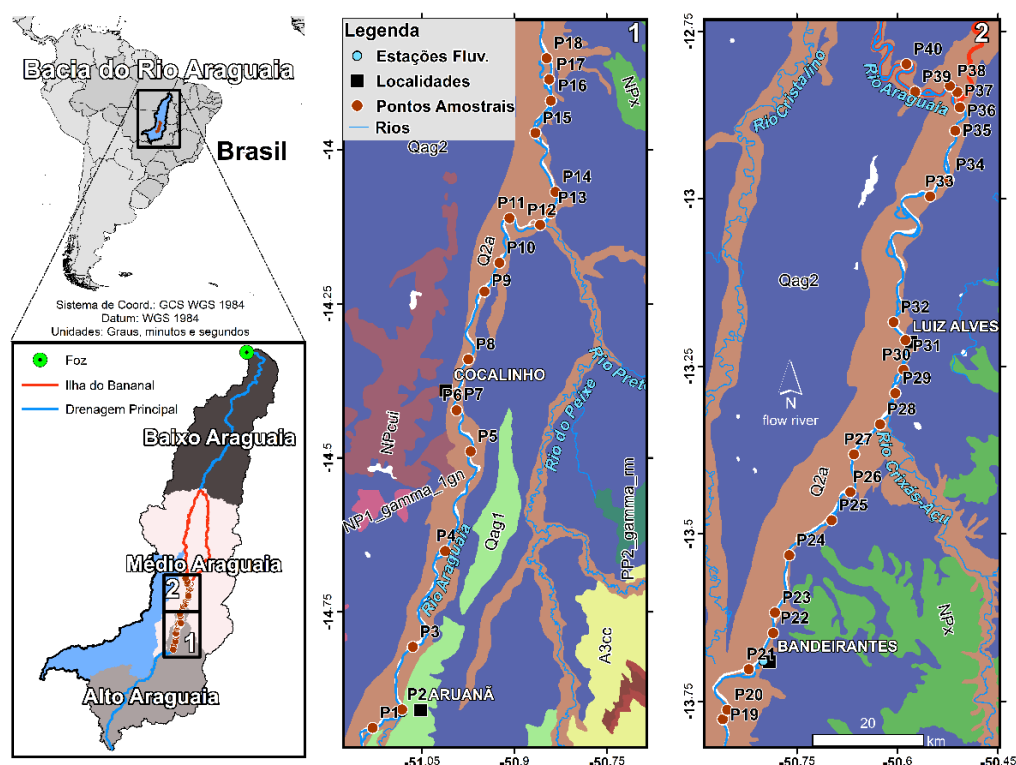


Figura 5. Localização das unidades amostrais na drenagem principal do rio Araguaia e seus tributários com os grupos geológicos nas proximidades.

1.3 CONDIÇÕES AMBIENTAIS E INTENSIDADE DO USO DA TERRA

Os parâmetros d'água como: temperatura (unidade °C), potencial de hidrogênio (pH), potencial de oxirredução (ORP), turbidez, porcentagem de oxigênio dissolvido (%OD), e total de sólido dissolvido (TDS), foram lidos *in situ* com o auxílio de um aparelho de sondas multiparâmetros Horiba® série U-50 (Kyoto, Japão). Para quantificar o conteúdo de matéria orgânica nos sedimentos de fundo foi necessário a secagem de todo o material da amostra (2 mm) a 50°C por 48 h. Após o sedimento seco ser peneirado até a fração < 125 µm, cada porção de amostra de cerca de 1,5 g foi incinerada à 500°C por 4 h (Monroy *et al.*, 2014). O conteúdo de matéria orgânica foi obtido através da diferença entre a massa de amostra seca e após a incineração.

Para caracterizar o uso e ocupação da terra na região de estudo foi utilizada a classificação de imagens com resolução de 30 m da Coleção 8.0 do Projeto MapBiomas referente ao ano de 2022 (MapBiomas 2022). A intensidade do uso humano do solo nas áreas vizinhas às amostras foi calculada através do índice de uso da terra (LUI) de acordo com a Equação 1 (Ometto *et al.*, 2000):

$$LUI = 4 \times \%AURB + 2 \times \%AAGRO \quad (1)$$

em que, a intensidade do uso do solo para agricultura e pastagem (AAGRO) e para a malha urbana (AURB) em uma dada área possui uma relação direta com valor do LUI (Des *et al.*, 2000). A área de influência das amostras foi definida com 11 km de raio com base na amplitude menor da autocorrelação espacial do HgT no MPS e no MPS em si (Tabela 2, 3). Isso porque o MPS é compreendido como a principal fonte de HgT para a água, sendo proveniente especialmente do processo de erosão dos solos (Balogh *et al.*, 1998, 1997).

1.4 PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTOS

O MPS foi coletado usando bomba de vácuo, mangueira, kitassato de 1L e copo graduado de 250mL. As amostras de sedimento em suspensão foram obtidas através da filtração de água em filtros de acetato de nitrocelulose (0,45 µm, Millipore®, Massachusetts, EUA). Os filtros foram secos em uma estufa à 50 °C até peso constante (AUW220D, Shimadzu®, Quito, Japão). Em seguida, as amostras foram filtradas e o MPS retido junto com os filtros foram secos à 50 °C novamente até peso constante. Cada amostra é constituída de uma réplica por litro filtrado, então, são necessários 2 L de água filtrada por amostra. A partir das pesagens da amostra seca após a filtração, é possível determinar a massa de material retido nos filtros (g). Para isso, considera-se o volume de água filtrado (L). O conteúdo de material particulado (MPS) é obtido pela diferença entre as massas da amostra antes e após a filtração. Os filtros com o material retido foram armazenados em placas de *petri* à temperatura ambiente (18 °C) para posterior quantificação do Hg.

O excesso de umidade dos sedimentos de fundo foi retirado com o auxílio de uma pipeta plástica (30 mL), e secas em seguida numa estufa a uma temperatura de 50° C durante 48 h para a retirada completa da umidade. Após a secagem, as amostras de sedimentos de fundo secos foram maceradas em um *bowl* de cerâmica e peneirado em uma bateria de peneiras acopladas a um agitador eletrônico até a obtenção da fração de < 125 µm. As amostras foram armazenadas em um saco plástico do tipo *ziplocks* à temperatura ambiente até a análise química.

1.5 ANÁLISES QUÍMICAS

1.5.1 Quantificação do HgT na água superficial

Para a quantificação de HgT na água, 25 ml de amostra foram armazenadas em *vials* de 40 mL, sendo adicionados 100 µL de monocloreto de bromo concentrado para oxidação das espécies de Hg (Brooks Rand®) (U.S. EPA, 2002). Passados 40 minutos, foram acrescentados 100 µL de cloridrato de hidroxilamina (NH₂OH.HCl) a 30% (m/v) (Merck®, Darmstadt, Alemanha). Após a agitação das amostras, foram pipetados 100 µL de cloreto estanoso 20% (m/v) (Merck®, Darmstadt, Alemanha). A leitura do HgT foi realizada por meio de espectrometria de fluorescência atômica (MERX-T - Brooks Rand®, Seattle, USA).

1.5.2 Quantificação do HgT nos sedimentos de fundo e em suspensão

O MPS retido nos filtros e de fundo (0,5 g, peso seco) foram digeridos quimicamente em tubos de ensaios de 100 mL. As amostras foram solubilizadas com 5 mL de água régia (HCl:HNO₃, 3:1) (Merck® Darmstadt, Alemanha) a 70°C por 30 minutos num bloco digestor. Após as amostras esfriarem, foram adicionados 6 mL de permanganato de potássio (KMnO₄) 5% (m/v) (Merck® Darmstadt, Alemanha) e os tubos foram acomodados novamente no bloco a 70°C por 20 minutos. Após o *overnight*, foi pipetado cloridrato de hidroxilamina (NH₂OH.HCl) 12% (m/v) (Merck® Darmstadt, Alemanha) (Bastos *et al.*, 1998), até a cor púrpura do KMnO₄ desaparecer. As amostras foram filtradas em filtros de papel com 3 µm de porosidade (Nalgon®, São Paulo, Brasil) e transferidas para tubos *Falcon* de 15 mL, adicionados com água Milli-Q até o volume final de 10 mL. A quantificação de HgT foi realizada por meio do Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio (modelo FIMS-400, Perkin Elmer®, Massachusetts, USA).

1.5.3 Controle de Qualidade

As garrafas PET utilizadas para obtenção dos MPS foram lavadas previamente com uma solução ácida de HCl à 3% (v/v) para evitar a contaminação das amostras e, em seguida, embaladas em papel alumínio para impedir a entrada de radiação solar. 100 mL de água ultrapura foram expostos à atmosfera dos sítios amostrais durante 10 minutos a cada 10 coletas para serem utilizados como amostras controle da água superficial. Todas as vidrarias utilizadas nas análises química foram lavadas e mergulhadas previamente em uma solução ácida de HCl

à 3% (v/v) durante 24 horas para evitar a contaminação. Foram realizados brancos para água (água ultrapura), filtros de MPS e sedimentos de fundo.

O limite de detecção (LD) das amostras de água foi de 0,042 ng.L⁻¹ e no MPS e de fundo foi de 63 e 11 µg.kg⁻¹, respectivamente. *Circa* de 0,04 g da amostra certificada SS2 (SSP-SCIENCE) foram utilizadas para os cálculos de recuperação dos sólidos, e para a água foram utilizados “Spikes”. As recuperações de todas as matrizes analisadas situaram-se na gama de 92 - 104,3%.

1.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados de mercúrio total (HgT) na água e nos sedimentos de fundo, bem como os valores de matéria orgânica (%MO), apresentaram distribuição normal (teste de Shapiro-Wilk, n = 40). No entanto, os dados de HgT no material particulado em suspensão (MPS), parâmetros da água e intensidade do uso do solo (LUI) não seguiram uma distribuição normal (p < 0.5). Para avaliar a significância das diferenças entre as concentrações de HgT em sedimentos de fundo e em suspensão, foi aplicado o teste de Wilcoxon, considerando um nível de confiança de 95%.

1.7 ANÁLISE DE COMPONENTE PRINCIPAIS (PCA)

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi empregada para identificar as variáveis ambientais mais relevantes (parâmetros físicos e químicos da água, %MO nos sedimentos e LUI) que contribuem para a variabilidade do HgT. A PCA revelou que pH, temperatura, %MO e LUI apresentaram maiores correlações com a variabilidade do HgT, com loadings superiores a 0,7. Os scores do eixo principal de uma segunda PCA, realizada apenas com as variáveis ambientais principais (pH, temperatura, %MO e LUI), foram utilizados como variáveis auxiliares nos modelos geoestatísticos de krigagem e cokrigagem, visando integrar informações multivariadas de forma eficiente. Além de diminuir a dimensionalidade dos dados, a utilização dos *scores* das variáveis auxiliares otimiza a performance dos modelos de predição na aplicação geoestatística (Ha *et al.*, 2014). Foram selecionados os eixos com *eigenvalues* maiores que 1. As PCAs foram executadas no *software* R com as funções *prcomp* (pacote stats), e a adaptabilidade foi checada com as funções KMO/BARTLETT (pacote EFAtools). O teste de Wilcoxon foi aplicado através da função *wilcox.test()*.

1.8 GEOSTATÍSTICA

Neste trabalho, a Krigagem Ordinária (KO), foi aplicada às concentrações de MPS e aos *scores* da PCA para avaliar suas distribuições. A CK, por sua vez, foi utilizada para integrar e caracterizar a dependência espacial entre o HgT e os *scores* das variáveis auxiliares. Os sistemas de krigagem foram aplicados às variáveis deste estudo através do *software* ArcGIS 10.8.1 (Esri, Redlands, USA) com a utilização do módulo geoestatístico “Geostatistical Wizard”.

Os sistemas de interpolação da krigagem partem do princípio geográfico onde os valores estimados em áreas não observadas resultam da média móvel da soma dos pesos das amostras observadas (Milillo *et al.*, 2012). Mas em contraste com os modelos determinísticos, os métodos de krigagem permitem interpretações junto ao erro associado à predição, indicando com maior precisão as previsões (Sun *et al.*, 2019). Na investigação atual, foram utilizados os métodos de krigagem ordinária (KO) e cokrigagem (CK).

A KO produz um modelo linear não enviesado onde até o fenômeno mais aleatório pode ser espacializado (Rodriguez, 2009). A CK parte do mesmo princípio matemático da KO, mas considera a dependência especial entre diferentes elementos. Essa interdependência potencializa a autocorrelação espacial entre os valores, diminuindo o erro associado às previsões (Zhen *et al.*, 2019).

Na krigagem, o variograma experimental possui as propriedades matemáticas fundamentais para a interpretação e modelagem da autocorrelação espacial do conjunto de dados utilizando modelos teóricos adequados (ex.: estável, exponencial, esférico, gaussiano) (Cattle *et al.*, 2002). Na investigação atual, foram utilizados os modelos esférico e estável. O modelo esférico pode ser representação pela seguinte equação (Eq. 1):

$$\gamma(h) = \{c_0 + c \left(\frac{3h}{2a} - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right) \quad \text{se } h < a \quad c_0 + c \quad \text{se } h \geq a \quad (2)$$

em que, $\gamma(h)$ é a semi-variância, c_0 é o efeito pepita (*nugget*), c é o patamar (*sill*), “ h ” é o atraso espacial (*lag*) e a é o alcance em que há autocorrelação espacial (*range*). O modelo estável, por sua vez, pode ser representado segundo a seguinte equação (Eq. 2):

$$\gamma_{(h)} = \exp \exp \left(- \left(\frac{h}{a} \right)^a \right) \quad (a > 0, 0 < a \leq 2) \quad (3)$$

em que $\gamma_{(h)}$ é inválido quando $a > 2$, mas válido quando ≤ 2 . O modelo estável possui o comportamento do modelo exponencial quando $a = 1$, e do Gaussiano quando $a = 2$ (Chilès & Delfiner, 1999).

No variograma, o *nugget* representa a descontinuidade da população amostrada; o *sill* representa o nível da variabilidade espacial próximo aos valores mais altos, e o *range* é a distância pela qual os valores são influenciados ou estão autocorrelacionados (Markus and McBratney, 2001). Nesse sentido, a razão *nugget/sill* é utilizada para classificar a dependência espacial da variabilidade de acordo com o semivariograma em que um grau $< 25\%$, é alta, entre 26 e 75%, é moderada, e $> 76\%$, baixa dependência espacial (Cambardella *et al.*, 1994). Neste trabalho, os valores de *sill* para o cálculo das dependências espaciais, quando utilizados modelos de variogramas simultâneos (diferentes classes de tolerância), resultam da soma deles.

1.8.1 Krigagem Ordinária (KO)

A KO estima valores baseado no peso da média móvel ponderada dos valores das observações vizinhas λ_α , como representado na seguinte equação:

$$Z_{KO}^*(x) = \sum_{\alpha=1}^{n(x)} \lambda_\alpha(x) Z(x_\alpha) \quad (2)$$

onde $n(x)$, é o número de amostras com influência para estimativa $Z(x)$, e $Z(x_a)$ é o valor observado em x_a (Eq. 4) (LOURENÇO; LANDIM, 2005).

1.8.2 CoKrigagem Ordinária (CK)

Partindo do mesmo princípio matemático da KO, a cokrigagem permite melhorar o ajuste espacial de uma variável dependente (HgT) junto às variáveis auxiliares (independentes) (Lourenço and Landim, 2005). A equação da CK (Eq. 5) com apenas uma variável independente pode ser expressa pela equação 3:

$$Z_{CK}^*(x) = \sum_{\alpha=1}^{n(x)} \lambda_{\alpha}(x)z(x_{\alpha}) + \sum_{\beta=1}^{n(y)} \lambda_{\beta}(x)y(x_{\beta}) \quad (3)$$

onde, λ_{α} é o peso da variável dependente, λ_{β} , é o peso da variável independente, e $n(x)$ e $n(y)$ são os números de amostras vizinhas observadas em z e y com influência à estimativa das variáveis dependentes e independentes, respectivamente.

1.8.3 Validação Cruzada

Para inferir a performance do modelo, foram utilizados a média de erro absoluto (MAE) e a raiz quadrada média de erro (RQME). A MAE e RQME são definidos por:

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{\alpha=1}^n |z^*(x_{\alpha}) - z(x_{\alpha})| \quad (4)$$

$$RQME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{\alpha=1}^n (z^*(x_{\alpha}) - z(x_{\alpha}))^2} \quad (5)$$

em que, (x_{α}) é o valor mensurado, $z^*(x_{\alpha})$ é o valor predito e “n”, o número de amostras. Esse teste de validação cruzada verifica se a estimativa foi calculada com o maior número de observações possível. Nesse sentido, um valor de MAE de zero (0) indica que os modelos não possuem viés. O RMSE representa a variância do erro a partir de MAE, e quanto mais próximo de um (1) melhor o ajuste entre os valores observados e predito.

3. RESULTADOS

Como apresentado na Tabela 6, as concentrações de HgT foram consideravelmente maiores no MPS ($169,18 \pm 58,30 \mu\text{g.kg}^{-1}$) do que nos sedimentos de fundo ($20,82 \pm 2,35 \mu\text{g.kg}^{-1}$) e na água ($0,0027 \pm 0,0009 \mu\text{g.L}^{-1}$). As médias das concentrações de HgT nos sedimentos de fundo e em suspensão foram significativamente diferentes (Wilcoxon: $p < 0.05$), com o MPS apresentando concentrações 10 vezes maiores do que os sedimentos de fundo.

O MPS apresentou uma média de $27,71 \pm 9,75 \text{ mg.L}^{-1}$. O pH determinado foi predominantemente neutro ($7,53 \pm 0,37$), e o potencial de oxidação-redução foi positivo ($175,06 \pm 26,56 \text{ mV}$). Os sítios apresentaram característica turva ($22,55 \pm 2,56 \text{ NTU}$) e a média de temperatura foi elevada ($29,98 \pm 1,05 \text{ }^{\circ}\text{C}$). As concentrações de oxigênio dissolvido variaram amplamente ao longo do trecho estudado com uma média substancial ($9,63 \pm 6,64 \text{ mg.L}^{-1}$). A média do percentual de matéria orgânica nos sedimentos é baixa ($6,48 \pm 1,03 \%$), e os valores de LUI refletem uma gama de áreas antropizadas, variando entre 21,93 e 98,87 ($61,71 \pm 21,93$).

Tabela 6. Resumo estatístico das concentrações de HgT, parâmetros físico-químico da água e uso e ocupação dos solos (média, desvio padrão – SD, mínimo - Min, máximo - Max e coeficiente de variação - CV) (CITAR QUE TÁ TODOS OS PARÂMETROS).

Concentrações de HgT	Média	DP	Min	Max	CV
[HgT] Água ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0.0027	0.0009	0.0012	0.0045	35.3
[HgT] Sedimentos em Suspensão ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	169.18	58.30	66.51	307.51	34.5
[HgT] Sedimentos de Fundo ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	20.82	2.35	16.73	25.08	11.3
Sedimentos em Suspensão, Condições ambientais e Intensidade de Uso da Terra					
Sedimentos em Suspensão (MPS, mg.L^{-1})	27.71	9.75	15.09	53.74	35.2
pH	7.53	0.37	6.79	8.06	4.9
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	29.98	1.05	28.29	31.63	3.5
Potencial de oxidação-redução (ORP, mV)	175.06	26.56	140.06	241.25	15.2
Oxigênio dissolvido (OD, mg.L^{-1})	9.63	6.64	6.56	29.57	68.9
Turbidez (NTU)	22.55	2.56	18.36	27.90	11.4
Matéria Orgânica (%MO)	6.48	1.03	4.85	9.23	15.9
Índice de uso do solo (LUI)	61.71	21.93	22.95	98.87	35.5

Os Eixos 1 e 2 da PCA explicaram 68,4 % da variabilidade dos dados (Figura 6). O Eixo 1 explicou 50,68% da variabilidade, e o Eixo 2 explicou apenas 17,73 %. As principais variáveis positivamente correlacionadas no Eixo 1 foram o HgT na água (*loading* = 0,8) e no MPS (*loading* = 0,41), bem como ambos os parâmetros d'água de temperatura (*loading* = 0,9), e pH (*loading* = 0,84). Por outro lado, as principais variáveis correlacionadas negativamente no primeiro eixo foram o HgT nos sedimentos de fundo (*loading* = -0,3), matéria orgânica (*loading* = -0,79), e LUI (*loading* = -0,78). As principais variáveis positivamente correlacionadas no Eixo 2 foram o HgT na água (*loading* = 0,17) e no MPS (*loading* = 0,73), assim como o LUI (*loading* = 0,32). Em contrapartida, as principais variáveis negativamente correlacionadas foram o HgT nos sedimentos de fundo (*loading* = -0,62), matéria orgânica (*loading* = -0,18), e

os parâmetros de temperatura (*loading* = -0,25) e pH (*loading* = -0,3). Não foi possível determinar claramente grupos entre as cidades ou as confluências. A adaptabilidade dos dados foi confirmada a partir do teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO = 0,724) e o teste de esfericidade de Bartlett ($\chi^2(21) = 139,75$ $p = 0,001$).

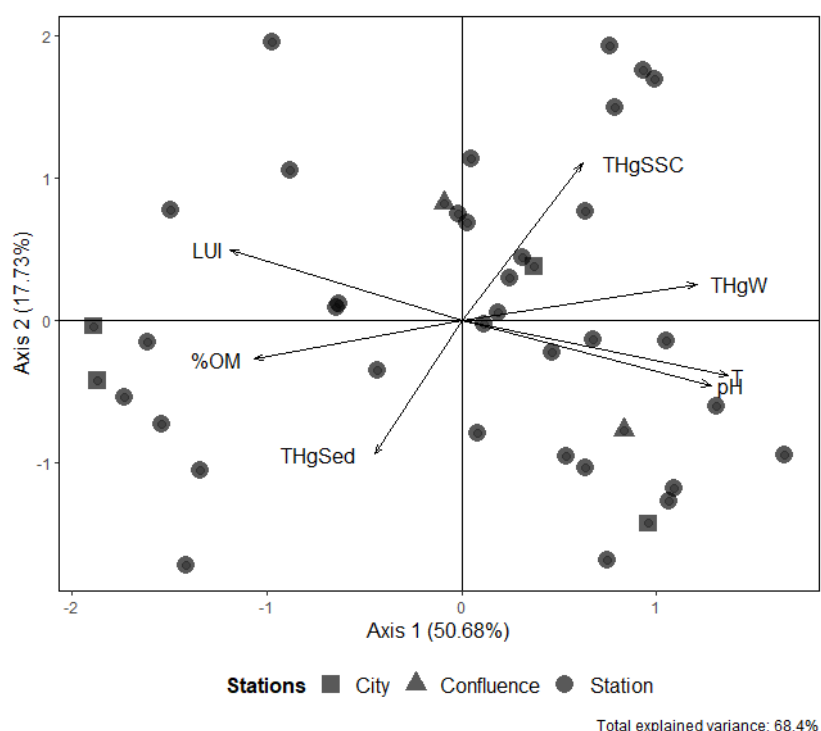


Figura 6. Gráfico bivariado com os *loadings* e os *scores* do PCA 2 vs. PCA 1 para o HgT na água (HgTW) e nos sedimentos de fundo (HgTSed) e em suspensão (HgTSPM), parâmetros d'água (pH, Temperatura – T), matéria orgânica (%OM), e intensidade do uso da terra (LUI).

A krigagem ordinária anisotrópica (16° NE) reduziu a MAE do MPS em 44% quando comparados com modelos isotrópicos. A MAE final do MPS foi de 0.04 (Figura 7). Com três modelos estáveis simultâneos com comportamento semelhante ao modelo Gaussiano ($\alpha = 2$) (que denota turbulência), o RMSE do MPS foi igual a 1.00.

O modelo do MPS, possui uma autocorrelação espacial a curtas distâncias (*nugget* de 30,9), e uma variabilidade espacial moderada (*sill* de 33,91), resultando numa baixa dependência espacial (razão *nugget/sill* > 75%). Essa dependência espacial baixa aponta para fatores exógenos na autocorrelação do material em suspensão. Os modelos estáveis do MPS possuem uma autocorrelação com os *major ranges* chegando a 66,6 km, e variando nos *minor ranges* em distâncias de até 61,1 km (Tabela 7).

Os dois primeiros eixos da PCA apenas com as variáveis auxiliares (pH, Temperatura, %MO, e LUI) para a utilização nas krigagens explicaram 88,1% da variabilidade. Para a aplicação dos modelos espaciais foi utilizado o primeiro 1 com 71.55% da variância total. Nesse sentido, as variáveis positivamente correlacionadas foram %MO (*loading* = 0.68) e o LUI (*loading* = 0.84). Já as variáveis negativamente correlacionadas foram o pH (*loading* = -0.9) e a temperatura (*loading* = -0.93). A MAE final com modelo esférico e com anisotropia foi de 0.008, e o RMSE de 1.

Os *scores* possuem um *nugget* de 0,025, demonstrando alta autocorrelação a curtas distâncias e alta variabilidade espacial (*sill* de 1,95) em relação ao *nugget*, resultando numa alta dependência espacial (razão *nugget/sill* < 25%). Os *scores* variam numa distância muito próxima das concentrações de HgT na água, com um *range* de cerca de 246,6. Esses resultados sugerem que a presença do HgT na água possui uma forte autocorrelação espacial as com as variáveis auxiliares.

Tabela 7

Ajustes dos variogramas das Krigagens Ordinárias (KO) com diferentes alcances (h1, h2, h3) para os MPS e para os *Scores* das variáveis auxiliares.

Variável	<i>Nugget</i>	<i>Sill</i>	<i>Major range</i> (h1; h2; h3)	<i>Minor range</i> (h1; h2; h3)
MPS	30,9	33,91	33,3; 55,5; 66,6	11,1; 33,3; 61,1
Scores	0,025	1,95	246,64	222,2

A base dos ajustes matemáticos para os *scores* é um único modelo esférico, e para o MPS, três modelos estáveis ($\alpha = 2$). Os alcances são em quilômetros (km).

As maiores concentrações do MPS (36,7 – 49,2 mg/L⁻¹) estão na região sul da área de estudo (montante). Já as menores concentrações do MPS (18,9 – 24,7 mg/L⁻¹) estão na região norte (jusante). As concentrações médias (24,8 - 36,6 mg/L⁻¹) do MPS estão na região central da área de estudo.

Semelhante ao HgT nos sedimentos de fundo e ao MPS, os *scores* possuem maiores valores (1,15 – 1,77) a montante, evidenciando a importância do LUI e da %MO para espacialidade do HgT na área. As variáveis com correlação negativa (pH e temperatura) possuem maior relevância (-1,57 – -0,415) próximo a extremidade a jusante da área de estudo. A extremidade norte (jusante) e o centro da área de estudo possuem valores baixos a médios de *scores* (-0,964 – 0,304).

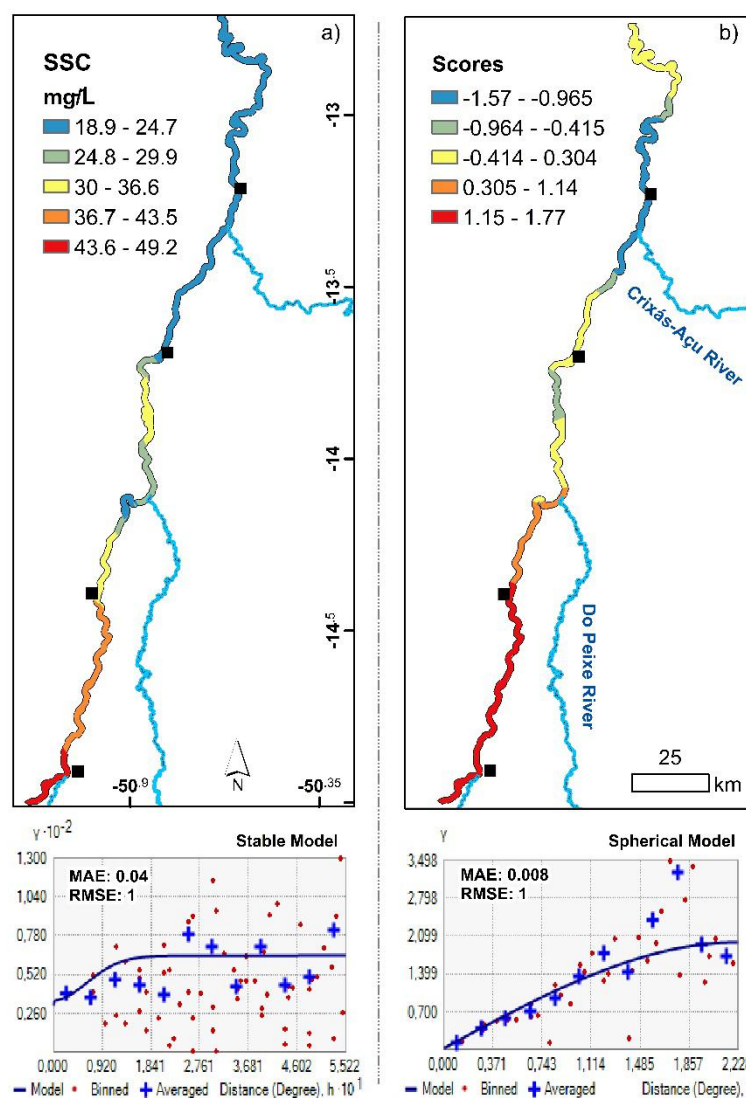


Figura 7. Distribuição espacial e modelo variográfico da krigagem originária do MPS (a) e dos Scores (%OM, LUI, pH e temperatura) (b) Scores junto as cidades (■) e aos tributários (—) ao longo do trecho estudado.

Os modelos isotrópicos, quando comparado com as anisotropias, obtiveram um MAE 37,3% menor na água e 90% menor nos sedimentos de fundo na autocorrelação das concentrações de HgT com os *scores*. Por outro lado, o HgT no MPS apresentou um resultado 92,3% menor com anisotropia (10° NE). Essas diferenciações nas direções das CKs sugerem que o HgT no MPS é mais dependente do fluxo do rio que as outras matrizes. A mudança dos modelos esféricos para os estáveis com comportamento Gaussiano ($\alpha = 2$) nas CKs apontam para a integração das diferentes estruturas espaciais em um ambiente turbulento. Quando comparada com KO, a CK foi 85,2, 97,8 e 50 % mais eficiente nas previsões de HgT na água,

MPS e sedimentos de fundo, respectivamente. Os resultados finais da MAE das CKs foram $1,3 \times 10^{-6}$, 0,008, 0,005 para o HgT na água, MPS, e sedimentos de fundo, respectivamente. Os RMSE foram iguais a 1.00 para as CKs.

Como demonstrado na Tabela 8, a cokrigagem do HgT na água com os *scores* apresentou uma alta dependência espacial (razão *nugget/sill* < 25%) com elevada autocorrelação a curtas distâncias e uma variabilidade considerável (*nugget* = $4,97 \times 10^{-8}$, e *sill* = $1,6 \times 10^{-7}$). A cokrigagem aumentou a continuidade espacial do HgT dissolvido para 284,8 km. O HgT em suspensão depende dos *scores* obteve uma dependência espacial moderada (razão *nugget/sill* > 25%) apontando para importância de fatores exógenos para sua autocorrelação. A cokrigagem diminuiu a variabilidade do HgT no MPS (*sill* = 2.823,2), por outro lado, aumentou a incerteza a curtas distâncias (*nugget* = 1400), e aumentou a autocorrelação para 88,8 km no *major range* e para 44,4 km no *minor range*. A cokrigagem do HgT nos sedimentos de fundo como dependente dos *scores* também obteve uma moderada dependência espacial (*nugget* = 2,8 e *sill* de 5), abaixando consideravelmente a variabilidade espacial (*sill* de 2,8) e evidenciando a importância de fatores exógenos para sua distribuição.

Tabela 8

Ajustes dos variogramas das Cokrigagens (CK) das concentrações de HgT junto aos *Scores*

Variável	<i>Nugget</i>	<i>Sill</i>	<i>Major range</i>	<i>Minor range</i>
HgT Água/Scores	$1,07 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-6}$	248,8	N/D
HgT MPS/Scores	1.400	2.823,2	88,8	44,4
HgT Sedimentos de Fundo/Scores	2,8	5	13,33	N/D

A base dos ajustes matemáticos é o modelo estável ($\alpha = 2$) isotrópico para HgT na água e nos sedimentos de fundo, e anisotrópico para o HgT no MPS, com alcances em quilômetros (km).

A distribuição espacial do HgT na água e nos MPS continuaram com picos na extremidade norte (jusante), porém com menor continuidade dos valores elevados ($0,0041 - 0,0045 \mu\text{g.L}^{-1}$). A CK do HgT nos sedimentos depositados dependente dos *scores* também resultou numa menor heterogeneidade espacial, apresentando menos picos e menor continuidade nos valores elevados (Figura 8).

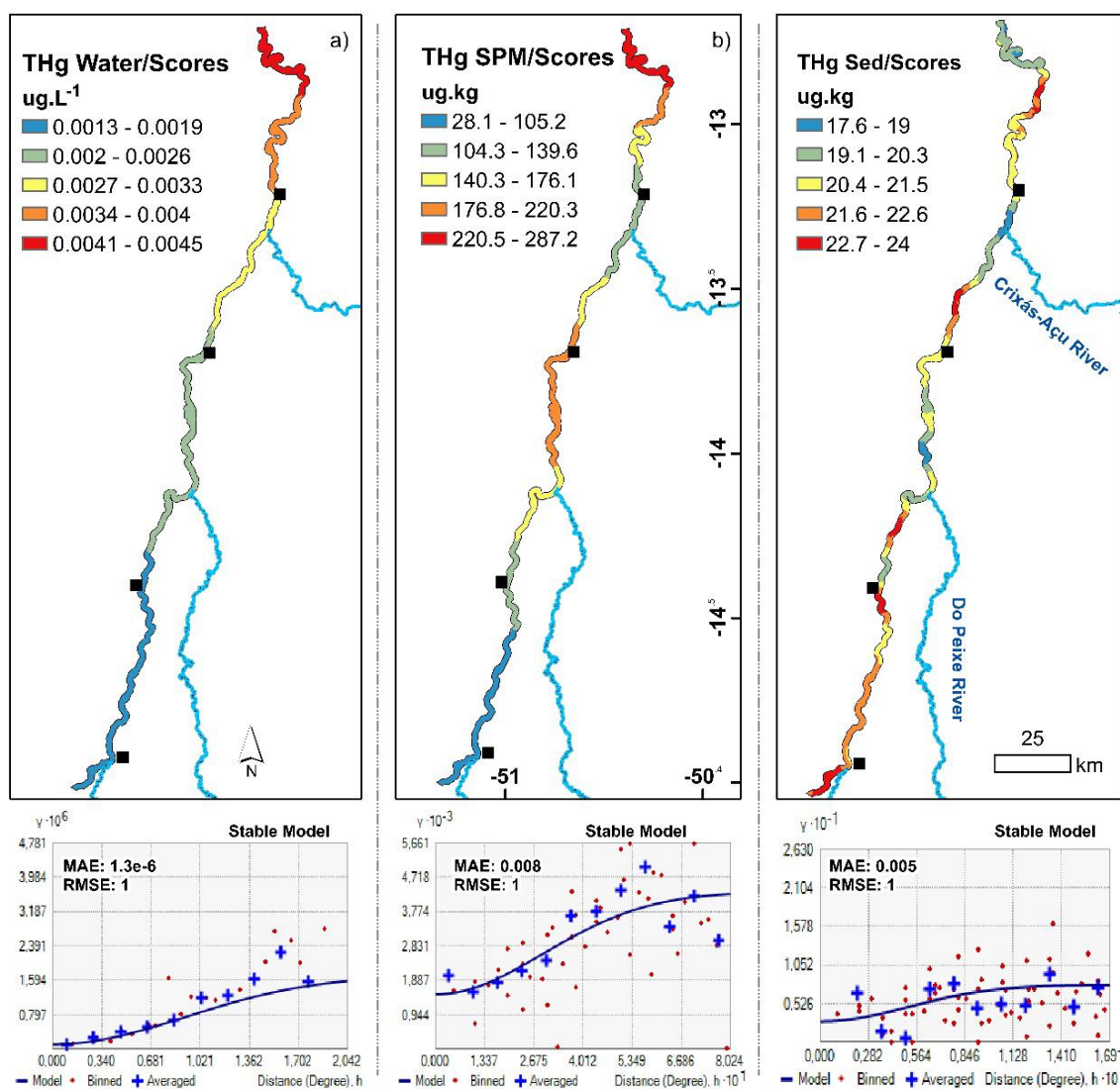


Figura 8. Distribuição espacial e modelo variográfico da cokrigagem (CK) do HgT na água (a) do HgT no MPS (b) e do HgT nos sedimentos de fundo (c) dependente dos *scores* das variáveis auxiliares junto as cidades (■) e aos tributários (—) ao longo do trecho estudado.

4. DISCUSSÃO

A contaminação por mercúrio em sistemas fluviais tropicais tem sido um tema de crescente preocupação global, especialmente em regiões como a Amazônia, onde a interação entre processos naturais e atividades humanas intensifica a mobilidade e disponibilidade desse metal tóxico (Schneider et al., 2023). Estudos em bacias hidrográficas como o Tapajós e o Madeira destacam a influência de atividades antrópicas, como mineração e construção de barragens, na elevação das concentrações de HgT (Roulet et al., 2001; Vieira et al., 2018). No entanto, mesmo em áreas sem fontes pontuais intensivas, como observado no rio Araguaia, a combinação de fatores naturais e alterações no uso da terra pode resultar em níveis significativos de HgT (Monteiro et al., 2023), reforçando a necessidade de monitoramento contínuo e abordagens integradas.

A dinâmica do Hg nos sistemas fluviais é extremamente complexa, sendo influenciada por fatores naturais e antrópicos, e controlada por reações químicas e processos de transporte nas bacias hidrográficas (Driscoll *et al.*, 2007; Hurley *et al.*, 1995). É nesse sentido que as concentrações de HgT covariaram negativamente e positivamente com as variáveis ambientais (LUI, pH e temperatura) no primeiro eixo da PCA. Esses resultados sugerem que as concentrações de HgT estão associadas ao LUI, pH e temperatura, mas de modo complexo. Além disso, os modelos de variograma da CK apresentam um comportamento Gaussiano na autocorrelação do HgT; o que demonstra uma dinâmica espacial turbulenta (Chilès & Delfiner, 1999); portanto, que considera múltiplos fatores ambientais na sua distribuição espacial.

A expansão das atividades agropecuárias na bacia do rio Araguaia emerge como um fator crítico na dinâmica de sedimentos, conforme evidenciado por dados históricos e estudos regionais. Estudos indicam que 52% da área total da bacia está ocupada por práticas agrícolas e pecuárias, cobrindo aproximadamente 20 mil hectares (MapBiomass, 2022). Essa transformação territorial, associada à remoção da cobertura vegetal, compromete a integridade física do solo, reduzindo sua capacidade de reter partículas e aumentando a susceptibilidade à erosão (Nacinovic et al., 2014). A conexão entre essas práticas e o aumento de sedimentos no rio é corroborada por registros históricos: entre 1960 e 2010, a carga sedimentar do Araguaia cresceu 30%, coincidindo com a expansão das fronteiras agrícolas (Latrubesse et al., 2009). Morfologicamente, o rio reflete essas pressões antrópicas. A proliferação de barras efêmeras, a estabilização de ilhas laterais e a formação de um canal central mais eficiente são sintomas diretos do aumento na entrada de sedimentos. Essas mudanças não apenas alteram a hidrodinâmica fluvial, mas também amplificam o transporte de material particulado em

suspensão (MPS), conforme destacado em estudos sobre interfaces aquáticas tropicais (Aquino et al., 2009a; Narayanan et al., 2024).

A análise da distribuição espacial, bem como a PCA apontam para uma correlação positiva entre as concentrações de HgT na água, pH e temperatura no rio Araguaia. Em águas com pH alcalino, como no rio Madeira, o Hg pode formar complexos solúveis com íons hidróxido (OH^-), aumentando sua mobilidade na água (Pestana *et al.*, 2019). Em tal condição, a diminuição de prótons livres na solução, impulsiona a formação de íons, o que facilita a dissociação de grupos ácidos como o carbono orgânico dissolvido (DOC) (Andersson *et al.*, 2000). Com isso, o MPS com alta concentração de HgT pode atuar como uma interface dependendo das condições ambientais, onde as cargas negativas do MPS podem adsorver novamente as cargas positivas do Hg^{2+} (Moore *et al.*, 2009). Vale notar que a mobilidade das concentrações de HgT na água também pode ser favorecida com o aumento da temperatura já que a solubilidade é maior neste caso, ao mesmo tempo que aumenta sua volatilidade (Schuhmacher *et al.*, 1993). Portanto, a quantidade de HgT adsorvido e dissolvido depende da capacidade de adsorção do MPS, que varia de acordo com sua composição (matéria orgânica, óxidos de ferro, etc.). Outros fatores também podem influenciar a concentração de HgT na água nas planícies de inundação como seu alto potencial de oxi-redução.

Os resultados geoestatísticos e da PCA apontam para uma relação espacial inversa entre o HgT na água e ambos, MPS e LUI. As concentrações de HgT na água acompanham a tendência do fluxo (NE), a jusante das altas concentrações de MPS (que por sua vez está espacialmente relacionado ao maior LUI) ressaltando a importância do fluxo para a distribuição do HgT na água (Dendievel *et al.*, 2022; Moraes *et al.*, 2023). É nesse sentido que Bastos *et al.* (2020) aponta que apesar do aumento da entrada de MPS no Madeira, as concentrações de HgT na água na região de barragem não são diretamente influenciadas. Portanto, as altas concentrações de HgT na água podem não refletir diretamente suas fontes de entrada na interface aquática (Schuhmacher *et al.*, 1993).

As concentrações de HgT nos sedimentos de fundo possuem continuidade espacial nas menores distâncias (alcance entre 8 e 13 km), respondendo rapidamente à vizinhança afetada pelo uso dos solos. Isso corrobora com a relação direta apresentada pela PCA e pela distribuição espacial do LUI, em que há maior continuidade de altas concentrações de HgT nos sedimentos de fundo onde os *scores* apresentam maior relevância do LUI e da %MO. Isso indica uma relação entre a entrada constante de particulados e as concentrações de HgT nos sedimentos de fundo (Pestana *et al.*, 2019). Além disso, as análises variográficas apontam que o HgT nos

sedimentos de fundo varia em distâncias semelhantes com a primeira distância de autocorrelação do MPS de 11 km. Nesse sentido, as concentrações de HgT nos sedimentos de fundo podem refletir diretamente o desmatamento e erosão dos solos (Dórea *et al.*, 2023; Monteiro *et al.*, 2023).

A %MO desempenha um papel fundamental na adsorção do HgT nos sedimentos de fundo devido sua afinidade com as frações húmicas e fúlvicas (Fernandes & Monteiro, 2023). Essa interação leva a formação de complexos orgânico-metálico estáveis, mesmo em diferentes condições ambientais, apresentando uma relação direta entre a quantidade de matéria orgânica e as concentrações de HgT (Monteiro *et al.*, 2023). Vale notar que a PCA apresentou uma relação direta entre o aumento da %MO nos sedimentos de fundo e a intensidade do uso dos solos (Roulet *et al.*, 2000).

Além da mobilidade física e química do HgT, processos bioquímicos como a metilação desempenham um papel crítico na transformação do mercúrio inorgânico em metilmercúrio (MeHg), forma altamente tóxica e bioacumulativa (Outridge *et al.*, 2018). Condições redox específicas, como ambientes anaeróbios em sedimentos saturados, favorecem a atividade de microrganismos metiladores, enquanto pH alcalino e temperaturas elevadas podem inibir ou modular essas reações (Gu *et al.*, 2011). No contexto do rio Araguaia, a presença de zonas de inundação e a variabilidade hidrológica sazonal podem criar microambientes propícios à metilação, aumentando o risco de bioacumulação em cadeias tróficas aquáticas (Beckers *et al.*, 2019).

Os achados deste estudo são relevantes para outras regiões tropicais e subtropicais, onde mudanças no uso da terra e variáveis hidrológicas podem influenciar a distribuição do HgT. Embora as técnicas geoestatísticas e a PCA tenham demonstrado robustez na análise da distribuição espacial do HgT, algumas limitações deste estudo devem ser consideradas. A ausência de dados sazonais, particularmente durante o período de cheia, pode ter subestimado a variabilidade espacial e temporal das concentrações de HgT. Além disso, a falta de informações detalhadas sobre a mineralogia dos sedimentos dificulta a identificação precisa das fontes e processos de transporte. Para superar essas lacunas, é recomendado a integração de análises mineralógicas e experimentos de campo controlados, bem como o monitoramento contínuo ao longo de ciclos hidrológicos completos. Abordagens multivariadas combinadas com modelagem hidrológica também podem fornecer esclarecimentos adicionais sobre a dinâmica do HgT em sistemas fluviais complexos.

Os resultados deste estudo têm implicações significativas para a gestão ambiental da bacia do Araguaia. A identificação de áreas críticas de acumulação e mobilização de HgT, principalmente próximas à Ilha do Bananal e regiões com alta intensidade de uso do solo, destaca a necessidade de estratégias de conservação e mitigação. Políticas voltadas para o controle do desmatamento, manejo sustentável do solo e redução da erosão podem minimizar a mobilização de HgT. Além disso, a aplicação de modelos geoestatísticos e ferramentas de análise multivariada pode subsidiar decisões baseadas em evidências, promovendo uma abordagem mais integrada para a gestão de recursos hídricos em regiões tropicais.

5. CONCLUSÕES

A pesquisa atual busca contribuir para o corpo de conhecimento existente, fornecendo uma compreensão mais aprofundada dos padrões de distribuição do HgT e dos fatores que influenciam esses padrões em sistemas aquáticos neotropicais. Os resultados revelam uma relação complexa entre as concentrações de mercúrio total (HgT) em diferentes frações e as variáveis ambientais como o Índice de Urbanização da Paisagem (LUI), pH e temperatura. Foi demonstrado uma interação espacial significativa entre as variáveis ambientais na distribuição do mercúrio nos ecossistemas aquáticos dos sistemas neotropicais. O uso da terra, especialmente a conversão de áreas florestais para atividades agropecuárias, é identificado como principal fator na mobilização de HgT para os rios, enquanto o pH da água e a %MO nos sedimentos desempenham papéis importantes na adsorção e disponibilidade do HgT. O HgT nos sedimentos reflete rapidamente o uso dos solos, onde sua suspensão (HgT no MPS) é a principal variável responsável pelo transporte do HgT. A interação entre HgT na água e no MPS ao longo do curso d'água destaca a importância do fluxo. O MPS carrega o Hg das áreas de entrada para outras partes do sistema, facilitando tanto a dispersão quanto a deposição do mercúrio em diferentes locais. A autocorrelação da dinâmica espacial (CK) das concentrações de HgT é melhorado junto as principais variáveis ambientais levantadas.

6. REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas (ANA), 2019. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - SNIRH. Hidroweb. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb>. Acessado em: 03 mai. 2023.
- Adler Miserendino, R., Guimarães, J.R.D., Schudel, G., Ghosh, S., Godoy, J.M., Silbergeld, E.K., Lees, P.S.J., Bergquist, B.A., 2018. Mercury Pollution in Amapá, Brazil: Mercury Amalgamation in Artisanal and Small-Scale Gold Mining or Land-Cover and Land-Use Changes? *ACS Earth Sp. Chem.* 2, 441–450. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.7b00089>
- Almeida, M.D., Lacerda, L.D., Bastos, W.R., Herrmann, J.C., 2005. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. *Environ. Pollut.* 137, 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.026>
- Andersson, S., Nilsson, S.I., Sætre, P., 2000. DOC and DON affected by temperature and pH.pdf. *Soil Biol Biochem* 32, 1–10.
- Aquino, S., Latrubesse, E., Bayer, M., 2009a. Assessment of wash load transport in the Araguaia River (Aruanã gauge station), central Brazil. *Lat. Am. J. Sedimentol. Basin Anal.* 16, 119–128.

- Aquino, S., Latrubesse, E.M., Souza Filho, E.E. de, 2009b. Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Rev. Bras. Geomorfol.* 10, 43–54. <https://doi.org/10.20502/rbg.v10i1.116>
- Barreto, S.R.G., Barreto, W.J., Deduch, E.M., 2011. Determination of Partition Coefficients of Metals in Natural Tropical Water. *Clean - Soil, Air, Water* 39, 362–367. <https://doi.org/10.1002/clen.201000271>
- Bastos, W., Malm, O., Pfeiffer, W.C., Cleary, D., 1998. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. *Ciência e Cult. J. Brazilian Assoc. Adv. Sci.* 50, 255–260.
- Bastos, W.R., Dórea, J.G., Lacerda, L.D., Almeida, R., Costa-Junior, W.A., Baía, C.C., Sousa-Filho, I.F., Sousa, E.A., Oliveira, I.A.S., Cabral, C.S., Manzatto, A.G., Carvalho, D.P., Ribeiro, K.A.N., Malm, O., 2020. Dynamics of Hg and MeHg in the Madeira River basin (Western Amazon) before and after impoundment of a run-of-river hydroelectric dam. *Environ. Res.* 189. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109896>
- Beckers, F., Awad, Y.M., Beiyuan, J., Abrigata, J., Mothes, S., Tsang, D.C.W., Ok, Y.S., Rinklebe, J., Mahmoud, Y., Beiyuan, J., Abrigata, J., Mothes, S., 2019. Impact of biochar on mobilization, methylation, and ethylation of mercury under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. *Environ. Int.* 127, 276–290. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.040>
- Beldowska, M., Saniewska, D., Gębka, K., Kwasigroch, U., Korejwo, E., Kobos, J., 2018. Simple screening technique for determination of adsorbed and absorbed mercury in particulate matter in atmospheric and aquatic environment. *Talanta* 182, 340–347. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2018.01.082>
- Berzas Nevado, J.J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R.C., Guzmán Bernardo, F.J., Jiménez Moreno, M., Herculano, A.M., do Nascimento, J.L.M., Crespo-López, M.E., 2010. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. *Environ. Int.* 36, 593–608. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.03.011>
- Cambardella, C.A., Moorman, T.B., Novak, J.M., Parkin, T.B., Karlen, D.L., Turco, R.F., Konopka, A.E., 1994. Field scale variability.pdf. *Soil Sci. Soc. Am. J.*
- Cattle, J.A., McBratney, A.B., Minasny, B., 2002. Kriging Method Evaluation for Assessing the Spatial Distribution of Urban Soil Lead Contamination. *J. Environ. Qual.* 31, 1576–1588. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1576>
- Córdoba-Tovar, L., Marrugo-Negrete, J., Ramos Barón, P.A., Calao-Ramos, C.R., Díez, S., 2023. Toxic metal(oids) levels in the aquatic environment and nuclear alterations in fish in a tropical river impacted by gold mining. *Environ. Res.* 224. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115517>
- CPRM, 2004. Carta geológica do Brasil ao milionésimo - SF 24. Cia. Pesqui. Recur. Minerais 1.
- Crespo-Lopez, M.E., Augusto-Oliveira, M., Lopes-Araújo, A., Santos-Sacramento, L., Yuki Takeda, P., Macchi, B. de M., do Nascimento, J.L.M., Maia, C.S.F., Lima, R.R., Arrifano, G.P., 2021. Mercury: What can we learn from the Amazon? *Environ. Int.* 146. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106223>
- Dendievel, A.M., Grosbois, C., Ayrault, S., Evrard, O., Coynel, A., Debret, M., Gardes, T.,

- Euzen, C., Schmitt, L., Chabaux, F., Winiarski, T., Van Der Perk, M., Mourier, B., 2022. Key factors influencing metal concentrations in sediments along Western European Rivers: A long-term monitoring study (1945–2020). *Sci. Total Environ.* 805. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149778>
- Des, Â., Ometo, J.P.H.B., Martinelli, L.A., Victoria, M., Krusche, A. V, Victoria, R.L., Williams, M., 2000. Ometo 2000 FwB(樊01).pdf.
- Dórea, J.G., Monteiro, L.C., Elias Bernardi, J.V., Fernandes, I.O., Barbosa Oliveira, S.F., Rodrigues de Souza, J.P., Sarmiento Rodrigues, Y.O., Galli Vieira, L.C., Rodrigues de Souza, J., 2023. Land use impact on mercury in sediments and macrophytes from a natural lake in the Brazilian savanna. *Environ. Pollut.* 337. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122414>
- Driscoll, C.T., Han, Y., Chen, C.Y., Evers, D.C., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Kamman, N.C., Munson, R.K., 2007. Mercury Contamination in Forest and Freshwater Ecosystems in the Northeastern United States 57, 17–28.
- Fernandes, I.O., Monteiro, L.C., 2023. Mercury Dynamics in Organisms , Litter , and Soils of the Middle Araguaia Floodplain in Brazil.
- General, M., Theoretical, A., Document, B., 2022. Collection. *Encycl. Anim. Cogn. Behav.* 1520–1521. https://doi.org/10.1007/978-3-319-55065-7_300429
- Geostatistics, n.d.
- Gomes, P.R., Pestana, I.A., de Almeida, M.G., de Oliveira, B.C.V., de Rezende, C.E., 2022. Effects of illegal gold mining on Hg concentrations in water, Pistia stratiotes, suspended particulate matter, and bottom sediments of two impacted rivers (Paraíba do Sul River and Muriaé River), Southeastern, Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 194. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10477-y>
- Grimaldi, C., Grimaldi, M., Guedron, S., 2008. Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes 1. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.001>
- Gu, B., Bian, Y., Miller, C.L., Dong, W., Jiang, X., Liang, L., 2011. Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108, 1479–1483. <https://doi.org/10.1073/pnas.1008747108>
- Gu, B., Mishra, B., Miller, C., Wang, W., Lai, B., Brooks, S.C., Kemner, K.M., Liang, L., 2014. X-ray fluorescence mapping of mercury on suspended mineral particles and diatoms in a contaminated freshwater system. *Biogeosciences* 11, 5259–5267. <https://doi.org/10.5194/bg-11-5259-2014>
- Guzmán-Uria, F., Morales-Belpaire, I., Achá-Cordero, D., Pouilly, M., 2020. Particulate mercury and particulate organic matter in the Itenez basin (Bolivia). *Appl. Sci.* 10, 1–10. <https://doi.org/10.3390/app10238407>
- Ha, H., Olson, J.R., Bian, L., Rogerson, P.A., 2014. Analysis of heavy metal sources in soil using kriging interpolation on principal components. *Environ. Sci. Technol.* 48, 4999–5007. <https://doi.org/10.1021/es405083f>
- Hurley, J.P., Benoit, J.M., Babiarz, C.L., Shafer, M.M., Andren, A.W., Van, J.R.S., Hammond, R., Webb, D.A., 1995. Influences of Watershed Characteristics on Mercury Levels in Wisconsin Rivers. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1867–1875.

<https://doi.org/10.1021/es00007a026>

- Irion, G., Nunes, G.M., Nunes-da-Cunha, C., de Arruda, E.C., Santos-Tambelini, M., Dias, A.P., Morais, J.O., Junk, W.J., 2016. Araguaia River Floodplain: Size, Age, and Mineral Composition of a Large Tropical Savanna Wetland. *Wetlands* 36, 945–956. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0807-y>
- Latrubesse, E.M., Amsler, M.L., de Morais, R.P., Aquino, S., 2009. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River. *Geomorphology* 113, 239–252. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.03.014>
- Latrubesse, E.M., Stevaux, J.C., 2002. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. *Zeitschrift fur Geomorphol. Suppl.* 129, 109–127.
- Liu, R.-P., Xu, Y.-N., Zhang, J.-H., 2019. The Relationship and Influencing Factors Water-Gas Interface Mercury Emission Flux and Water Suspended Mercury of a Gold Mining Area River 407–415. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61630-8_35
- Liu, Y., Li, L., Zhao, S., Song, S., 2021. A global surrogate model technique based on principal component analysis and Kriging for uncertainty propagation of dynamic systems. *Reliab. Eng. Syst. Saf.* 207, 107365. <https://doi.org/10.1016/j.ress.2020.107365>
- Lourenço, R.W., Landim, P.M.B., 2005. Public health risk maps using geostatistical methods. *Cad. saúde pública / Ministério da Saúde, Fundação Oswaldo Cruz, Esc. Nac. Saúde Pública* 21, 150–160. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2005000100017>
- Maia, P.D., Maurice, L., Tessier, E., Amouroux, D., Cossa, D., Pérez, M., Moreira-Turcq, P., Rhéault, I., 2009. Mercury distribution and exchanges between the Amazon River and connected floodplain lakes. *Sci. Total Environ.* 407, 6073–6084. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.015>
- Malov, V., Subetto, D., Strakhovenko, V., Ovdina, E., Belkina, N., 2022. Distribution of Mercury in the Water-Suspended Matter-Bottom Sediments System of the Lake Onego Water Area. *Minerals* 12. <https://doi.org/10.3390/min12111410>
- Markus, J., McBratney, A.B., 2001. A review of the contamination of soil with lead II. Spatial distribution and risk assessment of soil lead. *Environ. Int.* 27, 399–411. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00049-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00049-6)
- Meyer, M.L., Johnson, D.K., 1998. Transport of Mercury in Three Contrasting River Basins 32, 456–462.
- Meyer, M.L., Johnson, D.K., 1997. Mercury and Suspended Sediment Loadings in the Lower Minnesota River 31, 198–202.
- Monteiro, L.C., Vieira, L.C.G., Bernardi, J.V.E., Moraes, L. de C., Rodrigues, Y.O.S., de Souza, J.P.R., de Souza, J.R., Bastos, W.R., Passos, C.J.S., Dórea, J.G., 2023. Ecological risk of mercury in bottom sediments and spatial correlation with land use in Neotropical savanna floodplain lakes, Araguaia River, Central Brazil. *Environ. Res.* 238. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117231>
- Moore, C.W., Cosby, B.J., Galloway, J.N., Castro, M.S., 2009. Relationship between pH and stream water total mercury concentrations in shenandoah National Park. *Water. Air. Soil Pollut.* 201, 233–238. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9940-4>

- Moraes, L., Bernardi, J.V.E., de Souza, J.P.R., Portela, J.F., Vieira, L.C.G., Sousa Passos, C.J., de Souza, J.R., Bastos, W.R., Monteiro, L.C., Rodrigues, Y.O.S., Dorea, J.G., 2023. Sediment Mercury, Geomorphology and Land Use in the Middle Araguaia River Floodplain (Savanna Biome, Brazil). *Soil Syst.* 7, 97. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7040097>
- Mousavi, A., Chávez, R.D., Ali, A.M.S., Cabaniss, S.E., 2011. Mercury in natural waters: A Mini-Review. *Environ. Forensics* 12, 14–18. <https://doi.org/10.1080/15275922.2010.547549>
- Nacinovic, M.G.G., Mahler, C.F., Avelar, A. de S., 2014. Soil erosion as a function of different agricultural land use in Rio de Janeiro. *Soil Tillage Res.* 144, 164–173. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.002>
- Narayanan, A., Cohen, S., Gardner, J.R., 2024. Riverine sediment response to deforestation in the Amazon basin. *Earth Surf. Dyn.* 12, 581–599. <https://doi.org/10.5194/esurf-12-581-2024>
- Nguyen, N.T.T., Volkova, I. V., Egorova, V.I., 2019. Distribution of Mercury in Water and Bottom Sediments of the Estuary Area of the Red River (Vietnam). *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 224. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/224/1/012047>
- Outridge, P.M., Mason, R.P., Wang, F., Guerrero, S., 2018. Nations Global Mercury Assessment 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01246>
- Ouyang, Y., Higman, J., Campbell, D., Davis, J., 2003. Three-dimensional kriging analysis of sediment mercury distribution: A case study. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 39, 689–702. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb03685.x>
- Pellicice, F.M., Agostinho, A.A., Akama, A., Andrade Filho, J.D., Azevedo-Santos, V.M., Barbosa, M.V.M., Bini, L.M., Brito, M.F.G., dos Anjos Candeiro, C.R., Caramaschi, É.P., Carvalho, P., de Carvalho, R.A., Castello, L., das Chagas, D.B., Chamon, C.C., Colli, G.R., Daga, V.S., Dias, M.S., Diniz Filho, J.A.F., Fearnside, P., de Melo Ferreira, W., Garcia, D.A.Z., Krolow, T.K., Kruger, R.F., Latrubesse, E.M., Lima Junior, D.P., de Fátima Lolis, S., Lopes, F.A.C., Loyola, R.D., Magalhães, A.L.B., Malvasio, A., De Marco, P., Martins, P.R., Mazzoni, R., Nabout, J.C., Orsi, M.L., Padial, A.A., Pereira, H.R., Pereira, T.N.A., Perônico, P.B., Petreire, M., Pinheiro, R.T., Pires, E.F., Pompeu, P.S., Portelinha, T.C.G., Sano, E.E., dos Santos, V.L.M., Shimabukuro, P.H.F., da Silva, I.G., Souza, L.B. e., Tejerina-Garro, F.L., de Campos Telles, M.P., Teresa, F.B., Thomaz, S.M., Tonella, L.H., Vieira, L.C.G., Vitule, J.R.S., Zuanon, J., 2021. Large-scale Degradation of the Tocantins-Araguaia River Basin. *Environ. Manage.* 68, 445–452. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01513-7>
- Pestana, I.A., Almeida, M.G., Bastos, W.R., Souza, C.M.M., 2019. Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western Amazon: Influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters. *Sci. Total Environ.* 656, 388–399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.388>
- Portela, J.F., de Souza, J.P.R., Tonhá, M. de S., Bernardi, J.V.E., Garnier, J., Souzade, J.R., 2020. Evaluation of total mercury in sediments of the descoberto river environmental protection area—brazil. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17. <https://doi.org/10.3390/ijerph17010154>
- Raj, D., Chowdhury, A., Maiti, S.K., 2017. Ecological risk assessment of mercury and other

- heavy metals in soils of coal mining area: A case study from the eastern part of a Jharia coal field, India. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 23, 767–787.
<https://doi.org/10.1080/10807039.2016.1278519>
- Rodrigues, Y.O.S., Dórea, J.G., Landim, P.M.B., Bernardi, J.V.E., Monteiro, L.C., de Souza, J.P.R., Pinto, L. de C.M., Fernandes, I.O., de Souza, J.V.V., Sousa, A.R., Sousa, J. de P., Maciel, B.L.O., Delvico, F.M. dos S., de Souza, J.R., 2022. Mercury spatiality and mobilization in roadside soils adjacent to a savannah ecological reserve. *Environ. Res.* 205. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112513>
- Rodríguez Martín, J.A., Carbonell Martín, G., López Arias, M., Grau Corbí, J.M., 2009. Mercury content in topsoils, and geostatistical methods to identify anthropogenic input in the Ebro basin (Spain). *Spanish J. Agric. Res.* 7, 107.
<https://doi.org/10.5424/sjar/2009071-403>
- Rodriguez, P., 2009. Assessing the Geographic Distribution of Mercury and Lead in the Buffalo River 93.
- Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., Courcelles, M., Guimarães, J.R.D., Mergler, D., Amorim, M., 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chem. Geol.* 165, 243–266.
[https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(99\)00172-2](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(99)00172-2)
- Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., De Freitas Goch, Y.G., Pacheco Peleja, J.R., Guimarães, J.R.D., Mergler, D., Amorim, M., 2001. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers, Brazil. *Limnol. Oceanogr.* 46, 1141–1157. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.5.1141>
- Roulet, M., Lucotte, M., Farella, N., Serique, G., Coelho, H., Sousa Passos, C.J., Da Silva, E.D.J., De Andrade, P.S., Mergler, D., Guimarães, J.R.D., Amorim, M., 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water. Air. Soil Pollut.* 112, 297–313. <https://doi.org/10.1023/A:1005073432015>
- Roulet, M., Lucotte, M., Saint-Aubin, A., Tran, S., Rhéault, I., Farella, N., De Jesus Da Silva, E., Dezencourt, J., Sousa Passos, C.J., Santos Soares, G., Guimarães, J.R.D., Mergler, D., Amorim, M., 1998. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajos River Valley, Para state, Brazil. *Sci. Total Environ.* 223, 1–24. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00265-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00265-4)
- Schneider, L., Fisher, J.A., Diéguez, M.C., Fostier, A.H., Guimaraes, J.R.D., Leaner, J.J., Mason, R., 2023. A synthesis of mercury research in the Southern Hemisphere, part 1: Natural processes. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-023-01832-5>
- Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Llobet, J.M., Corbella, J., 1993. Evaluation of the effect of temperature, pH, and bioproduction on Hg concentration in sediments, water, molluscs and algae of the delta of the Ebro river. *Sci. Total Environ.* 134, 117–125.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(05\)80010-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(05)80010-5)
- Suizu, T.M., Latrubesse, E.M., Bayer, M., 2023. Geomorphic diversity of the middle Araguaia River, Brazil: A segment-scale classification to support river management. *J. South Am. Earth Sci.* 121. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104166>
- Sun, L., Guo, D., Liu, K., Meng, H., Zheng, Y., Yuan, F., Zhu, G., 2019. Catena Levels , sources , and spatial distribution of heavy metals in soils from a typical coal industrial city of Tangshan , China. *Catena* 175, 101–109.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.014>

- Telmer, K., Costa, M., Angélica, R.S., Araujo, E.S., Maurice, Y., 2006. The source and fate of sediment and mercury in the Tapajós River, Pará, Brazilian Amazon: Ground- and space-based evidence. *J. Environ. Manage.* 81, 101–113.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.027>
- U.S., E.P.A., 2002. Method 1631, Revision E: Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. United States Environ. Prot. Agency 1–34.
- Valente, C.R., Latrubesse, E.M., Ferreira, L.G., 2013. Relationships among vegetation, geomorphology and hydrology in the Bananal Island tropical wetlands, Araguaia River basin, Central Brazil. *J. South Am. Earth Sci.* 46, 150–160.
<https://doi.org/10.1016/j.jsames.2012.12.003>
- Vieira, M., Bernardi, J.V.E., Dórea, J.G., Rocha, B.C.P., Ribeiro, R., Zara, L.F., 2018. Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environ. Pollut.* 235, 771–779.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.020>
- Zhen, J., Pei, T., Xie, S., 2019. Kriging methods with auxiliary nighttime lights data to detect potentially toxic metals concentrations in soil. *Sci. Total Environ.* 659, 363–371.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.330>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados demonstram a complexidade da dinâmica do mercúrio total (HgT) em sistemas aquáticos neotropicais, com ênfase no rio Araguaia, onde as concentrações de HgT na água, no material particulado em suspensão (MPS) e nos sedimentos de fundo são fortemente influenciadas por fatores ambientais e antrópicos. A interação entre variáveis como o uso do solo, pH, temperatura e composição mineralógica dos sedimentos desempenha um papel fundamental na mobilização, transporte e deposição do HgT ao longo do curso d'água. A erosão acelerada associada à conversão de áreas florestais para atividades agropecuárias emerge como um dos principais responsáveis pela entrada de HgT nos rios, enquanto a sinuosidade do canal e a hidrodinâmica local, especialmente na região da ilha do Bananal, modulam os padrões espaciais de retenção e liberação do mercúrio. Esses achados destacam a importância das bacias neotropicais no ciclo global do Hg e apontam para a necessidade de políticas públicas que promovam práticas sustentáveis de manejo do solo, visando mitigar os impactos das atividades humanas sobre os ecossistemas aquáticos e a saúde humana.

Além disso, este estudo contribui para uma compreensão mais aprofundada dos mecanismos que regem a distribuição espacial do HgT em ambientes aquáticos tropicais, evidenciando a relação direta entre o uso da terra e a disponibilidade de mercúrio nos sistemas fluviais. O MPS surge como a principal via de transporte de HgT, sendo altamente eficiente na dispersão de partículas finas ricas em mercúrio ao longo do rio, enquanto os sedimentos de fundo refletem rapidamente as alterações no uso do solo e nas condições ambientais locais. A análise espacial das concentrações de HgT, aliada às variáveis ambientais, revela padrões de autocorrelação que ajudam a explicar a dinâmica de transporte e deposição do mercúrio em diferentes escalas. Esses resultados ressaltam a relevância de abordagens integradas e multivariadas para monitoramento contínuo e gestão sustentável dos recursos hídricos em regiões tropicais, fornecendo subsídios científicos para estratégias de conservação e mitigação dos impactos ambientais relacionados ao mercúrio.