



Serviço Público Federal
Universidade Federal do Pará
Campus Universitário de Altamira
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

PPGBC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Ane Emanuelle Queiroga Mendes

CÁDMIO, COBRE E CHUMBO NO XINGU EM ÀREAS SOB INFLUÊNCIA DA
USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA)

Orientadora: Profa. Dra. Tatiana da Silva Pereira

Coorientador: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Lima

ALTAMIRA - PA

MARÇO – 2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS ALTAMIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Ane Emanuelle Queiroga Mendes

CÁDMIO, COBRE E CHUMBO NO XINGU EM ÁREAS SOB INFLUÊNCIA
DA USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA)

Orientadora: Profª. Dra. Tatiana da Silva Pereira

Coorientador: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Lima

Dissertação a apresentada à Universidade Federal do Pará, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação para obtenção do título de mestre em Biodiversidade e Conservação.

ALTAMIRA – PA

MARÇO – 2023

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

M538c Mendes, Ane Emanuelle Queiroga.
Cádmio, Cobre e Chumbo no Xingu em áreas sob influência da
Usina Hidrelétrica Belo Monte (Amazônia) / Ane Emanuelle
Queiroga Mendes. — 2023.
viii, 85 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Tatiana da Silva Pereira
Coorientador(a): Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Lima
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Campus Universitário de Altamira, Programa de Pós-Graduação
em Biodiversidade e Conservação, Altamira, 2023.

1. elementos potencialmente tóxicos. 2. contaminação. 3.
reservatório hidrelétrico. 4. peixes. 5. sedimento. I. Título.

CDD 571.951

Dedicatória

Dedico aos meus eternos avós Joana Augusta e Carlos, em memória.

Dedico aos meus pais, Jailton Queiroga e Angélica de Jesus.

Dedico ao meu esposo João Paulo Morais de Lira, pelo apoio incondicional.

Dedico ao meu filho Isaias Teixeira de Lira Neto, por ser meu combustível diário.

Dedico também a minha orientadora Profa. Dra. Tatiana da Silva Pereira, pela confiança, disposição, paciência, amizade, incentivo e excelente orientação.

“Toda as vitórias ocultam uma abdicação”.

- Simone de Beauvoir

Agradecimentos

À Universidade Federal do Pará e ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação (PPGBC) por contribuir com a minha formação acadêmica.

Ao Plano de Desenvolvimento Regional Sustentável do Xingu (PDRSX) por proporcionar o financiamento do projeto desta pesquisa de mestrado (Projeto 331/2017).

À Fundação Amazônia de Amparo à Estudos e Pesquisas do Estado do Pará (FAPESPA) pela bolsa de estudo a mim concedida.

Ao Instituto Evandro Chagas (IEC) em Ananindeua-PA por possibilitar e ceder o laboratório para as análises laboratoriais deste estudo. Agradeço a todos que proporcionaram um apoio técnico.

À minha tão querida orientadora, Profa. Dra. Tatiana da Silva Pereira, por ter confiado em mim desde o começo, pela sua orientação e por colaborar com a minha formação quanto cientista ao decorrer desses anos. Obrigado pela sua disposição em ouvir. Por, em vários momentos me aconselhar e, acreditar em mim mais do que eu mesma. E especialmente, pela paciência nessa etapa final. Saiba que a senhora é um exemplo para mim. Muito obrigada!

Ao Dr. Marcelo de Oliveira Lima pela coorientação e colaboração com este estudo.

Ao Prof. Dr. Leandro de Melo e à toda equipe do Laboratório de Aquicultura e Peixes Ornamentais do Xingu (LAQUAX), pelo auxílio nas coletas de campo.

À todos os professores do PPGBC, que durante essa caminhada contribuíram para minha formação e compartilharam de seus conhecimentos. Muito obrigada!

À minha parceira de pesquisa, Thais Nascimento, pela imensurável ajuda em todo o processo desse estudo ao longo desses dois anos. Sua ajuda prática no processo laboratorial, nas análises dos dados e seu ombro amigo foi fundamental para a realização deste trabalho e para a minha formação.

Aos meus pais, pelo amor, ensinamentos, dedicação e pelo exemplo de honestidade e caráter que é para mim, ainda que a dois mil quilômetros de distância.

Ao meu esposo, João Paulo, por todo o suporte, atenção e carinho. Sua escuta e seu cuidado foram e são um conforto diário. Obrigado por ter caminhado junto à mim nesses dois anos com tanto amor, paciência e sabedoria.

Ao meu filho, Isaias Neto que, com apenas um ano e quatro meses de idade me ensina tanto sobre amor, cuidado, prosperidade e me faz buscar por um mundo melhor constantemente. Filho, obrigada pelos seus beijinhos, abraços, por me emocionar ao escutar você me chamando de “mamãe” e dizendo “amo”. Seu carinho e compreensão alimenta o meu coração todos os dias. Quando você crescer, irei te mostrar tudo o que passamos juntos em busca desse sonho.

Á minha prima-irmã, Bruna Grazielle, pela empatia, pelo exemplo que é para mim, por todos seus ensinamentos e principalmente, por me incentivar incansavelmente a realizar este mestrado desde o início. E também aos meus primos Rodrigo Jacomel e Licia Jackeline, que participaram dessa caminhada.

Á minha amiga de longa data, Ana Luiza, que desde a graduação sonhamos juntas com este mestrado e agora estamos realizando, mesmo que em programas diferentes e com uma distância considerável.

Á minha irmã Rosangela e minha sobrinha Júlia, que mesmo sem a presença física estiveram ao meu lado, me apoiando e incentivando.

Á família que ganhei através do meu esposo, em especial aos meus sogros, Isaias e Samara e as minhas cunhadas Adriana e Mayrla que foram pessoas queridas e essenciais.

Á Deus, pela vida e pela força para seguir no caminho correto e concluir este trabalho em meio a tantas dificuldades e provações.

Por fim, agradeço a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

Sumário

Resumo Geral.....	9
Abstract	10
1. Introdução Geral.....	10
2. Material e Métodos	18
3. Referencial Bibliográfico	26
Manuscrito	39
Resumo	41
1. Introdução.....	43
1. Material e Métodos.....	47
3. Resultados	50
4. Discussão	58
5. Referências Bibliográficas	68

Resumo Geral

Em regiões com grande potencial hidrelétrico como a Amazônia, ecossistemas aquáticos são constantemente expostos por Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs). Assim, é necessário entender as respostas ambientais e biológicas dos diferentes organismos que vivem em área impactada por uma usina hidrelétrica. Neste estudo, o objetivo foi avaliar as concentrações de cádmio (Cd), cobre (Cu) e chumbo (Pb) em água, sedimento e o músculo de dois peixes com posições tróficas diferentes, um carnívoro e um detritívoro (*Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthurus*) em área de influência da Usina Hidrelétrica Belo Monte (UHEBM). Um total de 16 amostras para água, 24 para sedimento e 127 peixes foram coletados ao longo de oito pontos estratégicos do rio Xingu em 2020 no período de seca amazônica. As análises de Cd, Cu e Pb em água, sedimento e no músculo dos peixes foram realizadas por meio de espectrometria de massas com plasma acoplado por indução. Na água, o Pb foi o único elemento detectado no reservatório principal da UHEBM. Em sedimento, as concentrações de Cd foram maiores a jusante da casa de força principal da usina hidrelétrica, Cu apresentou maiores concentrações na Volta Grande do Xingu (VG) e Pb apresentou maiores concentrações na região dos reservatórios. Os resultados das análises de Cd, Cu e Pb no músculo dos peixes demonstraram uma resposta específica da espécie, do tecido analisado e do local de amostragem. *Cichla melaniae* apresentaram peso e comprimento-padrão maiores que *Baryancistrus xanthurus*. *Cichla melaniae* apresentou maiores concentrações de Cd na área do reservatório. Concentrações de Cu foram maiores em *Baryancistrus xanthurus* em área fora da influência da hidrelétrica. A presença de Pb foi encontrada em maior concentração em *Baryancistrus xanthurus* da região da VG. As concentrações para os elementos não-essenciais como Cd e Pb estão dentro dos padrões estabelecidos pela legislação, no entanto, observamos que ambas as espécies deste estudo podem estar apresentando deficiência de Cu (valores inferiores a 3 mg/kg^{-1}), uma vez que este elemento, é um micronutriente necessário em processos biológicos de peixes. Os resultados encontrados confirmam a necessidade de uma rede de monitorização contínua desses elementos em regiões sob influência da UHEBM, a fim de fornecer informações amplas sobre o destino dos elementos nesse sistema aquático e conseqüentemente, reduzir risco de contaminação ou efeitos adversos pela deficiência de nutrientes essenciais a toda cadeia alimentar.

Palavras-chaves: elementos potencialmente tóxicos; reservatório hidrelétrico; peixes; sedimento.

Abstract

In regions with great hydroelectric potential such as the Amazon, aquatic ecosystems are constantly exposed by Potentially Toxic Elements (PTEs). Thus, it is necessary to understand the environmental and biological responses of different organisms living in an area impacted by a hydroelectric power plant. In this study, the objective was to evaluate the concentrations of cadmium (Cd), copper (Cu) and lead (Pb) in water, sediment and the muscle of two fishes with different trophic positions, a carnivore and a detritivore (*Cichla melaniae* and *Baryancistrus xanthellus*) in an area of influence of the Belo Monte Hydroelectric Power Plant (UHEBM). A total of 16 water, 24 sediment, and 127 fish samples were collected along eight strategic points of the Xingu River in 2020 during the Amazon drought period. Analyses of Cd, Cu and Pb in water, sediment and in fish muscle were performed by inductively coupled plasma mass spectrometry. In water, Pb was the only element detected in the main reservoir of UHEBM. In sediment, Cd concentrations were higher downstream of the main powerhouse of the hydroelectric power plant, Cu showed higher concentrations in the Volta Grande do Xingu (VG) and Pb showed higher concentrations in the reservoir region. The results of the analysis of Cd, Cu and Pb in fish muscle showed a specific response of the species, the analyzed tissue and the sampling site. *Cichla melaniae* had higher weight and standard length than *Baryancistrus xanthellus*. *Cichla melaniae* showed higher Cd concentrations in the reservoir area. Cu concentrations were higher in *Baryancistrus xanthellus* in the area outside the influence of the dam. Pb was found in higher concentration in *Baryancistrus xanthellus* from the VG area. The concentrations for non-essential elements such as Cd and Pb are within the standards established by legislation, however, we observed that both species in this study may be presenting Cu deficiency (values below 3 mg/kg-1), since this element is a micronutrient necessary in biological processes of fish. The results found confirm the need for a continuous monitoring network of these elements in regions under the influence of UHEBM, in order to provide ample information about the fate of elements in this aquatic system and consequently reduce risk of contamination or adverse effects by the deficiency of essential nutrients to the entire food chain

Keywords: potentially toxic elements; hydroelectric reservoir; fish; sediment.

1. Introdução Geral

Com o aumento das atividades humanas, somado ao uso inadequado dos recursos naturais, a contaminação por Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs), citados também na literatura como “metais-traços”, são uma grande ameaça para o ambiente e em termos de saúde pública (ALI E KHAN *et al.*, 2018; PONTING *et al.*, 2021). Embora os EPTs ocorram a partir de processos naturais, como intemperismo químico de leitos rochosos e erupções vulcânicas, são pelas práticas antrópicas como de mineração e usinas hidrelétricas as maiores fontes (SRISVASTAVA *et al.*, 2017). Esses tipos de empreendimentos, tem apresentado forte ligação com a presença e acúmulo de metais devido a capacidade de auxiliar na mobilização, transporte e disponibilização (EKISSI *et al.*, 2021; CAO *et al.*, 2023).

Esses elementos com potencial tóxico, não se deterioram, são persistentes e ainda, podem causar danos à toda cadeia alimentar (HAGHNAZAR *et al.*, 2021). Nos últimos anos, por exemplo, construções de usinas hidrelétrica têm se concentrado na região Amazônica. Aproximadamente 29 usinas foram instaladas e outras 750 estão em fase de planejamento ou construção (BARCENAS-GARCIA *et al.*, 2022). Essas construções tem causado uma diversidade de mudanças como, ocupação do solo e fluxos de erosão (VIEIRA *et al.*, 2022), mudanças no regime hidrológico (lótico para lântico), alagamento, formação de grandes reservatórios (MEENA *et al.*, 2018), aumento da taxa de sedimentação, mudanças na textura dos sedimentos e maiores teores de matéria orgânica (MO) (CIESLA *et al.*, 2022).

Alteração da dinâmica geral, do ciclo biogeoquímico e conseqüentemente, biodisponibilidade de EPTs para a biota são observados nessas regiões (HAUER *et al.*, 2018). Diante de diversas modificações ocasionadas por usinas tradicionais, atualmente na região Amazônica, parte dos projetos hidrelétricos operam a fio d'água, por exemplo, Santo Antônio e Jirau localizadas no estado de Roráima e, Belo Monte no Pará. Essas barragens são consideradas geradoras de menor impacto ambiental (BÁRCENAS-GARCÍA *et al.*, 2022) mas ainda, pequenos reservatórios podem ser formados e conseqüências ecológicas como, como o esgotamento do fluxo; mudanças na geomorfologia, vegetação ciliar e aquática; alteração da qualidade e temperatura da água; perda da conectividade longitudinal; lesões e estresses em peixes pela passagem de turbinas; redução da riqueza e abundância de espécies; e contaminação por EPTs já foram descritas (ALMEIDA *et al.*, 2019; KURIQUI *et al.*, 2021).

Um dos maiores projetos hidrelétricos brasileiro, é a usina hidrelétrica Belo Monte (UHEBM), localizada no baixo e no médio Xingu, considerada a terceira maior usina hidrelétrica do mundo e a maior da Amazônia, operando em sistema a fio d'água. Esse empreendimento, dispõe uma área de alagamento de aproximadamente 478 km² e deslocou aproximadamente 22.000 pessoas (RANDELL, 2017; NESA, 2018; DE ARAUJO *et al.*, 2019; LUCAS *et al.*, 2020). Impactos socioeconômicos para população local, ribeirinha e indígena, além das consequências ambientais e na comunidade de peixes importantes, foram relatados em alguns estudos. Latrubesse *et al.* (2021) ao avaliarem o Índice de Vulnerabilidade Ambiental de Barragens (DEVI) em afluentes amazônicos, demonstraram que no rio Xingu após a construção da UHEBM, 90% das comunidades vegetais estão sendo afetadas, 12 espécies endêmicas estão ameaçadas e mais de 40% dos córregos, sistemas fluviais menores foram interrompidos por aproximadamente 10.000 represamentos.

Entre os principais elementos com potencial de contaminar o ambiente e significativo na área do estudo, o cádmio (Cd) é considerado não essencial e tóxico tanto para organismos aquáticos como para humanos (ELINDER *et al.*, 1992; GENCHI *et al.*, 2020). Em água, este EPT é parcialmente instável. Compostos inorgânicos solúveis em água de Cd (ex: haletos e sulfatos) geram complexos ou íons na água. O cloreto de Cd (CdCl₂) é um exemplo, quando se dissolve na água pode formar íon de Cd (Cd²⁺) altamente móvel. Fatores físico-químicos e mudanças no ambiente, podem facilitar o seu transporte, aumento de sua concentração e disponibilização (CASTRO-GONZÁLEZ *et al.*, 2008; MASON, 2013; ZHANG *et al.*, 2019).

No ambiente, tem uma meia-vida longa e pode se encontrar em três frações principais como, móvel (Cd solúvel em água). Adsorvida, quando o Cd está ligado à superfície de minerais ou complexado a compostos orgânicos e, por último a fração estável, associada a compartimentos como sedimento (KUBIER *et al.*, 2019). A adsorção de Cd é influenciada por pH, troca catiônica, presença de oxi-hidróxidos, argila, MO e minerais como Ca (LOGANATHAN *et al.*, 2012). Quando mobilizado, pode tornar-se disponível em sedimento e para comunidade bentônica e ainda, ser ressuspensão na coluna d'água contaminando níveis tróficos superiores e causando impacto em toda rede

alimentar mesmo quando em concentrações baixas por ser bioacumulativo (SUWAZONO *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2020).

Peixes são sensíveis ao Cd e alterações importantes podem ocorrer (DING *et al.*, 2020). Danos em funções básicas das células, indução de citotoxicidade e apoptose celular, são eventos caracterizados principalmente pela afinidade que Cd²⁺ tem por sítios de ligação em canais de íons de Cálcio (Ca²⁺). Portanto, Cd²⁺ inibe por competição direta o transporte de Ca²⁺ e causa distúrbios do metabolismo ósseo nessas espécies (LIU *et al.*, 2022). Em um estudo com o *zebrafish* (*Danio rerio*), os autores relataram que a exposição ao Cd, levou neurotoxicidade e disbiose da microbiota (XIA *et al.*, 2020). Além disso, estresse oxidativo, danos ao DNA (PARK *et al.*, 2020), comprometimento aos sistemas nervoso, cardiovascular, imunológico e reprodutivo também foram observados em peixes expostos a este elemento (MIELCAREK *et al.*, 2022).

O Cd é classificado em 7º lugar na Lista de Substâncias Prioritárias, pela sua frequência, toxicidade e potencial de exposição (ATSDR, 2019). Em humanos, a contaminação pode ser pela ingestão de água ou alimentos contaminados (exemplo: peixes, mariscos, raízes, vegetais) ou por inalação (AHN *et al.*, 2017). Schubert *et al.* (2021) observaram que fumantes poderiam desenvolver comprometimento olfativo através da exposição por Cd, uma vez que folhas de tabaco absorvem concentrações de Cd do solo. Outros efeitos são observados como, comprometimento pulmonar, respiratório, cardiovascular, osteoporose, osteoartrite, osteomalácia, doenças oculares e até mesmo câncer (PERRY *et al.*, 1979; PARK *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2019; OBASI *et al.*, 2020; MA *et al.*, 2021).

Na região amazônica, estudos sobre exposição ambiental ao Cd em humanos e suas implicações na saúde de indivíduos que vivem em áreas contaminadas, ainda são escassos. O que pode ser explicado pela geoquímica e por apresentar concentrações relativamente baixas (Do Nascimento *et al.*, 2018). Naka *et al.*, (2020) verificaram que os níveis sanguíneos de Cd demonstraram uma maior concentração em adultos que residem próximos a áreas industriais por mais de 2 anos e em homens fumantes. Em peixes, Pinto *et al.*, (2021) relataram impacto na reprodução da espécie *Colossoma macropomum* expostas por Cd em laboratório. Em um outro estudo no rio Araguari-AM

a jusante de uma hidrelétrica, ao analisar os músculos de peixes, 8 espécies de peixes (2 carnívoros, 4 onívoros e 2 detritívoros) tiveram uma concentração de Cd acima dos limites máximos permitidos (VIANA *et al.*, 2022).

Diferente do Cd, o cobre (Cu) é considerado um micronutriente essencial para organismos vivos, participando em vários processos metabólicos e enzimáticos (SADEQ *et al.*, 2018; SHABBIR *et al.*, 2020). É um elemento de transição que contém três estados principais de oxidação, Cu (0) (estado sólido), Cu(I) (íon cuproso) e Cu (II) (íon cúprico), importantes em níveis baixos (0,5 a 1 µg/L ppb) mas tóxicos em elevadas concentrações (DE OLIVEIRA *et al.*, 2022). Em corpos d'água suas formas iônicas (Cu²⁺) tem capacidade de assumir estados redox, impedir trocas gasosas e homeostase de Na⁺ e Cl⁻ além de alterar a excreção de resíduos nitrogenados, o que torna-o a forma mais tóxica para peixes (DUARTE *et al.*, 2009; BRAZ-MOTA *et al.*, 2018).

A deficiência e/ou toxicidade por Cu em peixes é bem documentada. Modificações e comprometimento bioquímico, lesões celulares mediadas pelo estresse oxidativo e dano oxidativo (GOPI *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2020), mudanças na glicólise, no Ciclo de Krebs e na produção de energia em órgãos como músculo/fígado (ABOU ANNI *et al.*, 2019), redução do crescimento, peso e mortalidade (JOHARI *et al.*, 2020) são algumas das alterações em peixes expostos a altas concentrações de Cu. Já a deficiência desse EPT pode gerar problemas reprodutivos, alterações no metabolismo energético e hematológicas, retardo no crescimento, malformações, comprometimento na função imune e formação de catarata (JOHNSON *et al.*, 2008; CHANDRAPALAN *et al.*, 2021).

Na região amazônica estudos relacionados ao Cu têm sido realizados, uma vez que 85% das reservas desse EPT se encontram nessa área. Covre *et al.* (2022) realizaram um estudo na área de mineração de Canaã dos Carajás-PA e verificaram maiores concentrações de Cu, quando comparado a outros elementos e ainda, alta mobilidade e susceptibilidade de lixiviação. Comprometimento e dano oxidativo além de mudanças no perfil de ácidos graxos foram efeitos observados no músculo de *Cichlasoma amazonarum*, um peixe amazônico, expostos ao Cu em níveis de acordo com as concentrações encontradas nas águas amazônicas aos redores de mineradoras (BALDISSERA *et al.*, 2020).

Em humanos, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabeleceu um intervalo que equilibra a deficiência de Cu através da ingestão oral e a toxicidade através da alta exposição. O Cu participa de vias de sinalização celular, incentiva a secreção do fator de crescimento de fibroblastos epidérmicos, ativa a glutatona e as vias de processos inflamatórios (LATORRE *et al.*, 2019). Problemas relacionados a deficiência por Cu estão ligados a anemia, má-formação óssea, anormalidades neurológicas na primeira infância e alterações do metabolismo do colesterol (BOST *et al.*, 2016). Em altas concentrações, o Cu pode resultar em sintomas gastrointestinais, como náusea e dor abdominal (exposição aguda) e até mesmo danos hepáticos (exposição crônica) (TAYLOR *et al.*, 2020).

Outro elemento com potencial de contaminação para o ambiente e humanos é o Pb. É um metal elementar, dividido em compostos orgânicos, por exemplo, acetato de chumbo, chumbo tetraetil e chumbo trietil e em compostos inorgânicos como, óxido de chumbo, nitrato de chumbo e sulfato de chumbo. As formas orgânicas são as mais tóxicas (BRIFFA *et al.*, 2019). Os três estados principais de oxidação incluem: Pb (0) de incidência rara; Pb (II) é o mais comum e encontrado na natureza; Pb (IV) encontrado apenas em níveis altos de oxidação (HUSSIN *et al.*, 2022). Em água doce, a forma iônica (Pb^{2+}) prevalece em pH 7,5 e devido a suas propriedades de se ligar a átomos de oxigênio e enxofre em proteínas para formação de complexos estáveis, o torna um dos elementos mais perigosos e tóxicos (RAHMAN *et al.*, 2019).

Mecanismos excretores, de bioacumulação, metabólicos e de desintoxicação são os principais responsáveis pela toxicidade de Pb em peixes (EROGLU *et al.*, 2014). Estresse oxidativo mediado por um desequilíbrio entre a formação de radicais livres e repostas antioxidantes são relatados em diversos trabalhos (SALIU *et al.*, 2012; KIM *et al.*, 2017; JING *et al.*, 2021). Disfunções cognitivas e comportamentais mediadas por danos sinápticos e de neurotransmissão, inibição da atividade da colinesterase, mudanças na homeostase do cálcio, danos em órgãos (rins/fígado), apoptose, comprometimento dos sistemas hematopoiético, cardiovascular e imunológico, são efeitos importantes nessas em peixes expostos ao Pb (LEE *et al.*, 2019). Em humanos, por ano a exposição ao Pb é responsável por aproximadamente 100.000 mortes. As principais vias de exposições

incluem, inalação, ingestão de água, solo ou alimentos contaminados e absorção (TRACY *et al.*, 2020).

Efeitos tóxicos têm sido observados com predominância em crianças ao compararmos com os adultos, devido a esses indivíduos absorverem uma fração maior do chumbo ingerido (RADULESCU *et al.*, 2019). Em crianças, altas concentrações de Pb resulta em alterações comportamentais, cognitivas, encefalopatia, crescimento pós-natal, atraso na puberdade e modificações auditivas (KUMAR *et al.*, 2020). Além de negativamente afetar a saúde infantil, o Pb pode levar a sérios problemas a saúde materna uma vez que, fetos e lactantes podem estar vulneráveis. Com isso, abortos espontâneos podem acontecer pelo fato desses elementos ser armazenado em ossos mesmo em concentrações baixas (PFADENHAUER *et al.*, 2016). Danos esqueléticos, imunológicos, endócrinos, renais e cardiovasculares também estão ligados ao excesso de Pb na corrente sanguínea (AHMAD *et al.*, 2021).

Em um estudo com duas populações amazônicas, ao examinarem dados laboratoriais e epidemiológicos em residentes de uma área industrial, tinham níveis elevados de Pb, principalmente em crianças e idosos (QUEIROZ *et al.*, 2019). Ribeiro *et al.*, (2017) ao analisarem a presença de EPTs em amostras de água, sedimento e peixes em períodos de seca e cheia no Alto Xingu, Amazônia, perceberam uma maior concentração de Pb no sedimento quando comparado água e peixes. Esse resultado pode ser atribuído pelas atividades de mineração na região e por consequência, mudanças geoquímicas e liberação de EPTs, principalmente pelo processo de extração. Esse processo promove uma adição de vários EPTs, dentre eles estão: Cu, Cd e Pb.

No médio e no baixo Xingu, particularmente, a região da Volta Grande do Xingu (VG- área que houve o desvio do rio para construção da UHEBM), é marcada por grandes impactos gerados através das atividades humanas como a mineração artesanal de ouro desde a década de 70 (MONTEIRO *et al.*, 2010). Alguns estudos na VG antes da construção de UHEBM foram realizados, como o de Pereira *et al.* (2009), que estudaram a concentração de EPTs em áreas com atividade de mineração na VG. Como resultado, o Fe e Mn apresentaram abundância, evidenciando características geoquímicas da região e, dos 34 pontos avaliados, um ponto apresentou um alto valor para poluição por Cu, área

essa sob influência de atividade de garimpo artesanal, com uma concentração de 431,51 mg/kg⁻¹.

Um outro estudo realizado por Carvalho *et al.*, (2009) mostrou que o rio Xingu possuía um histórico de contaminação por EPTs, entre eles, Hg e Pb estavam entre os elementos encontrados com maior concentração na região. Após a construção da UHEBM, estudos estão sendo realizados para detectar a contaminação por EPTs. Holanda *et al.*, (2020) encontraram maiores concentrações de Hg na área de reservatório da usina, devendo a isso a diminuição do fluxo causado pelo represamento e a presença de Hg nos tecidos dos peixes de hábito carnívoro. Outro estudo recente, avaliaram Hg e As e os autores encontraram maiores concentrações desses elementos, nos sedimentos do reservatório principal da UHEBM e na espécie que ocupa um nível trófico superior endêmica do rio Xingu (tucunaré) (NASCIMENTO *et al.*, 2022)

No entanto, desde a construção da barragem UHEBM, ainda são escassos estudos para avaliar a contaminação de outros EPTs como Cd, Cu e Pb. Portanto, a necessidade em se compreender elementos potencialmente tóxico em que sofrem influência de grandes empreendimentos como, mineração e hidrelétricas é urgente. Nesse estudo poderemos subsidiar o conhecimento sobre o comportamento de Cd, Cu e Pb em locais sob influência de usinas a fio d'água em diferentes sistemas biológicos, oferecer informações para pesquisas futuras e projetos de conservação, fornecer aos órgãos fiscalizadores dados importantes, divulgar e orientar a comunidade sobre o consumo de pescados e possíveis efeitos tóxicos.

1.1 Objetivos Gerais

Analisar a concentração de cobre, cádmio e chumbo em amostras de água, sedimento e em peixes de áreas da Usina Hidrelétrica Belo Monte no período da seca amazônica.

1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar as concentrações de cobre, cádmio e chumbo em água e sedimento a jusante e a montante da UHE Belo Monte e no reservatório principal;
- Verificar o comportamento de cobre, cádmio e chumbo e sedimento ao longo dos pontos de coleta;
- Analisar a taxa de crescimento e peso nas duas espécies;

- Comparar as concentrações de cobre, cádmio e chumbo no músculo de duas espécies de peixes: *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus*, entre os pontos amostrais.

2. 2. Material e Métodos

2.1. Local do Estudo

A bacia do Rio Xingu inclui 13% da bacia do Rio Amazonas, localizada nos estados do Mato Grosso e Pará, Brasil. O rio Xingu, é dividido em três regiões: Baixo, Médio e Alto Xingu com 5 principais afluentes, rios Iriri, Fresco, Curuá, Culuene e Bacajá (LUCAS *et al.*, 2022). Rios de águas claras apresentam um pH neutro a levemente ácido carga sedimentar reduzida e alta penetração de luz. A região conta com duas principais estações: chuvosa (dezembro a maio) e seca (junho a novembro) (Araújo *et al.*, 2019). A área estudada compreende desde o rio Xingu que faz confluência com o rio Iriri até a jusante da casa de força principal da UHEBM, próximo ao município de Vitória do Xingu. Uma expedição foi realizada em outubro de 2020, para a coleta de água, sedimento e peixes em oito pontos principais como mostrado a seguir:

- Ponto 1 (P1) localizado a montante do reservatório principal da UHEBM, conhecida como Cachoeira do Espelho. Esta área não sofre influência da UHE Belo Monte, servindo para esse estudo como um ponto referência;

- Ponto 2 (P2) localizados no reservatório principal da UHEBM, a montante-da cidade de Altamira/PA;

- Ponto 3 (P3) e 4 (P4) localizados no reservatório principal da UHEBM, a jusante da cidade de Altamira/PA.

- Ponto 5 (P5) e 6 (P6) localizados na Volta Grande do Rio Xingu, região do rio Xingu que sofreu um desvio para a construção da UHEBM, sendo P5, a montante do rio Bacajá e P6, a jusante desse;

- Pontos 7 (P7) e 8 (P8) localizando a jusante da casa de força principal da UHE Belo Monte, próximos à cidade de Vitória do Xingu/PA.

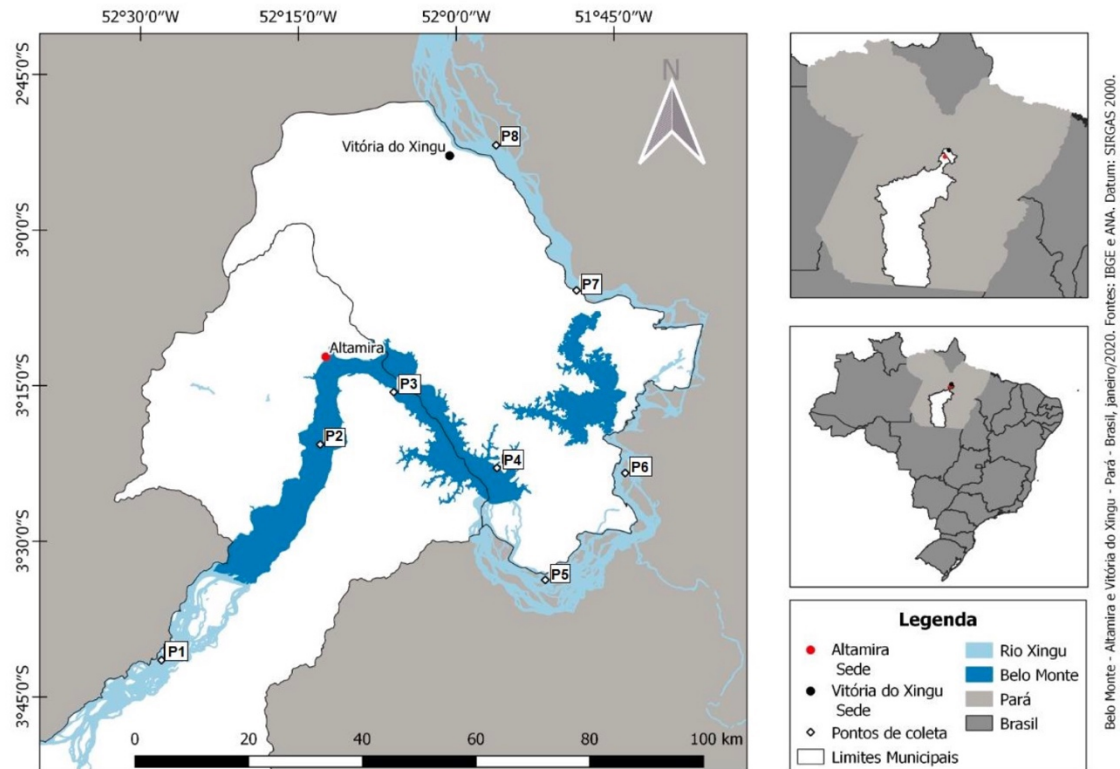


Fig. 1. Mapa dos pontos de amostragem no rio Xingu (Fonte: Thaís Nascimento, adaptado).

2.2. Coleta das Amostras

Após ser realizado coletas nos 8 locais, foram medidos *in situ* parâmetros limnológicos da água: pH, condutividade e temperatura (Figura 2A). Primeiramente, tubos falcon 50 mL foram lavados nos pontos de coleta com a própria água do rio, mantendo características das amostras. A coleta foi realizada manualmente mergulhando os tubos a aproximadamente 30 cm de profundidade, conforme Parron *et al.* (2011), em duplicatas. Após isso, realizou-se imediatamente a fixação com ácido nítrico (HNO_3), transferidas e refrigeradas em caixa térmica até a chegada ao laboratório, onde foi acondicionada em freezer e ficou até acontecer a análise.

Para a coleta do sedimento foi utilizada uma draga van-veen, na área de remanso do rio (Figura 2B). A coleta foi realizada em três pontos amostrais, dentre elas, a segunda foi coletada 100 metros a montante da primeira e a última, 100 metros a jusante dessa. Para o armazenamento, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos,

refrigerados em caixas até a chegada no laboratório onde foi acondicionado em freezer até a análise química.

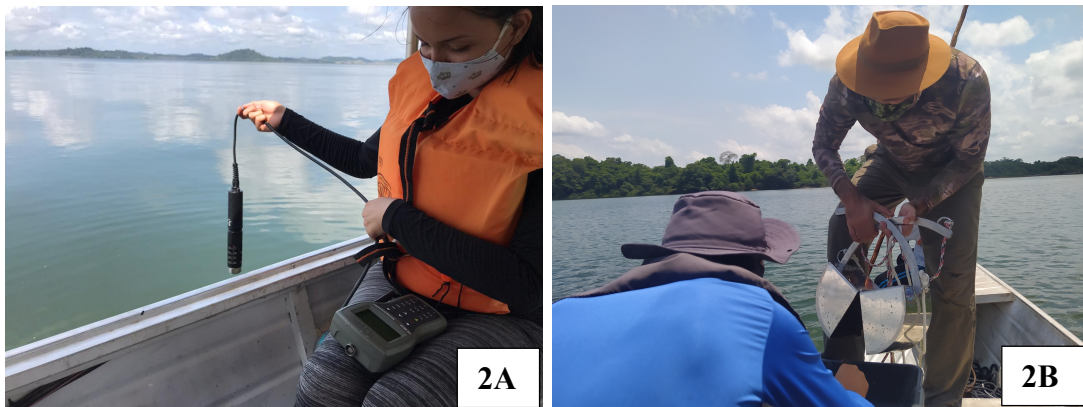


Fig. 2.A. Medição dos parâmetros limnológicos (Foto: Leandro Sousa); 2.B. Coleta do sedimento utilizando a draga tipo van-veen (Foto: Thais Nascimento).

2.3. Espécies estudadas

Para a análise dos três metais (cádmio, cobre e chumbo) foram utilizadas duas espécies de peixes para o biomonitoramento do estudo, *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus*, conhecidos respectivamente como tucunaré e acari-amarelinho pela população, com importância tanto a nível trófico, bem como por serem espécies de consumo regional. Para o estudo, foram coletados 127 peixes, sendo 63 *Cichla melaniae* e 64 *Baryancistrus xanthellus*, distribuídos ao longo dos quatro pontos de coletas de peixes (P1, P2, P5 e P6). Em campo, os peixes foram eutanasiados com o anestésico eugenol (óleo de cravo) diluído em álcool. Os espécimes foram pesados, medidos em comprimento total/padrão e ainda em campo, retirado o músculo das espécies, armazenados em tubos falcon e congelados até o momento da análise (Figura 3).

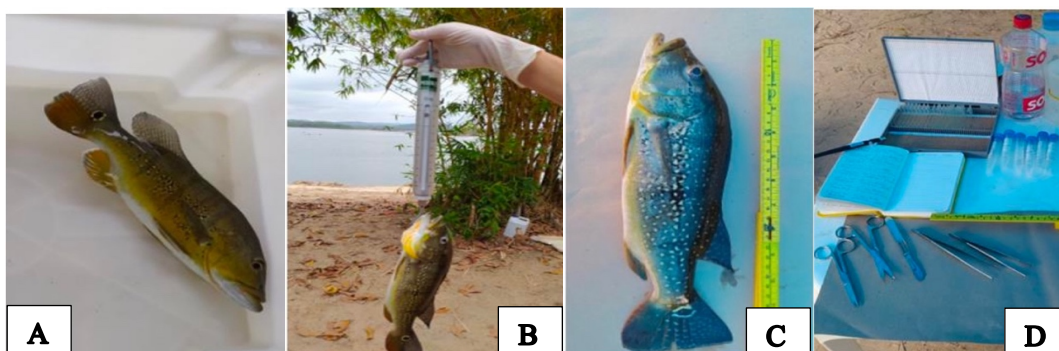


Fig. 3. A. Eutanásia com anestésico Eugenol; B. Pesagem dos peixes coletados; C. Medição dos peixes coletados; D. Coleta de músculo (Foto: Thais Nascimento).

Este estudo teve a aprovação para coleta dos animais do SISBIO nº 71763-1 e do Comitê de Ética para uso Animal em Pesquisa (CEUA-UFPA) nº 8166251119, para o manuseio e eutanásia das espécies.

2.3.1 *Cichla melaniae* (tucunaré)

Cichla melaniae, da família Cichlidae, possui hábito carnívoro, é uma espécie endêmica da região do Médio Xingu (KULLANDER *et al.*, 2006), com importância para pesca e consumo. Para a coleta, tivemos suporte de um pescador local, sob manuseio com vara de pesca (Figura 4a).

2.3.2 *Baryancistrus xanthellus* (acari-amarelinho)

Baryancistrus xanthellus, da família Loricariidae, é uma espécie endêmica do Xingu, de hábito alimentar detritívoro (PY-DANIEL *et al.*, 2011). Ocorre principalmente entre Vitória do Xingu até São Felix do Xingu. É identificada por possuir manchas douradas no corpo e faixas amarelas ao longo das margens distais (CAMARGO *et al.*, 2012). Devido a sua cor atraente é um peixe ornamental e bastante comercializado nesse mercado (MAGALHÃES *et al.*, 2021). Os peixes foram coletados através de mergulho especializado com compressor, por mergulhador conhecido como “Acarizeiro” em áreas de pedral (Figura 4B).



Fig. 4.A. Coleta da espécie *Cichla melaniae* (Foto: Thais Nascimento); 4.B. Coleta da espécie *Baryancistrus xanthellus* (Foto: Leandro Sousa).

2.4. Quantificação dos Elementos Potencialmente Tóxicos

2.4.1 Amostras ambientais

As amostras coletadas em campo foram identificadas com etiquetas de rastreio e armazenadas em tubos falcon na Universidade Federal do Pará, *campus* de Altamira, sob refrigeração para posteriormente serem analisadas no Instituto Evandro Chagas (IEC) em Ananindeua-PA. Para análise de cádmio, cobre e chumbo dissolvido, as amostras de água foram filtradas em bomba a vácuo com membranas filtrantes de acetato de celulose com porosidade de 0,45 μm (Millipore, Merck). As amostras filtradas foram transferidas em alíquotas de 4,975 mL para tubos do tipo falcon de 15 mL, adicionados 25 μL de padrão interno e analisadas através de Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Para a análise do cádmio, cobre e chumbo total, as amostras de água foram transferidas para frascos, adicionado padrão interno e HNO_3 bidestilado. As amostras foram submetidas a digestão em microondas (MarsXpress, CEM Corporation) durante 40 minutos e posteriormente analisadas através do Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). O material certificado utilizado para essa análise foi NIST SRM 1640a, com taxa de recuperação de 102,7% (HOLANDA et al, 2020). Todos os dados obtidos foram exportados para uma planilha.

No Laboratório de Solos (IEC) as amostras de sedimento foram acondicionadas em pratos cobertos por plásticos estéreis, em temperatura ambiente 45 dias. As amostras não tiveram contato com outras amostras, com papel ou com qualquer tipo material que possa ter influência de EPTs. Depois de secos, em laboratório com materiais esterilizados, as amostras de sedimento foram homogeneizadas em gral de porcelana através do auxílio de um pistilo e peneiradas em uma peneira granulométrica com malha de 2,0mm como mostra a Figura 5.



Fig. 5.A. Secagem de sedimentos a temperatura ambiente; B. Preparação do sedimento; C. Sedimento peneirado (Foto: Thais Nascimento).

A análise foi realizada em tubos teflon. Primeiramente pesou-se 100 mg de sedimento e em seguida, as amostras foram digeridas com 1,5 ml de ácido nítrico (HNO_3) e 0,5 ml de ácido clorídrico (HCl), como demonstrado na Figura 6.



Fig. 6.A. Pesagem das amostras de sedimento em balança de precisão calibrada; B. Acidificação das amostras de sedimento (Foto: Thais Queiroz).

As amostras foram para o micro-ondas e digeridas, resfriadas e novamente, acidificadas com 0,5 ml de ácido fluorídrico (HF) e novamente levadas ao aquecimento. Após acontecer o resfriamento dessas amostras, foi adicionado 1 ml de ácido bórico (H_3BO_3) e levadas para serem aquecidas em micro-ondas. As amostras foram transferidas para tubos falcon após resfriamento, aferidas com ácido nítrico a 1%. Os materiais certificados para esta análise foram: NIST SEM 1944, com uma taxa de recuperação de 73% e NIST SEM 1646^a com taxa de recuperação de 84%. Os procedimentos da análise seguiram o método Akagi (2004). As análises ocorreram no Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (Figura 7A E 7B).



Fig. 7.A. Digestão ácida realizada em microondas; B. Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por indução (Foto: Thais Nascimento).

2.4.2 Tecidos dos peixes

Para todos os metais (Cd, Cu e Pb) realizou-se o mesmo procedimento. Após serem homogêneos e identificados, amostras de músculos e do material de referência certificado (DORM-3) foram pesadas (100 mg) em duplicatas para a validação do método. Em sequência realizou-se a digestão ácida em capela de exaustão com 1,5 mL de ácido nítrico (HNO_3), 0,5 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2), acidificadas e aquecidas em micro-ondas por aproximadamente 20 minutos e resfriadas por cerca de 20 a 30 minutos para então, serem transferidas em tubo falcon. Nos tubos acidificados completou volume para 10 mL com ácido nítrico a 1% para ter amostra necessária. Sendo assim, as amostras preparadas foram para o Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução e posteriormente os dados foram escritos na base de dados do trabalho. Utilizamos o material certificado DORM-3 do National Research Council of Canadá (NRC-CNRC), com taxa de recuperação de 109% (Figura 8).

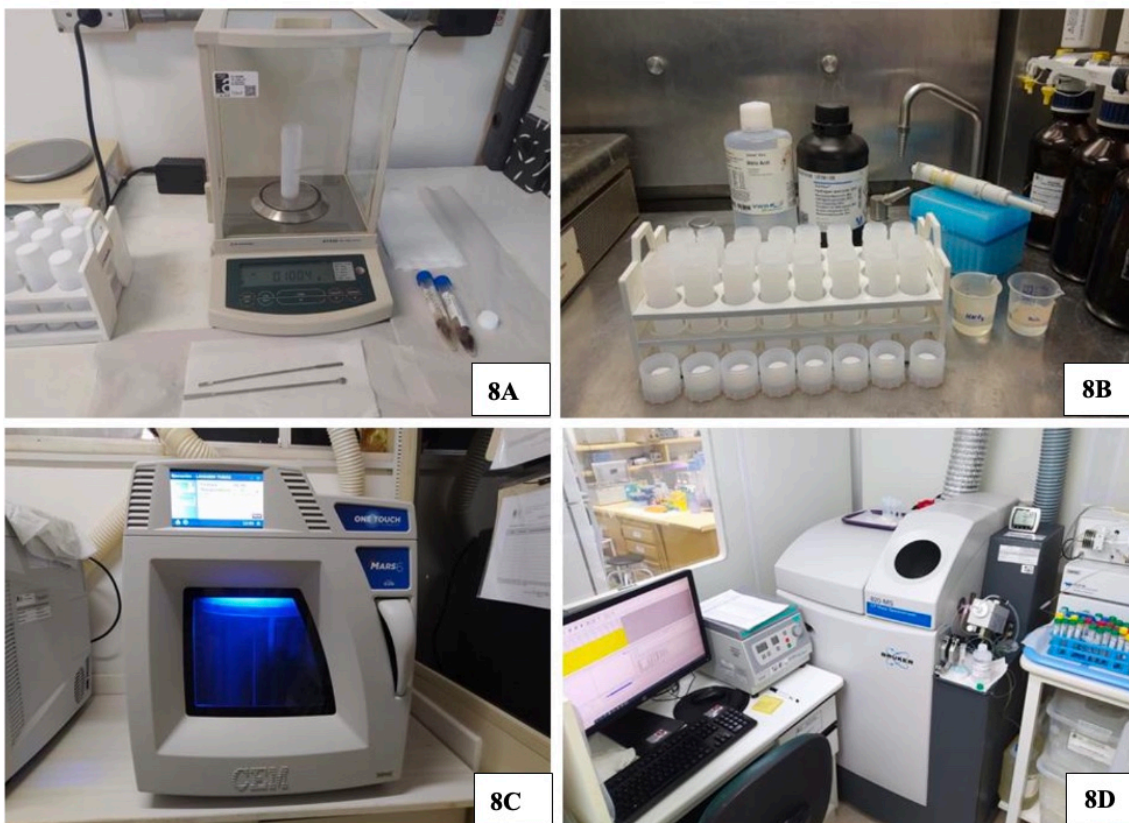


Fig. 8.A. Pesagem das amostras de músculo em balança de precisa calibrada; B. Acidificação das amostras de músculo dos peixes; C. Digestão ácida nas amostras de músculo; D. Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por indução (Foto: Thais Nascimento)

2.5 Análises Estatísticas

O software Excel foi utilizado na organização dos dados e para os cálculos estatísticos de parâmetros físico-químicos e concentrações dos elementos com potencial tóxico na água. Média, mediana, amplitude, desvio padrão (DP), variância e coeficiente de variação (CV) foram realizados, a fim de mostrar a variabilidade dos dados calculados (estatística descritiva). Todos os conjuntos de dados (amostras de sedimento e de tecidos de peixes entre os pontos de coleta) foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e para a homogeneidade de variância o teste de Levene. Uma vez que a suposição da distribuição normal não foi satisfeita, o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis seguido do teste pos-hoc de Dunn ajustado a Bonferroni foi utilizado para investigar as diferenças significativas das concentrações dos EPTs entre os pontos de coleta para o sedimento, bem como, para as duas espécies de peixes e pontos de coleta.

A análise de componentes principais (PCA), que analisa todos os dados juntos, foi realizada a fim de demonstrar a distribuição do EPTs no tecido dos peixes em cada ponto

de coleta. Para cada eixo da PCA calculou-se as médias dos autovalores das variáveis, que foram utilizadas para representar graficamente (KUMAR *et al.*, 2020). Diagramas boxplot foram utilizados como referência para a seleção dos intervalos de distribuição dos elementos (valores mínimos, máximos e outliers). Todas as análises consideraram $\alpha = 0,05$, p valor = 0,05, intervalo de confiança (IC) de 95% e foram realizadas no Ambiente Estatístico RStudio (Versão 0+353. 12.2022).

3. Referencial Bibliográfico

ABOU ANNI, I. S., ZEBRAL, Y. D., AFONSO, S. B., ABRIL, S. I. M., LAUER, M. M., BIANCHINI, A. Life-time exposure to waterborne copper III: effects on the energy metabolism of the killifish *Poecilia vivipara*. *Chemosphere*, 2019, v. 227, p. 580-588. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.080>>.

AHMAD, W., ALHARTHY, R. D., ZUBAIR, M., AHMED, M., HAMEED, A., RAFIQUE, S. Toxic and heavy metals contamination assessment in soil and water to evaluate human health risk. *Scientific Reports*, 2021, v. 11, n. 1, p. 17006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41598-021-94616-4>>.

AHN, B., KIM, S.H., PARK, M.J. Blood cadmium concentrations in Korean adolescents: from the Korea National Health and nutrition examination survey 2010–

2013. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2017, v. 220, n. 1, p. 37-42. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.10.003>>.

ALI, H.; KHAN, E. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2019. v. 25, n. 6, p. 1353–1376. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=bher20>>.

ALMEIDA, R.M., SHI, Q., GOMES-SELMAN, J.M., WU, X., XUE, Y., ANGARITA, H., FLECKER, A.S. Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning. *Nature Communications*, 2019, v. 10, n. 1, p. 1-9. Disponível em:<<https://doi.org/10.1038/s41467-019-12179-5>>.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. ATSDR's Substance Priority List 2019. <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/#2019spl>.

BALDISSERA, M.D., SOUZA, C.F., BARROSO, D.C., PEREIRA, R.S., DE OLIVEIRA, F.C., ALESSIO, K.O., VAL, A.L. Consequences of oxidative damage on the fatty acid profile in muscle of *Cichlasoma amazonarum* acutely exposed to copper. *Fish physiology and biochemistry*, 2020, v. 46, n. 6, p. 2377-2387. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10695-020-00884-8>>.

BÁRCENAS-GARCÍA, A., MICHALSKI, F., GIBBS, J. P. , NORRIS, D. Amazonian run-of-river dam reservoir impacts underestimated: Evidence from a before–after control–impact study of freshwater turtle nesting areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2022, v. 32(3), p. 508-522.

BOST, M., HOUDART, S., OBERLI, M., KALONJI, E., HUNEAU, J. F., MARGARITIS, I. Dietary copper and human health: Current evidence and unresolved issues. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 2016, v. 35, p. 107-115, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2016.02.006>>.

BRAZ-MOTA, S., CAMPOS, D.F, MACCORMACK, T.J, DUARTE, R.M, VAL, A.L, ALMEIDA-VAL, V. M. Mechanisms of toxic action of copper and copper nanoparticles in two Amazon fish species: Dwarf cichlid (*Apistogramma agassizii*) and cardinal tetra (*Paracheirodon axelrodi*). *Science of the Total Environment*, 2018, v. 630, p. 1168-1180. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.216>>.

BRIFFA, J., SINAGRA, E., & BLUNDELL, R. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 2020, n. 6, v. 9, p.4691. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>>.

CAMARGO, M., CARVALHO-JÚNIOR, J., ESTUPINÃM, R. A. Peixes Comerciais Da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. *Ecorregiões Aquáticas Xingu-Tapajós*. [S.l.]: [s.n.], 2012, p. 175–192.

CAO, X., LI, W., SONG, S., WANG, C., & KHAN, K., Source apportionment and risk assessment of soil heavy metals around a key drinking water source area in northern China: multivariate statistical analysis approach. *Environmental Geochemistry and Health*, 2023, v. 45(2), p. 343-357. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10653-022-01251-7>>.

CARVALHO, A. S., SANTOS, A. S., PEREIRA, S. F., ALVES, C. N. Levels of As, Cd, Pb and Hg found in the hair from people living in Altamira, Pará, Brazil: environmental implications in the Belo Monte area. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 2009, v.20, p.1153-1163.

CASTRO-GONZÁLEZ, M. I., MÉNDEZ-ARMENTA, M. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environmental toxicology and pharmacology*, 2008, v. 26, n. 3, p. 263-271. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.etap.2008.06.001>>.

CIEŚLA, M., GRUCA-ROKOSZ, R., BARTOSZEK, L. Significance of organic matter in the process of aggregation of suspended sediments in retention reservoirs. *Science of The Total Environment*, 2022, v. 815, p. 152850. Disponível em:< <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152850>>.

COVRE, W.P., RAMOS, S.J., DA SILVEIRA PEREIRA, W.V., DE SOUZA, E.S., MARTINS, G.C., TEIXEIRA, O.M.M., FERNANDES, A.R. Impact of copper mining wastes in the Amazon: Properties and risks to environment and human health. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, v. 421, p. 126688. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126688>>.

DE ARAÚJO, K.R., SAWAKUCHI, H.O., BERTASSOLI J.R., SAWAKUCHI, A.O., DA SILVA, K.D., VIEIRA, T.B, PEREIRA, T.S. Carbon dioxide (CO₂) concentrations and emission in the newly constructed Belo Monte hydropower complex in the Xingu River, Amazonia. *Biogeosciences*, 2019, v. 16, n. 18, p. 3527-3542. Disponível em: <<https://doi.org/10.5194/bg-16-3527-2019>>.

DE OLIVEIRA EIRAS, M. I., DA COSTA, L. S., BARBIERI, E. Copper II oxide nanoparticles (CuONPs) alter metabolic markers and swimming activity in zebra-fish (*Danio rerio*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2022, v. 257, p. 109343. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2022.109343>>.

DING, T., DU, S., ZHANG, Y., WANG, H., ZHANG, Y., CAO, Y., HE, L. Hardness-dependent water quality criteria for cadmium and an ecological risk assessment of the Shaying River Basin, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, v. 198, p. 110666. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110666>>.

DO NASCIMENTO, C. W. A., LIMA, L. H. V., DA SILVA, F. L., BIONDI, C. M., CAMPOS, M. C. C. Natural concentrations and reference values of heavy metals in sedimentary soils in the Brazilian Amazon. *Environmental monitoring and assessment*, 2018, v. 190, p. 1-9. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10661-018-6989-4>>.

DUARTE, R. M., MENEZES, A. C. L., DA SILVEIRA RODRIGUES, L., DE ALMEIDA-VAL, V. M. F., VAL, A. L. Copper sensitivity of wild ornamental fish of the Amazon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2009, v. 72, n. 3, p. 693-698. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.10.003>>.

EKISSI, D., KINIMO, K. C., KAMELAN, T. M., KOUAMELAN. , E. P. Physicochemical Characteristics and Heavy Metals Contamination Assessment in Water and Sediment in a Tropical Hydroelectric Dam of Sassandra River, Côte d'Ivoire. *J. Environ. Pollut. Hum. Health*, 2021, v. 9, p. 27-35. Disponível em: <<http://pubs.sciepub.com/jephh/9/2/1>>.

ELINDER, C. Cadmium as an environmental hazard. IARC scientific publications, 1992, n. 118, p. 123-132.

EROGLU, A., DOGAN, Z., KANAK, E.G. Effects of heavy metals (Cd, Cu, Cr, Pb, Zn) on fish glutathione metabolism. *Environ Sci Pollut Res*, 2015, p. 3229–3237. Disponível em :< <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11356-014-2972-y>>.

GENCHI, G., SINICROPI, M.S, LAURIA, G., CAROCCI, A., CATALANO, A. The effects of cadmium toxicity. *International journal of environmental research and public health*, 2020, v. 17, n. 11, p. 3782. Disponível em: < [doi:10.3390/ijerph17113782](https://doi.org/10.3390/ijerph17113782)>.

GOPI, N., VIJAYAKUMAR, S., THAYA, R., GOVINDARAJAN, M., ALHARBI, N. S., KADAIKUNNAN, S., VASEEHARAN, B. Chronic exposure of *Oreochromis niloticus* to sub-lethal copper concentrations: effects on growth, antioxidant, non-enzymatic antioxidant, oxidative stress and non-specific immune responses. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 2019, v. 55, p. 170-179. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.06.011>>.

HAGHNAZAR, H., HUDSON-EDWARDS, K. A., KUMAR, V., POURAKBAR, M., MAHDAVIANPOUR., M, AGHAYANI., E. Potentially toxic elements contamination in surface sediment and indigenous aquatic macrophytes of the Bahmanshir River, Iran: Appraisal of phytoremediation capability. *Chemosphere*, 2021 v. 285, p. 131446. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131446>>.

HAUER, C., LEITNER, P., UNFER, G., PULG, U., HABERSACK, H., GRAF, W. The role of sediment and sediment dynamics in the aquatic environment. *Riverine Ecosystem*

Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future, 2018, p. 151-169.
Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3>>.

HOLANDA, H. S., LIMA, M. O., PEREIRA, T. S. Mercury Levels in Fish from the Xingu River in Environments Under the Influence of the Federal University of Pará Hydroelectric Power Plant.[S.l.]: Universidade Federal do Pará, 2020.

HUSSIN, F., AROUA, M. K., SZLACHTA, M. Biochar derived from fruit by-products using pyrolysis process for the elimination of Pb (II) ion: An updated review. *Chemosphere*, 2020, v. 287, p. 132250. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132250>>.

JING, H., ZHANG, Q., LI, S., GAO, X. J. Pb exposure triggers MAPK-dependent inflammation by activating oxidative stress and miRNA-155 expression in carp head kidney. *Fish & Shellfish Immunology*, 2020, v. 106, p. 219-227.

JOHARI, S. A., SARKHEIL, M., ASGHARI, S., HAGHIGHAT, F., DEKANI, L., & KEYVANSHOKOOH, S. Comparative toxicity of nanoparticulate and ionic copper following dietary exposure to common carp (*Cyprinus carpio*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2020, v. 229, p. 108680. Disponível em:< <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108680>>.

JOHNSON, A., CAREW, E., & SLOMAN, K. A. (2007). The effects of copper on the morphological and functional development of zebrafish embryos. *Aquatic Toxicology*, 2020, v. 84, n. 4, p. 431-438. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.07.003>>.

KIM, J. H., OH, C. W., KANG, J. C. Antioxidant responses, neurotoxicity, and metallothionein gene expression in juvenile Korean rockfish *Sebastes schlegelii* under dietary lead exposure. *Journal of Aquatic Animal Health*, 2017, v. 29, n.2, p. 112-119. Disponível em :< <https://doi.org/10.1080/08997659.2017.1307286>>.

KUBIER, A., WILKIN, R. T., & PICHLER, T. Cadmium in soils and groundwater: a review. *Applied Geochemistry*, 2019, v. 108, p. 104388. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388>>.

KULLANDER, S. O., FERREIRA, E. J. G. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 2006. v. 17, n. 4, p. 289–398.

KUMAR, V., SHARMA, A., PANDITA, S., BHARDWAJ, R., THUKRAL, A. K, CERDA, A. A review of ecological risk assessment and associated health risks with heavy metals in sediment from India. *International Journal of Sediment Research*, 2020, v. 35, n.5, p. 516-526. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.03.012>>

KUMAR, M., KUMARI, S. B., KAVITHA, E., VELMURUGAN, B., KARTHIKEYAN, S. Spectral profile index changes as biomarker of toxicity in *Catla catla* (Hamilton, 1822) edible fish studied using FTIR and principle component analysis. *SN Applied Sciences*, 2020, v. 2, p. 1-10. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s42452-020-3001-z>>.

KURIQI, A., PINHEIRO, A.N, SORDO-WARD, A., BEJARANO, M.D, GARROTE, L. Ecological impacts of run-of-river hydropower plants—Current status and prospects on the brink of energy transition. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021, v. 142, p. 110833. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110833>>.

LATORRE, M., TRONCOSO, R., UAUY, R. Biological aspects of copper. In *Clinical and translational perspectives on Wilson disease*. Academic Press, 2019, p. 25-31. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-810532-0.00004-5>>.

LATRUBESSE, E.M, D'HORTA, F.M, RIBAS, C.C, WITTMANN, F., ZUANON, J., PARK, E., BAKER, PA. Vulnerability of the biota in riverine and seasonally flooded habitats to damming of Amazonian rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2021, v. 31, n. 5, p. 1136-1149. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/aqc.3424>>.

LEE, J.W., CHOI, H., HWANG, U.K., KANG, J.C., KANG, Y.J., KIM, K.I., KIM, J.H. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and

immune responses in fish: A review. *Environmental toxicology and pharmacology*, 2019, v.68, p. 101.

LIU, Y., CHEN, Q., LI, Y., BI, L., JIN, L., PENG, R. Toxic effects of cadmium on fish. *Toxics*, 2022, v. 10, n. 10, p. 622. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/toxics10100622>>.

LOGANATHAN, P., VIGNESWARAN, S., KANDASAMY, J., NAIDU, R. Cadmium sorption and desorption in soils: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2012, v. 42, n. 5, p. 489-533. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10643389.2010.520234>>.

LUCAS, E. W. M., SOUSA, F. D. A. S. D., SILVA, F. D. D. S., ROCHA, R. L. D., ATAIDE, K. R. D. P. Previsões de Vazões Mensais na Bacia Hidrográfica do Xingu-Leste da Amazônia. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 2020, v. 35, p. 1045-1056. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/0102-77863550012>>.

MA, Y., RAN, D., SHI, X., ZHAO, H., LIU, Z. Cadmium toxicity: A role in bone cell function and teeth development. *Science of The Total Environment*, 2021, v. 769, p. 144646. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144646>>.

MAGALHÃES, K. X., DA SILVA, R. D. F., SAWAKUCHI, A. O., GONÇALVES, A. P., GOMES, G. F. E., MURIEL-CUNHA, J., DE SOUSA, L. M. Phylogeography of *Baryancistrus xanthellus* (Siluriformes: Loricariidae), a rheophilic catfish endemic to the Xingu River basin in eastern Amazonia. *Plos one*, 2021, v.16, n.8, p. e0256677. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256677>>.

MEENA, R. A. A., SATHISHKUMAR, P., AMEEN, F., YUSOFF, A. R. M., GU, F. L. Heavy metal pollution in immobile and mobile components of lentic ecosystems—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, v. 25, n. 5, p. 4134-4148. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0966-2>>.

MIELCAREK, K., NOWAKOWSKI, P., PUŚCION-JAKUBIK, A., GROMKOWSKA-KĘPKA, K. J., SOROCZYŃSKA, J., MARKIEWICZ-ŻUKOWSKA, R., SOCHA, K. Arsenic, cadmium, lead and mercury content and health risk assessment of consuming

freshwater fish with elements of chemometric analysis. *Food Chemistry*, 2022, v. 379, p. 132167. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.132167>>.

MONTEIRO, M., COELHO, M., COTA, R. Ouro, empresas e garimpeiros na Amazônica: o caso emblemático de Serra Pelada. *Revista Pós Ciências Sociais*, 2010, v. 7, n. 13, p. 131-158. Disponível em: <<<http://www.periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/rpcsoc/article/view/176>>>.

NAKA, K. S., DOS SANTOS MENDES, L. D. C., DE QUEIROZ, T. K. L., COSTA, B. N. S., DE JESUS, I. M., DE MAGALHÃES CÂMARA, V., DE OLIVEIRA LIMA, M. A comparative study of cadmium levels in blood from exposed populations in an industrial area of the Amazon, Brazil. *Science of the total environment*, 2020, v. 698, p. 134309. Disponível em:< <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134309>>.

NASCIMENTO, T.P., LIMA, M.O., PEREIRA, T.S. Mercury and Arsenic in the Xingu River in areas under the influence of the Belo Hydroelectric Power Plant Mount (Amazon). [S.l.]: Universidade Federal do Pará, 2022.

NESA. Usina a fio d'água e menor área alagada -. Disponível em: <<https://www.norteenergiasa.com.br/pt-br/uhe-belo-monte/arranjo>>. Acesso em: 03 abr. 2022.

OBASI, P. N., AKUDINOBI, B. B. Potential health risk and levels of heavy metals in water resources of lead–zinc mining communities of Abakaliki, southeast Nigeria. *Applied Water Science*, 2020, v. 10, n. 7, p. 1-23. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13201-020-01233-z>>.

PARK, K., HAN, E.J., AHN, G., KWAK, I. S. Effects of combined stressors to cadmium and high temperature on antioxidant defense, apoptotic cell death, and DNA methylation in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Science of the Total Environment*, 2020, v. 716, p. 137130. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137130>>.

PARK, S.J., LEE, J.H., WOO, S.J., KANG, S.W. AND PARK, K.H. Epidemiologic Survey Committee of Korean Ophthalmologic Society. Five heavy metallic elements and age-related macular degeneration: Korean National Health and Nutrition Examination

Survey, 2008-2011. *Ophthalmology*, 2015, v. 122, n. 1, p. 129-137. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ophtha.2014.07.039>>.

PARRON, L.M., MUNIZ, H.D.F., Pereira, C.M. Manual de procedimentos de colaboração e análise físico-química de água, 2011.

PEREIRA, S. D. F. P., KAWAMOTO, M. S. Estudo químico da concentração total de Fe, Mn, Zn e Cu presentes em sedimentos de margem da região da Volta Grande do rio Xingu-Pará. In CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2009, v.32.

PFADENHAUER, L. M., BURNS, J., ROHWER, A., REHFUESS, E. A. Effectiveness of interventions to reduce exposure to lead through consumer products and drinking water: a systematic review. *Environmental research*, 2016, v.147, p. 525-536. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.03.004>>.

PINTO, G. L., DA SILVA CASTRO, J., VAL, A. L. Copper and cadmium impair sperm performance, fertilization and hatching of oocytes from Amazonian fish *Colossoma macropomum*. *Chemosphere*, 2021, v. 266, p. 128957. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128957>>.

PONTING, J., KELLY, T., VERHOEF, A., WATTS, M., SIZMUR, T. The impact of increased flooding occurrence on the mobility of potentially toxic elements in floodplain soil—A review. *Science of the Total Environment*, 2021, v. 754, p. 142040. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142040>>.

PY-DANIEL, L. R., ZUANON, J., OLIVEIRA, R. R. DE. Two new ornamental loricariid catfishes of *Baryancistrus* from rio Xingu drainage (Siluriformes: Hypostominae). *Neotropical Ichthyology*, 2011. V. 9, n. 2, p. 241–252.

QUEIROZ, T. K. L. D., NAKA, K. S., MENDES, L. D. C. D. S., COSTA, B. N. S., JESUS, I. M. D., CÂMARA, V. D. M., LIMA, M. D. O. Human blood lead levels and the first evidence of environmental exposure to industrial pollutants in the Amazon. *International journal of environmental research and public health*, 2019, v. 16, n. 17, p. 3047. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/ijerph16173047>>.

RĂDULESCU, A., LUNDGREN, S. A pharmacokinetic model of lead absorption and calcium competitive dynamics. *Scientific reports*, 2019, v. 9, n.1, p. 1-27.

RAHMAN, Z., SINGH, V.P. The relative impact of toxic heavy metals (THMs)(arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. *Environmental monitoring and assessment*, 2019, v. 191, n. 7, p. 1-21.

RANDELL, H. Forced migration and changing livelihoods in the Brazilian Amazon. *Rural sociology*, 2017, v. 82, n. 3, p. 548-573. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/ruso.12144>>.

RIBEIRO, D. R. G., FACCIN, H., DAL MOLIN, T. R., DE CARVALHO, L. M., AMADO, L. L. Metal and metalloid distribution in different environmental compartments of the middle Xingu River in the Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 2017, v. 605, p. 66-74. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.143>>.

SADEQ, S., BECKERMAN, A. The chronic effects of copper and cadmium on life history traits across Cladocera species: a meta-analysis. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 2019, v. 76, n. 1, p. 1-16. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00244-018-0555-5>>.

SALIU, J. K., BAWA-ALLAH, K. A. Toxicological effects of lead and zinc on the antioxidant enzyme activities of post juvenile *Clarias gariepinus*. *Resources and Environment*, 2012, v. 2, n.1, p. 21-26.

SHABBIR, Z., SARDAR, A., SHABBIR, A., ABBAS, G., SHAMSHAD, S., KHALID, S., SHAHID, M. Copper uptake, essentiality, toxicity, detoxification and risk assessment in soil-plant environment. *Chemosphere*, 2020, v. 259, p. 127436. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127436>>.

SRIVASTAVA, V., SARKAR, A., SINGH, S., SINGH, P., DE ARAUJO, A. S., SINGH, R. P. Agroecological responses of heavy metal pollution with special emphasis on soil health and plant performances. *Frontiers in Environmental Science*, 2017, v. 5, p. 64. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2017.00064/full>>.

SUWAZONO, Y., KIDO, T., NAKAGAWA, H., NISHIJO, M., HONDA, R., KOBAYASHI, E., NOGAWA, K. Biological half-life of cadmium in the urine of inhabitants after cessation of cadmium exposure. *Biomarkers*, 2009, v. 14, n. 2, p. 77-81. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/13547500902730698>>.

TAYLOR, A.A., TSUJI, J.S., GARRY, M.R., MCARDLE, M.E., GOODFELLOW, W.L., ADAMS, W.J., MENZIE, C.A. Critical review of exposure and effects: Implications for setting regulatory health criteria for ingested copper. *Environmental management*, 2020, v. 65, n. 1, p. 131-159. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00267-019-01234-y>>.

TRACY, J. W., GUO, A., LIANG, K., BARTRAM, J., FISHER, M. (2020). Sources of and solutions to toxic metal and metalloid contamination in small rural drinking water systems: a rapid review. *International journal of environmental research and public health*, 2020, v.17, n.19, p. 7076. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/ijerph17197076>>.

VIANA, L. F., DO AMARAL CRISPIM, B., KUMMROW, F., DO NASCIMENTO, V. A., DE PÁDUA MELO, E. S., DE LIMA, N. A., BARUFATTI, A. Bioaccumulation, genotoxicity, and risks to native fish species from inorganic contaminants in the Pantanal Sul-Mato-Grossense, Brazil. *Environmental Pollution*, 2022, v. 314, p. 120204. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120204>>.

VIEIRA, C.D., OLIVEIRA, D.F., FROTA, M.N., VIANA, L.Q., FARIAS, C.A., GONÇALVES, R.A., GODOY, J.M. Siltation processes and metal sediment profiles in a hydroelectric power plant reservoir in the Paraíba do Sul River Basin, Southeastern Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 2022, v. 81, p. 523. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12665-022-10653-w>>.

WANG, J., XIAO, J., ZHANG, J., CHEN, H., LI, D., LI, L., LUO, Y. Effects of dietary Cu and Zn on the accumulation, oxidative stress and the expressions of immune-related genes in the livers of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Fish & Shellfish Immunology*, 2020, v. 100, p. 198-207. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.fsi.2020.03.012>>.

WANG, P., CHEN, H., KOPITTKE, P. M., ZHAO, F. J. Cadmium contamination in agricultural soils of China and the impact on food safety. *Environmental pollution*, 2019, v. 249, p. 1038-1048. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.063>>.

XIA, Y., ZHU, J., XU, Y., ZHANG, H., ZOU, F., MENG, X. Effects of ecologically relevant concentrations of cadmium on locomotor activity and microbiota in zebrafish. *Chemosphere*, 2020, v. 257, p. 127220. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127220>>.

ZHANG, H., REYNOLDS, M. Cadmium exposure in living organisms: A short review. *Science of the Total Environment*, 2019, v. 678, p. 761-767. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.395>>.

ZHANG, R., WANG, M., CHEN, X., YANG, C., WU, L. Combined toxicity of microplastics and cadmium on the zebrafish embryos (*Danio rerio*). *Science of The Total Environment*, 2020, v. 743, p. 140638. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140638>>.

Este manuscrito será submetido à revista Environmental Science and Pollution Research. Normas disponíveis em <https://www.springer.com/journal/11356/how-to-publish-with-us>

Manuscrito

CÁDMIO, COBRE E CHUMBO NO XINGU EM ÀREAS SOB INFLUÊNCIA DA
USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA)

1 Cádmiio, Cobre e Chumbo no rio Xingu em áreas sob influência da Usina Hidrelétrica
2 Belo Monte (Amazônia)

3 **Resumo**

4
5 Usinas hidrelétricas são uma ameaça para os ecossistemas aquáticos amazônicos,
6 principalmente pela liberação de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) como
7 Cádmiio (Ca), Cobre (Cu) e Chumbo (Pb). Em altas concentrações, esses elementos são
8 liberados para no ambiente e podem gerar danos fisiológicos, morfológicos e bioquímicos
9 por exemplo, em peixes e conseqüentemente em seres humanos. Assim, o objetivo desse
10 estudo foi avaliar as concentrações de Cd, Cu e Pb em água, sedimento e o músculo de
11 dois peixes com posições tróficas diferentes e consumidos pela população Amazônica. A
12 amostragem aconteceu em oito pontos que sofrem influência da Usina Hidrelétrica de
13 Belo Monte (UHEBM), na época de seca. Parâmetros físico-químicos da água foram
14 medidos. As quantificações dos três EPTs em água, sedimento e músculo ocorreram no
15 espectrômetro de massas com plasma acoplado por indução. Em água, Pb em fração Total
16 foi encontrado no reservatório principal e, as demais amostras ficaram abaixo do limite
17 de quantificação. Nos sedimentos, não foi observado um padrão de contaminação desses
18 elementos em relação aos pontos. As alterações ocorridas nesse compartimento
19 determinaram o comportamento desses elementos, como a presença de matéria orgânica
20 e minerais. *Cichla melaniae* apresentou um peso e comprimento-padrão maiores que
21 *Baryancistrus xanthellus* em todos os pontos. O acúmulo de Cd, Cu e Pb nos músculos
22 dos peixes em relação aos pontos se comportaram de maneira diferente. Concentrações
23 de Cd foram maiores em *Cichla melaniae* na área do reservatório. Maiores concentrações
24 de Cu foram encontradas em *Baryancistrus xanthellus* no ponto amostral que
25 teoricamente não poluída pela UHEBM. Concentrações maiores de Pb foram detectadas
26 em *Baryancistrus xanthellus* na região em que o rio sofreu desvio para a construção da
27 usina hidrelétrica. Os tecidos musculares não apresentaram altas concentrações de Cd e
28 Pb e estão dentro dos padrões estabelecidos pela legislação. As concentrações
29 encontradas de Cu em ambos os peixes, sugerem uma privação nutricional deste nutriente.
30 Os valores encontrados foram menores que 3 mg.kg⁻¹ como limite nutricional mínimo
31 estabelecido pela legislação. Com isso, observamos que um nutriente como Cu
32 encontrado abaixo do necessário correlacionando às mudanças ambientais ocorridas no
33 rio Xingu nos últimos anos. Essa pesquisa enfatiza a necessidade de estudos de

34 monitoramento ambiental em áreas que sofrem impactos hidrelétricos, principalmente na
35 Amazônia.

36 Palavras-chaves: elementos potencialmente tóxicos; sedimento; peixes; contaminação;
37 deficiência; reservatórios hidrelétricos; saúde humana.

38
39 **Abstract**

40
41 Hydropower plants are a threat to Amazonian aquatic ecosystems, mainly by releasing
42 Potentially Toxic Elements (PTEs) such as Cadmium (Ca), Copper (Cu) and Lead (Pb).
43 In high concentrations, these elements are released into the environment and can generate
44 physiological, morphological, and biochemical damage, for example, in fish and
45 consequently in humans. Thus, the objective of this study was to evaluate the
46 concentrations of Cd, Cu and Pb in water, sediment and the muscle of two fishes with
47 different trophic positions and consumed by the Amazonian population. The sampling
48 took place at eight sites influenced by the Belo Monte Hydroelectric Plant (UHEBM)
49 during the dry season. Physicochemical parameters of the water were measured.
50 Quantifications of the three EPTs in water, sediment, and muscle took place in the
51 inductively coupled plasma mass spectrometer. In water, the only element found was
52 Total Pb in the main reservoir. In sediment, a contamination pattern was not observed in
53 the points and the changes that occurred in this compartment determined the behavior of
54 these elements, such as the presence of organic matter and minerals. *Cichla melaniae*
55 presented a higher weight and standard length than *Baryancistrus xanthellus* at all sites.
56 The accumulation of Cd, Cu and Pb in the muscles of the fish in relation to the sites
57 behaved differently. Cd was associated with *Cichla melaniae* in the reservoir area. Cu
58 was associated with *Baryancistrus xanthellus* in a theoretically unpolluted area. Pb was
59 positively associated with *Baryancistrus xanthellus* from the VG region. The muscle
60 tissues did not present high concentrations of Cd and Pb and were within the standards
61 established by the legislation. The Cu concentrations found in both fish suggest a
62 nutritional deprivation of this nutrient. The values found were lower than 3 mg.kg⁻¹ as the
63 minimum nutritional limit established by law. The data presented here contribute to the
64 need for environmental monitoring studies in areas that suffer from hydroelectric impacts.
65 Furthermore, the present study shows the importance of nutrients that are at low levels
66 due to the environmental changes that have occurred in the Xingu River in recent years.

67
68 Keywords: potentially toxic elements; sediment; fish; contamination; impairment;
69 hydropower plants; human health.

70

71 **1. Introdução**

72

73 A avaliação dos danos ecológicos em locais sob influência de usinas hidrelétricas é
74 de grande relevância. Esses empreendimentos podem servir como sumidouro para o
75 acúmulo de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs), considerados um dos principais
76 e mais comuns poluentes do mundo (Tomczyk et al., 2021). A mobilidade e
77 disponibilidade desses elementos em sistemas aquáticos e em toda cadeia alimentar, tem
78 grande relação com mudanças ocasionadas por grandes construções (Sim et al., 2016).
79 No contexto da contaminação por EPTs em organismos aquáticos e humanos, elementos
80 como cádmio (Cd), cobre (Cu) e chumbo (Pb) tem recebido bastante atenção em todo
81 mundo e na Amazônia (Atobatele et al., 2015; Sang et al., 2019; Bernalte et al., 2020;
82 Mehar et al., 2023) e demonstram características perigosas quando em altas
83 concentrações.

84

85 O Cd não fornece nenhuma importância fisiológica para organismos vivos e seres
86 humanos. No ambiente é encontrado em pequenas concentrações (Hayat et al., 2019). Em
87 ambientes aquáticos, o Cd pode ser inserido tanto por fontes naturais devido a erosão do
88 solo como por contaminação antrópica, através das atividades industriais, agrícolas
89 (exemplo: pelo uso de fertilizantes fosfatos), entre outras (Suhani et al., 2021). Mesmo
90 em concentrações baixas é persistente e corresponde a uma ameaça substancial para
91 diversas espécies aquáticas, principalmente para os peixes devido a sua capacidade
92 bioacumulativa (Drağ-Kozak et al., 2019).

93

94 Dentre suas formas químicas, o Cd no ambiente está principalmente na sua forma
95 iônica Cd^{2+} e, sedimento, água, material particulado e o comportamento geoquímico de
96 algumas regiões, que definem a biodisponibilidade deste elemento em toda cadeia
97 alimentar (Rahman et al., 2019). Em peixes, o Cd impede importantes processos
98 fisiológicos. Os efeitos observados incluem, alteração no balanço energético, taxa de
99 crescimento e atividades enzimáticas, dano oxidativo ao DNA, danificação em estruturas
100 de órgãos, hipocalcemia e pode induzir a carcinogênese (Zhang et al., 2019; Naik et al.,
101 2020) Em humanos, a exposição aguda por Cd incluem náuseas, vômitos e dificuldade
102 respiratória. Enquanto doença cardiovascular, comprometimento do sistema imune e

103 sistema nervoso central, na fertilidade e até mesmo câncer, são observados pela exposição
104 crônica ao Cd (Abdel-Kader et al., 2022).

105

106 O Cu é outro elemento que em altas concentrações causa contaminação ambiental
107 (Rehman et al., 2017). Em ambientes aquáticos naturais, este elemento é encontrado em
108 concentrações baixas e equilibradas, como resultado de origem natural (intemperismo de
109 rochas e erosões) e altas, pelas atividades de mineração e produção de defensivos
110 agrícolas (Naggar et al., 2018). O Cu é considerado um micronutriente essencial e está
111 relacionado a diversos processos fisiológicos e bioquímicos (Nazir et al., 2019).
112 Particularmente, o desequilíbrio de nutrientes como Cu, ou seja, a deficiência e
113 toxicidade, é uma questão de grande relevância ambiental, podendo fornecer um estado
114 crítico em toda rede alimentar (Shabir et al., 2020; Resma et al., 2020)

115

116 De fato, a especiação química é quem torna o Cu essencial para os peixes e
117 humanos, mas também exerce um papel crucial em seu efeito tóxico (Sunda et al., 1979;
118 Cabannis et al., 1988; Dulaquais et al., 2020). Em corpos d'água, pode ser encontrado em
119 três formas principais como, Cu (I) cuproso, Cu (II) cúprico e Cu (0) e, a sua distribuição
120 é afetada pelo pH, potencial oxi-redução e pela participação de outros íons concorrentes
121 (CERVI et al., 2021). Quando depositado em sedimentos, o seu destino depende de seu
122 estado químico e interações com ligantes orgânicos e inorgânicos, por exemplo, óxidos,
123 minerais e matéria orgânica (MO). Essa complexação é um fator determinante para sua
124 bioacumulação e biodisponibilidade em toda biota aquática (Rader et al., 2019).

125

126 Nos peixes, a exposição a altas concentrações de Cu afeta funções importantes,
127 acomete órgãos fundamentais, causa danos oxidativos e ao DNA, inibe o crescimento e
128 reprodução e, altera processos metabólicos (Malhotra et al., 2020; Delahaut et al., 2020).
129 Em seres humanos, o Cu é essencial na formação de enzimas necessárias no metabolismo
130 energético celular e no metabolismo ósseo. Além disso, a viabilidade e o crescimento de
131 células osteoblásticas são observadas em indivíduos com suplementados com baixas
132 doses de Cu (Rondanelli et al., 2021), enquanto, uma exposição a altas concentrações de
133 Cu pode gerar toxicidade. O Cu em níveis elevados, gera sintomas gastrointestinais,
134 lesões na pele, danos hepáticos e no metabolismo ósseo (Taylor et al., 2020).

135

136 O Pb é outro tipo de EPT não essencial. Naturalmente está presente em rochas em
137 concentrações baixas. Entretanto, altas concentrações de Pb e seus compostos liberados
138 diretamente no ambiente, são decorrentes das atividades humanas como mineração,
139 queima de fósseis, dejetos urbanos e objetos que contém Pb (como baterias) (Arfiati et
140 al., 2021). A solubilidade e distribuição de Pb assim como Cd e Cu na água, depende de
141 fatores físico-químicos da água e sedimento, forma química e presença de complexantes,
142 principalmente da MO e minerais (Islam et al., 2015). O Pb é considerado um dos
143 elementos mais tóxicos e persistentes, devido a sua natureza não biodegradável
144 principalmente no ambiente aquático (Hariharan et al., 2016). Além disso, estudos
145 demonstram que não existe um limiar seguro para a exposição ao Pb (Li et al., 2019).

146

147 Sua forma iônica (Pb^{2+}) é observada com predominância em água doce. Estudos
148 demonstram que o acúmulo de Pb pode resultar em diversos efeitos adversos em peixes
149 e humanos por exemplo (Gui et al., 2017; Shi et al., 2020). Nos peixes, efeitos neuronais
150 (Kim et al., 2017), alterações neurocomportamentais (Xu et al., 2016) efeitos hepáticos
151 (Xia et al., 2018), estresse oxidativo (Dai et al., 2018), danos hematológicos, alterações
152 no estágio embrionário e larval (Curcio et al., 2021). Em humanos, o Pb acomete quase
153 todos os órgãos. Além disso, efeitos no sistema nervoso, estresse oxidativo, danos
154 celulares, enzimáticos e abortos espontâneos. Em crianças, devido a capacidade de maior
155 absorção, maiores quantidades de Pb em comparação com adultos são observadas e com
156 isso, efeitos neurotóxicos, letargia, anemia, problemas linguísticos, comportamentais e
157 perda de memória são descritos (Collin et al., 2022).

158

159 O Cd e Pb ocorrem naturalmente nos solos amazônicos em concentrações
160 relativamente baixas (Birani et al., 2015). Já níveis mais altos de Cu são observados na
161 Amazônia Oriental e contribui de forma significativa para exportação de minérios
162 (Araújo et al., 2022). No entanto, o depósito natural desses elementos, as especiações
163 geoquímicas e a intensificação das atividades antrópicas, torna-os uma ameaça para todo
164 o ecossistema aquático (Wang et al., 2021). Apesar das concentrações de EPTs serem
165 diferentes em uma mesma região, os constituintes de cada compartimento tendem a seguir
166 um padrão na disponibilidade dos elementos e por consequência, o comprometimento da
167 integridade ambiental (Ahlf et al., 2009; Dee et al., 2023).

168

169 Apesar de esforços para reduzir a degradação nos ambientes Amazônicos, o
170 desmatamento, atividades de mineração e principalmente a implementação de usinas
171 hidrelétricas ainda são observados (Viana et al., 2021). Essas usinas proporcionam
172 impactos sociais e ambientais na região (Fearnside et al., 2019) além disso, o acúmulo de
173 EPTs principalmente na área do reservatório represamento dessas barragens promove de
174 forma inevitável uma grande área de inundação e alterações são observadas tanto a jusante
175 como a montante (Herath et al., 2022). Devido a essas consequências, na região
176 amazônica, a maior parte dos projetos hidrelétricos operam em regime fio d'água, um
177 exemplo dessas recentes usinas construídas são, Santo Antônio e Jirau (RO) e a Belo
178 Monte (PA) (De Faria et al., 2017).

179 A Usina Hidrelétrica de Belo Monte (UHEBM), começou sua construção em
180 2011, com abertura das comportas em dezembro de 2015 e está em funcionamento desde
181 o início de 2016, é considerada um dos maiores projetos de usina hidrelétrica do mundo
182 e a maior da Amazônia a fio d'água, com uma capacidade de geração de 11,233 MW e
183 teve sua sua área de inundação reduzida de 1225 km² para 478 km² (Nesa, 2018; Souza-
184 Araújo et al., 2018). Estudos recentes na região demonstram os impactos ambientais,
185 sociais e econômicos causados pré e pós instalação do complexo hidrelétrico como,
186 mudança do regime hidrológico, aumento da turbidez, profundidade, temperatura e
187 declínio na riqueza em espécies de peixes (Castro-Diaz et al., 2018; Fitzgerald et al.,
188 2018; Kalacska et al., 2020; Mayer et al., 2021).

189 O rio Xingu sofre por mais um impacto ambiental, a mineração artesanal desde a
190 década de 70 (Monteiro et al., 2010). Lobo *et al.* (2018) demonstraram que na região a
191 exploração de Au artesanal (pequena escala) correspondia a uma área de 92,1 km², de
192 estanho (Sn) 37,8 km², Cu 2,6 km² e de Ni 1,9 km² sendo considerado mais um fator de
193 risco para a exposição de EPTs em ambientes aquáticos e aos peixes. O acúmulo desses
194 elementos nos tecidos musculares dos peixes pode causar danos em toda rede alimentar,
195 inclusive nos seres humanos (Ezemonye et al., 2019). Esse acometimento pode ser
196 observado principalmente em comunidades, como as amazônicas, onde o peixe é a maior
197 fonte de proteína, principalmente pelas espécies de cadeia trófica superior (Da Silva-
198 Junior et al., 2018; Oliveira et al., 2018).

199 Sabemos que o consumo diário de peixes expostos e contaminados por elementos
200 como Cd, Cu e Pb em áreas sob impacto, pode levar a sérios danos. A análise do tecido

201 muscular de peixes de níveis tróficos diferentes pode fornecer dados sobre o nível de
202 exposição, segurança alimentar e possíveis riscos a saúde humana (Begossi et al., 2019).
203 Portanto, objetivamos compreender o comportamento de Cd, Cu e Pb em água, sedimento
204 e no músculo de duas espécies de níveis tróficos diferentes, *Cichla melaniae* e
205 *Baryancistrus xanthellus* em áreas impactadas pela Usina Hidrelétrica de Belo Monte.

206 **2. Material e Métodos**

207

208 2.1. Área do estudo

209

210 Amostras de água, sedimento e peixes foram coletadas no trecho desde o rio Xingu
211 que faz confluência com o rio Iriri até a jusante da casa de força principal da UHEBM,
212 próximo ao município de Vitória do Xingu. As coletas ocorreram em outubro de 2020,
213 período de seca amazônica em oito pontos de amostragem: Ponto 1 (P1) localizado a
214 montante do reservatório principal da UHEBM, área que não sofre influência da
215 UHEBM, servindo para esse estudo como um ponto com de referencia; Ponto 2 (P2)
216 localizados no reservatório principal da UHEBM, a montante-da cidade de Altamira/PA;
217 Pontos 3 (P3) e 4 (P4) localizados no reservatório principal da UHEBM, a jusante da
218 cidade de Altamira/PA. Pontos 5 (P5) e 6 (P6) localizados na Volta Grande do Rio Xingu,
219 região do rio Xingu que sofreu um desvio para a construção da UHEBM, sendo P5, a
220 montante do rio Bacajá e P6, a jusante desse; e Pontos 7 (P7) e 8 (P8) localizando a jusante
221 da casa de força principal da UHE Belo Monte, próximos à cidade de Vitória do
222 Xingu/PA.

223

224 2.2. Amostras coletadas *in situ*

225

226 A temperatura (°C), pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) da água foram medidos *in*
227 *situ* em todos os oito pontos. As amostras de água foram coletadas em duplicatas
228 manualmente, mergulhadas a 30 cm da superfície conforme Parron et al. (2011), fixadas
229 imediatamente com ácido nítrico (HNO_3). As amostras foram refrigeradas até o momento
230 da análise. Os sedimentos foram coletados em triplicatas com o auxílio de
231 uma draga manual Van-veen, armazenados e refrigerados.

232 2.3. Amostragem de peixes

233 *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus*, conhecidos popularmente como
234 tucunaré e acari-amarelinho, respectivamente, foram utilizados como organismos
235 biomonitores. Ambas as espécies desempenham um papel importante para a
236 biodiversidade por serem organismos que ocupam níveis tróficos diferentes. *Cichla*
237 *melaniae*, é um peixe com alto consumo, tanto pelas populações locais como em diversos
238 lugares (Kullander et al., 2006). *Baryancistrus xanthellus*, da família Loricariidae, é uma
239 espécie endêmica do Xingu, de hábito alimentar detritívoro, é consumido particularmente
240 pelos povos do Xingu e bastante comercializado devido a ser considerado um peixe
241 ornamental (Py-Daniel et al., 2011). Para o estudo, foram coletados um total de 127
242 peixes, sendo 63 *Cichla melaniae* e 64 *Baryancistrus xanthellus*, distribuídos ao longo de
243 quatro pontos de coletas de peixes (P1, P2, P5 e P6). Em campo, os peixes foram
244 eutanasiados com o anestésico eugenol diluído em álcool. Os espécimes individualmente,
245 foram pesados e medidos em comprimento padrão. Posteriormente, as amostras de
246 músculo foram extraídas, armazenadas e congeladas até o momento da análise. Este
247 estudo teve a aprovação para coleta dos animais do SISBIO nº 71763-1 e do Comitê de
248 Ética para uso Animal em Pesquisa (CEUA-UFPA) nº 8166251119, para o manuseio e
249 eutanásia das espécies.

250

251 2.3 Análise de metais em amostras ambientais

252

253 As amostras de água foram analisadas em fração total e dissolvidas. Para análise
254 da fração dissolvida, as amostras de água foram filtradas em bomba a vácuo com
255 membrana filtrante de acetato de celulose, com porosidade de 0,45 µm (Millipore, Merck)
256 adicionado padrão interno e HNO₃ bidestilado e levadas para o Espectrômetro de Massas
257 com Plasma Acoplado para análise (Cd, Cu e Pb).

258 As amostras de sedimento, inicialmente foram secas por 45 dias. Depois de secas,
259 foram homogeneizadas e peneiradas com malha de 2,0 mm. Os 100 mg de sedimento para
260 cada ponto de amostragem foram pesados separadamente e digeridas em micro-ondas
261 seguindo um procedimento padrão com 1,5ml de ácido nítrico (HNO₃) e 0,5ml de ácido
262 clorídrico (HCl), após isso, ocorreu o resfriamento e novamente realizou-se acidificação
263 com 0,5 ml de ácido fluorídrico (HF) e levadas ao micro-ondas. Após acontecer o
264 resfriamento dessas amostras, foi adicionado 1 ml de ácido bórico (H₃BO₃) e novamente
265 foram levadas para aquecimento em micro-ondas. As amostras foram transferidas para

266 tubos falcon após resfriamento, aferidas com ácido nítrico a 1%. Os materiais certificados
267 para esta análise foram: NIST SEM 1944 e NIST SEM 1646^a. Os procedimentos da
268 análise seguiram o método Akagi (2004) e a quantificação desses elementos foram feitas
269 no Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução.

270 2.4. Análise de metais nos peixes

271

272 Para a quantificação de Cd, Cu e Pb, as amostras de músculo foram pesadas (0,1 g),
273 digeridas com 1,5 mL de ácido nítrico (HNO₃) e 0,5 mL de peróxido de hidrogênio
274 (H₂O₂). Após acidificação, levou-se para o microondas por aproximadamente 20 minutos,
275 em seguida levou para capela para o resfriamento por cerca de 20 a 30 minutos para serem
276 transferidos em tubo falcon. Nos tubos acidificados completou volume para 10 mL com
277 ácido nítrico a 1% para ter amostra necessária. As análises ocorreram no Espectrômetro
278 de Massas com Plasma Acoplado por Indução e posteriormente os dados foram escritos
279 na base de dados do trabalho. A precisão analítica foi monitorada. As soluções em branco
280 foram processadas e medidas juntamente com as amostras, e os valores em branco obtidos
281 foram subtraídos das leituras da amostra antes do cálculo dos resultados. Utilizamos um
282 material de referência certificado (CRM), designado por proteína de peixe DORM-3
283 (Conselho Nacional de Pesquisa, Ottawa, Ontário, Canadá), este foi analisado
284 precisamente como das amostras de peixes. Todos os resultados encontrados nas amostras
285 neste estudo, mostraram estar de acordo com os valores certificados, mostrando que o
286 procedimento foi preciso. A recuperação média foi de 109%.

287 2.5 Avaliação da concentração de EPTs

288

289 Para avaliar a qualidade água, parâmetros físico-químicos coletados *in situ* e as
290 concentrações de EPTs água utilizamos a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional
291 do Meio Ambiente. Consideramos a Classe II para água doce, que tem por objetivo
292 classificar corpos d'água e diretrizes ambientais, bem como estabelece as condições e
293 determina padrões de lançamento de efluentes. Na avaliação da contaminação do
294 sedimento, utilizamos a Resolução nº454/2012 do CONAMA para comparar as
295 concentrações dos metais. Adotamos Nível 1 que representa a concentração abaixo do
296 qual há menor probabilidade de efeito adversos à biota e Nível 2 que indica a
297 concentração acima do qual é provável que ocorra efeitos adversos á biota. As
298 concentrações encontradas de Cd, Cu e Pb nas amostras de peixes foram comparadas com

299 a Resolução RDC nº 487/2021 que dispõe sobre os limites máximos tolerados (LMT) de
300 contaminantes em alimentos.

301

302 2.6. Análises estatísticas

303

304 Após reunirmos os dados, análises descritivas foram realizadas. A distribuição dos
305 dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variâncias pelo
306 teste de Levene. As diferenças de peso e comprimento das duas espécies, as concentrações
307 dos EPTs no sedimento entre os pontos de coleta e também, para as espécies de peixes e
308 pontos de coleta, foi verificada pelo teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste pos-hoc de
309 Dunn ajustado a Bonferroni. Uma análise de componentes principais (PCA) foi utilizada
310 para explicar a distribuição dos elementos no músculo dos peixes em cada ponto de coleta.
311 Para cada componente principal 1 e 2, respectivamente, a média dos autovalores das
312 variáveis foram calculadas. Através dos scores obtidos por este teste, observamos o
313 comportamento desses elementos nas áreas do estudo e nas espécies estudadas.
314 Utilizamos diagramas de bloxpot para analisar os intervalos de distribuição de Cd, Cu e
315 Pb. As análises descritivas foram feitas no software Excel e as estatísticas no ambiente
316 RStudio. Adotamos o valor de $p < 0,05$ para indicar significância ou não dos testes
317 estatísticos.

318 3. Resultados

319

320 3.1 Qualidade da água

321

322 Os valores médios dos parâmetros físico e químicos foram semelhantes em todos
323 os pontos de amostragem do rio Xingu. O P1 apresentou a maior temperatura (31,86° C)
324 e P7 a menor (31,33° C). A medição da temperatura em P8 não foi possível ser realizada
325 por motivos técnicos. A condutividade elétrica teve valor máximo de (26 $\mu\text{S}/\text{cm}$) em P8.
326 O pH indicou uma variação entre os pontos de coleta, demonstrando-se ácido nos pontos
327 P1, P3 e P4 e neutro entre os pontos P2, P5, P6, P7 e P8 como demonstrado na Tabela I.

328

329 Tabela I- Parâmetros limnológicos (temperatura, condutividade e pH) medidos na água
330 dos pontos de coleta no rio Xingu.

Pontos Amostrais	Parâmetros Limnológicos		
	Temp.	Cond.	pH

	°C	μS/cm	
P1	31,86	16	6,97
P2	30,57	16	7,13
P3	30,7	17	6,57
P4	31,5	18	6,73
P5	31,83	19	7,2
P6	31,68	19	7,2
P7	31,33	16	7,39
P8	-	26	7,14
Medidas de tendência central	Temp.	Cond.	pH
	°C	μS/cm	
Amplitude	1,29	10	0,82
Média	31,35	18,38	7,04
Mediana	31,5	17,5	7,14
Variância	0,28	11,13	0,07
Desvio Padrão	0,52	3,34	0,27

331

332 A quantificação de Cd, Cu e Pb em água dissolvida, todos os pontos ficaram
333 abaixo do limite de quantificação (<LQ), bem como, o teor de Cd e Cu total em que todos
334 os pontos apresentaram abaixo do limite de quantificação, exceto Pb total em água no
335 ponto 2, que demonstrou a maior concentração (0,0005 mg/L), área dentro do reservatório
336 principal da hidrelétrica.

337

338 3.2 Concentrações e distribuição de elementos potencialmente tóxicos em sedimento

339

340 As concentrações de EPTs foram variadas nos sedimentos nas áreas estudadas. Entre
341 os EPTs os coeficientes de variação (CVs) altos foram encontrados em Cd nos pontos P1
342 (50%) e P3 (57%) e Cu no P5 (44%). Pb e os demais pontos tiveram CVs geralmente
343 baixos. As concentrações de Cd variaram de 0,071 a 0,241 mg/kg⁻¹ sendo que, as maiores
344 concentrações foram encontradas em P8 (0,241 mg/kg) e P7 (0,215 mg/kg⁻¹) e menores
345 concentrações em P6 (0,071 mg/kg) e P2 (0,133 mg/kg). Para Cu houve maiores
346 concentrações em P5 (31,585 mg/kg) e P2 (19,268 mg/kg) e menores concentrações em
347 P1 (9,926 mg/kg) e P6 (12,386 mg/kg). Concentrações de Pb foram superiores em P3
348 (30,789 mg/kg) e P2 (26,680 mg/kg) e menores em P6 (17,792 mg/kg) e P7 (18,007
349 mg/kg). A Tabela II apresenta as concentrações médias, desvio padrão e coeficientes de
350 variação de Cd, Cu e Pb no sedimento dos oito pontos do Rio Xingu.

351
352
353

Tabela II Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos metais nos diferentes pontos de coleta no rio Xingu

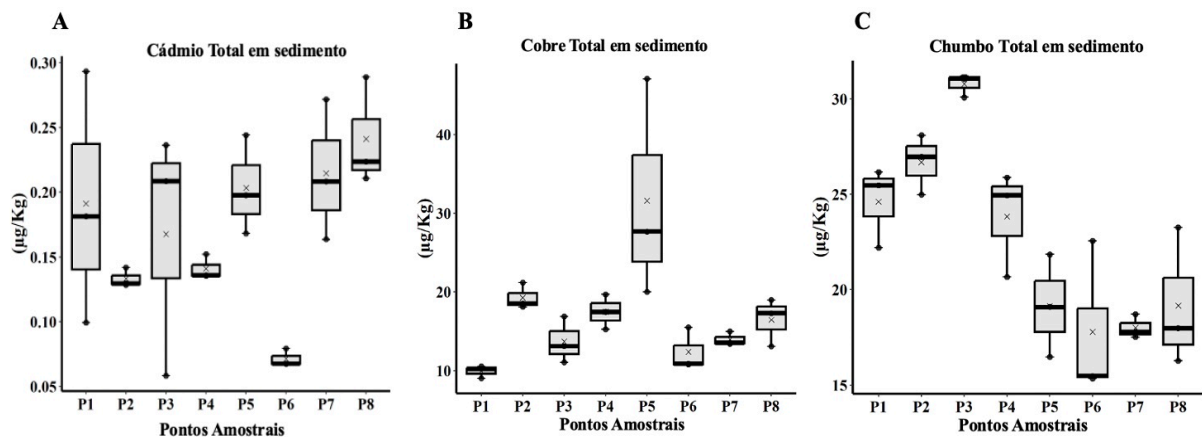
Pontos	Cd (mg/kg) ± SD ± CV	Cu (mg/kg) ± SD ± CV	Pb (mg/kg) ± SD ± CV
P1	0,191 ± 0,097 ± 0,50	9,926 ± 0,803 ± 0,08	24,611 ± 2,113 ± 0,08
P2	0,133 ± 0,007 ± 0,05	19,268 ± 1,669 ± 0,08	26,680 ± 1,568 ± 0,05
P3	0,168 ± 0,096 ± 0,57	13,695 ± 2,947 ± 0,21	30,789 ± 0,605 ± 0,01
P4	0,141 ± 0,009 ± 0,06	17,470 ± 2,212 ± 0,12	23,837 ± 2,780 ± 0,11
P5	0,203 ± 0,038 ± 0,18	31,585 ± 13,950 ± 0,44	19,136 ± 2,692 ± 0,14
P6	0,071 ± 0,007 ± 0,09	12,385 ± 2,695 ± 0,21	17,792 ± 4,127 ± 0,23
P7	0,214 ± 0,054 ± 0,25	13,977 ± 0,876 ± 0,06	18,007 ± 0,631 ± 0,03
P8	0,241 ± 0,042 ± 0,17	16,465 ± 3,023 ± 0,18	19,168 ± 3,641 ± 0,18

354
355

SD=desvio padrão; CV=coeficiente de variação

356
357
358
359
360
361
362
363
364
365

Ao analisar o EPT por ponto de coleta, foi verificado normalidade para Cd em todos os pontos de coleta ($p > 0,05$). Cu apresentou normalidade em todos os pontos ($p > 0,05$), exceto, no P6 ($p = 0,03756$). Pb mostrou que há normalidade entre os pontos de coleta ($p > 0,05$), exceto, em P6 ($p = 0,03216$). A homogeneidade (utilizando a média como centro da análise), demonstrou que não há homogeneidade de variância para Cd ($F = 3.4019$ $p = 0,0216$). Pb ($F = 2.6866$ e $p = 0,4816$) e Cu apresentam homogeneidade de variâncias ($F = 1,1354$ e $p = 0,3898$). Os gráficos de barras demonstraram as diferenças significativas encontradas (Figura II).



366

367 Fig. II Comparação das concentrações de cádmio (A), cobre (B) e chumbo (C) entre os
 368 oito pontos de coleta no sedimento
 369

370 As concentrações de Cd no sedimento para cada ponto de coleta não apresentaram
 371 diferença ($x^2 = 12,92$, GL = 7 e $p = 0,07408$). As concentrações de Cu para cada ponto de
 372 coleta tiveram diferença estatística ($x^2 = 18,74$, GL = 7, $p = 0,0090$). Há diferença
 373 encontrada pelo pos-hoc foi entre P1-P5 ($F=3,57$, $p = 0,0096$). Pb para cada ponto de
 374 coleta, apresentou diferença estatística entre pontos ($x^2 = 17,88$, GL = 7 e $p = 0,01252$)
 375 pelo teste de Kruskal-Wallis. No entanto, quando avaliamos o post-hoc Dunn –
 376 Bonferroni, o teste não apresentou nenhuma diferença estatística entre nenhum ponto,
 377 considerando o valor-p ajustado de Bonferroni.

378

379 3.3 Concentrações de elementos potencialmente tóxicos em peixes

380

381 Os espécimes de *Cichla melaniae* coletados ao longo dos pontos amostrais do rio
 382 Xingu apresentaram uma variação no comprimento padrão de 22 (P1) a 36 cm (P6),
 383 enquanto os pesos corporais variaram de 200 (P1) a 1150g (P6).

384 Já o comprimento padrão de *Baryancistrus xanthellus* variaram de 15,4 (P2) a 27,5cm
 385 (P5) e os pesos corporais tiveram uma variação de 120 (P6) a 440g (P5). Ao comparar as
 386 duas espécies, *Cichla melaniae* apresentou comprimento padrão e peso maior que
 387 *Baryancistrus xanthellus* em todos os pontos de amostragem. As médias de peso e
 388 comprimento padrão das espécies entre os pontos foram demonstradas na Tabela III.

389

390 Tabela III Parâmetros de peso e comprimento padrão dos espécimes de *Cichla melaniae*
 391 e *Baryancstirus xanthellus* coletados no rio Xingu na estação seca de 2020.

392

Espécie	Ponto	n	Comprimento Padrão (cm)			Peso (g)		
			mín.	máx	Média± SD	mín.	máx	Média± SD
<i>Cichla melaniae</i>	P1	15	22	32,1	28,18 ± 3,48	200	800	549,33 ± 173,22
	P2	17	24,5	33,5	28,83 ± 3,34	400	850	538,12 ± 179,79
	P5	18	29	36	28,69 ± 3,29	240	1000	536,39 ± 188,57
	P6	13	24,3	36	31,55 ± 3,61	300	1150	696,15 ± 274,97

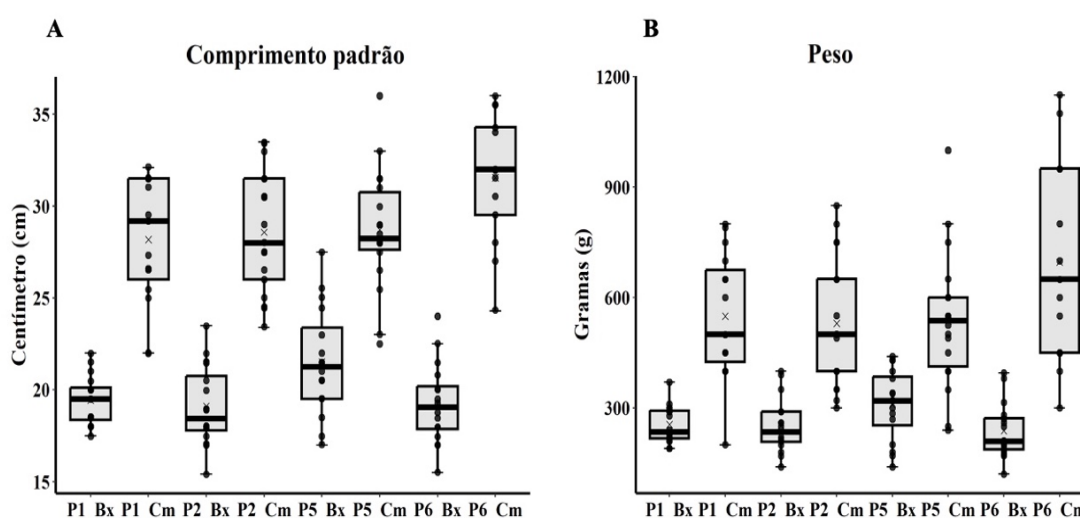
<i>Baryancistrus xanthellus</i>	P1	16	17,5	22	19,44 ± 1,36	190	370	254,94 ± 51,48
	P2	16	15,4	23,5	19,11 ± 2,19	140	400	252,19 ± 76,00
	P5	16	17	27,5	21,53 ± 2,96	140	440	309,06 ± 96,78
	P6	16	15,5	24	19,24 ± 2,20	120	395	237,81 ± 76,07

393 SD=desvio padrão; cm=centímetro; g= gramas

394

395 A figura III a seguir indica as diferenças significativas encontradas.

396



397

398 Fig. III Análise do comprimento padrão (A) e peso (B) entre as espécies e os pontos
399 de coleta

400 *Cichla melaniae* apresenta um comprimento padrão maior que *Baryancistrus*
401 *xanthellus*. Quando analisamos os animais agrupados por ponto, apresentou distribuição
402 normal em praticamente todos os pontos ($p > 0,05$), exceto em *Baryancistrus xanthellus*
403 (P2) ($W = 0,8625$ e $p = 0,02093$) que não apresentou normalidade dos dados. Existe
404 diferença significativa entre comprimento padrão das espécies e os pontos amostrais (X^2
405 = 89,986, $GL = 7$ e $p < 2,2 \times 10^{-16}$) mostradas a seguir: *Cichla melaniae* (P1) apresentam
406 diferenças para Bx_P2 ($p = 0,00031$), Bx_P5 ($p = 0,00485$) e Bx_P6 ($p = 0,00004$). *Cichla*
407 *melaniae* (P2) se difere de Bx_P5 ($p = 0,00245$) e Bx_P6 ($p = 0,000015$), além disso, *Cichla*
408 *melaniae* (P5) demonstra diferença em Bx_P6 ($p = 0,000011$). Observou-se diferença de
409 *Baryancistrus xanthellus* (P1) para Cm_P1 ($p = 0,00023$), Cm_P2 ($p = 0,00009$), Cm_P5
410 ($p = 0,00007$) e Cm_P6 ($p = 0,0000021$). *Baryancistrus xanthellus* (P2) é diferente do

411 Cm_P2 (p=0,00013), Cm_P5(p= 0,000099) e Cm_P6 (p=0,0000028). *Baryancistrus*
 412 *xanthellus* (P5) é diferente de CM_P5 (p=0,00199) e Cm_P6 (p=0,0000677), bem como
 413 *Baryancistrus xanthellus* (P6) se difere de *Cichla melaniae* no P6 (p=0,00000029).

414

415 O peso dos espécimes avaliados no estudo, agrupado por ponto de coleta, apresentou
 416 distribuição normal com valor de $p > 0,05$. Mas não apresentaram homogeneidade de
 417 variância ($F = 7,4048$ e $p = 2,237 \times 10^{-7}$). A análise demonstrou diferença estatística entre
 418 os pontos ($X^2 = 66,724$, $GL = 7$ e $p = 6,767 \times 10^{-12}$). O peso dos espécimes de *Cichla*
 419 *melaniae* de (P1) apresentam diferença estatística de: Bx_P2 (p=0,00027), Bx_P5
 420 (p=0,03253) e Bx_P6 (p=0,00004). *Cichla melaniae* (P2) se difere de Bx_P5 (p=0,0487)
 421 e Bx_P6 (p=0,00006). As diferenças observadas em *Baryancistrus xanthellus* (P1) são:
 422 Cm_P1 (p=0,00054), Cm_P2 (p=0,00079), Cm_P5 (p=0,00055) e Cm_P6 (p= 0,01338);
 423 *Baryancistrus xanthellus* (P2) apresenta diferença entre Cm_P5 (p=0,00027) e Cm_P6
 424 (p=0,00774), e *Baryancistrus xanthellus* (P5) se difere em Cm_P5 (p = 0,0387), Cm_P6
 425 (p = 0,00177).

426

427 3.5 Análise de Componentes Principais (PCA)

428

429 A tabela (IV e V) mostram a quantidade média dos metais no músculo das espécies
 430 por ponto de coleta. Estes dados foram utilizados para realizar a análise de componentes
 431 principais.

432 Tabela IV Concentrações médias de Cd, Cu e Pb total no músculo de *Cichla melaniae*
 433 por pontos de amostragem.

Locais	N	Média e Desvio Padrão		
		Cd ($\mu\text{g/kg}$)	Cu ($\mu\text{g/kg}$)	Pb ($\mu\text{g/kg}$)
P1	15	0,00108 \pm 0,0005	0,5013 \pm 0,102	0,0066 \pm 0,0076
P2	17	0,00188 \pm 0,0019	0,3611 \pm 0,224	0,0076 \pm 0,0057
P5	18	0,00159 \pm 0,0012	0,1919 \pm 0,0313	0,0175 \pm 0,0080
P6	13	0,00147 \pm 0,0014	0,1759 \pm 0,023	0,0159 \pm 0,0021

434 N= número de amostras

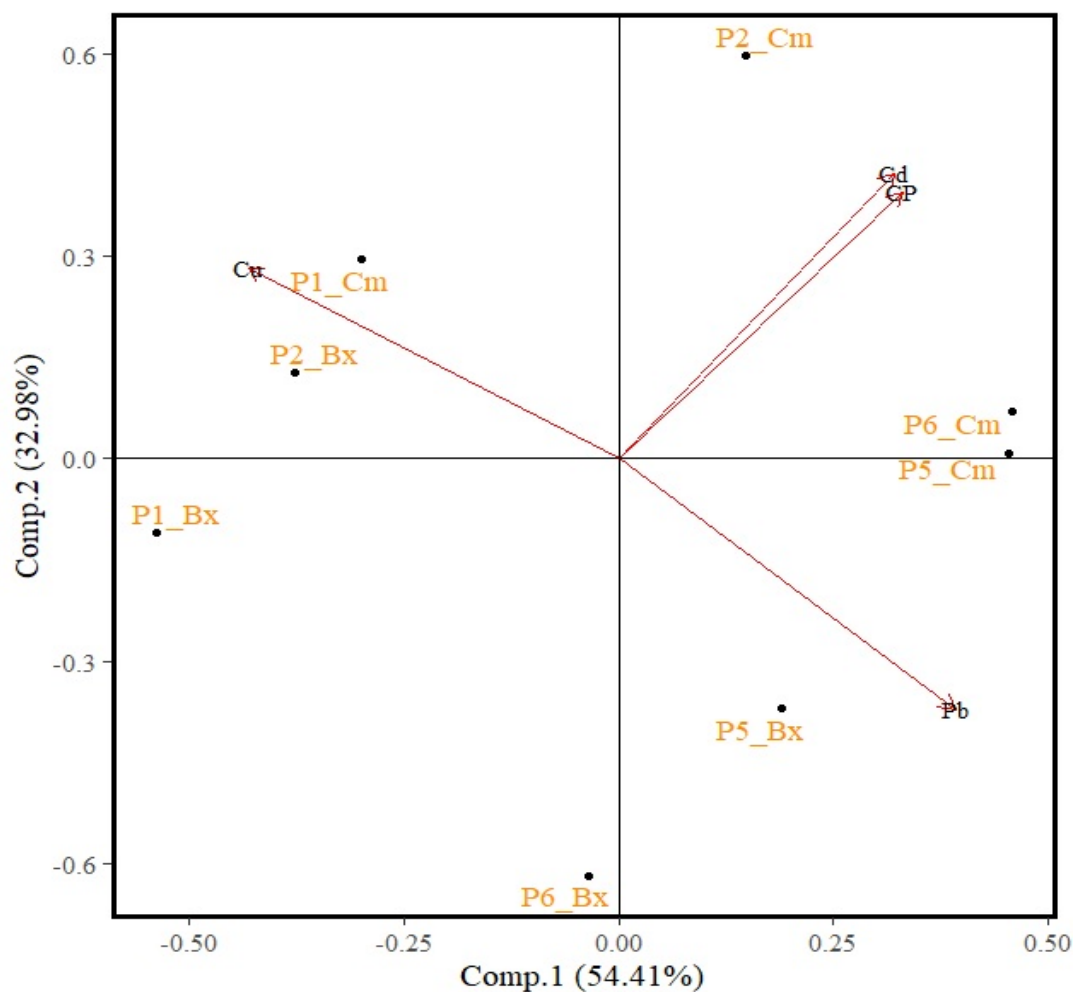
435 Tabela V Concentrações médias de Cd, Cu e Pb total no músculo de *Baryancistrus*
 436 *xanthellus* por pontos de amostragem.

Locais	N	Média e Desvio Padrão
--------	---	-----------------------

		Cd ($\mu\text{g/kg}$)	Cu ($\mu\text{g/kg}$)	Pb ($\mu\text{g/kg}$)
P1	16	0,00091 \pm 0,0005	0,5066 \pm 0,128	0,0073 \pm 0,0084
P2	16	0,00133 \pm 0,0007	0,3864 \pm 0,150	0,0028 \pm 0,0011
P5	16	0,00132 \pm 0,0008	0,2346 \pm 0,071	0,0187 \pm 0,0112
P6	16	0,0009 \pm 0,0004	0,2038 \pm 0,033	0,0155 \pm 0,0104

437 N= número de amostras

438 No presente estudo, os dois primeiros eixos da análise de componentes principais
439 (PCA) explicam 87,4% da variação nas análises, com 54,41% e 32,98% explicando
440 Componente Principal 1 (PC1) e Componente Principal 2 (PC2), respectivamente. O
441 exame de cargas obtidas nesta PCA demonstrou que as variáveis que mais contribuíram
442 para o primeiro componente principal foram Cd e Pb, ao mesmo tempo, Cd e Cu foram
443 as variáveis dominantes no segundo componente principal. Entre metais e pontos, o eixo
444 para o primeiro componente principal está positivamente relacionado com CP, Cd, Pb,
445 *Cichla melaniae* do P2, P5, P6 e *Baryancistrus xanthellus* do P5 e negativamente
446 relacionado com Cu, *Cichla melaniae* do P1 e *Baryancistrus xanthellus* do P1, P2 e P6.
447 O eixo PC2 está positivamente associado com Cu, Cd, CP, *Cichla melaniae* do P1, P6,
448 *Baryancistrus xanthellus* do P2 e P5. E está negativamente relacionado com Pb,
449 *Baryancistrus xanthellus* de P1, P6 e P5. O padrão da análise da PCA foi observado
450 através dos (scores) (Figura IV). Quando as relações entre variáveis e amostras foram
451 examinadas no boxplot correspondente, foram observados padrões similares através da
452 PCA.



453

454 P1_cm = ponto 1 com *Cichla melaniae*; P1_bx = ponto com *Baryancistrus xanthellus*;
 455 P2_cm = ponto 2 com *Cichla melaniae*, P2_bx = ponto 2 com *Baryancistrus xanthellus*;
 456 P5_cm = ponto 5 com *Baryancistrus xanthellus*; P5_cm = ponto 5 com *Cichla melaniae*;
 457 P6_bx = ponto 6 com *Baryancistrus xanthellus* e P6_cm = ponto 6 com *Cichla melaniae*;
 458 Cp= Comprimento padrão

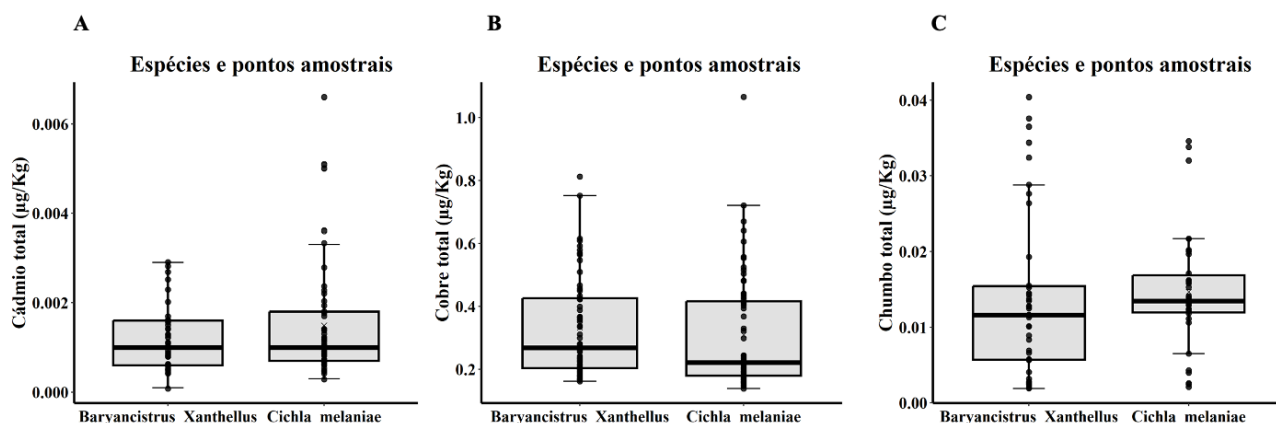
459

460 Fig. IV Análise de componentes principais (PCA) com matriz de análise das variáveis
 461 CP, Cd, Cu e Pb por ponto e espécie de peixe. Distribuição das variáveis CP, Cd, Cu e Pb
 462 (autovetores) e distribuição das médias dos valores obtidos pelos pontos-espécie de peixe
 463 (autovalores)

464

465 A comparação de cada EPT, Cd, Cu e Pb no músculo das espécies de peixe pelo teste de
 466 Kruskal-Wallis não apresentou diferença estatística ($p > 0,05$) (Figura V).

467



468

469 Figura VI. Análise de Cádmio (A), Cobre (B) e Chumbo (C) entre as espécies.

470

471 A análise das concentrações de Cd no músculo de *Cichla melaniae*, apresentou
 472 variação menor que o Limite de Quantificação (<LQ) e a maior foi de 0,006 µg/kg⁻¹ (P2).
 473 Em *Baryancistrus xanthellus* a variação foi menor que <LQ a 0,002 µg/kg⁻¹ (P5). Em
 474 relação ao Cu no músculo de *Cichla melaniae* a concentração menor foi 0,138 µg/kg⁻¹
 475 (P6) e a maior 1,065 µg/kg⁻¹ (P2). Em *Baryancistrus xanthellus* a concentração menor
 476 0,161 µg/kg⁻¹ (P5) e a maior 0,812 µg/kg⁻¹ (P1). O Pb no músculo de *Cichla melaniae*,
 477 apresentou a menor concentração foi <LQ e a maior 0,034 µg/kg⁻¹ (P5). Em *Baryancistrus*
 478 *xanthellus*, a menor concentração foi abaixo do limite de detecção e a maior 0,040 µg/kg⁻¹
 479 (P6).

480

481 4. Discussão

482

483 Durante o período de amostragem, as variáveis físico-químicas da água
 484 apresentaram pouca variação entre os oito pontos de coleta no rio Xingu. As
 485 temperaturas encontradas, seguiram padrões observados em outros estudos realizados na
 486 região (Nascimento et al., 2021) em período de seca amazônica. Em condições naturais,
 487 a água do rio Xingu exibe um pH próximo a neutralidade. O pH médio encontrado foi de
 488 7,04 e está de acordo para região como descrito por Sioli (1945) e na faixa recomendada
 489 pelo CONAMA (6-9). O Pb total, foi o único elemento encontrado em água no
 490 reservatório principal da hidrelétrica. No entanto, encontra-se dentro do padrão
 491 estabelecido pela legislação brasileira. Para Pb o valor máximo permitido em água é de
 492 0,01mg/L. Segundo Pari et al., (2017) determinados testes analíticos com técnicas

493 fundamentadas por ondas podem demonstrar restrições para a detecção de contaminantes
494 em águas naturais.

495

496 A presença de EPTs em corpos d'água ocorrem normalmente em menores
497 concentrações e tendem a se acumularem em maiores concentrações no sedimento (Gao
498 et al., 2021) como encontrado neste estudo, para então ocorrer o início do ciclo
499 geoquímico e posteriormente, ser ressuspensos ou dissolvidos em água (Kumar et al.,
500 2020). Neste estudo, Cd, Cu e Pb encontrados nas áreas amostradas dos sedimentos, não
501 seguiram um padrão específico ao longo dos pontos amostrais. Zhao et al., (2017)
502 afirmam que o acúmulo de EPTs em fases sedimentares se distribuem de forma complexa.
503 As faixas de concentrações dos elementos estudados foram as seguintes: 0,071 a 0,241
504 mg/kg⁻¹ para Cd, 9,926 a 31,585 mg/kg⁻¹ para Cu e 17,792 a 30,789 mg/kg⁻¹ para Pb. Estes
505 resultados nos indicam que as variações encontradas podem estar relacionadas aos
506 elementos, suas fases de ligação do sedimento e a especificidade de cada local amostrado,
507 principalmente após a construção da UHEBM.

508

509 As concentrações de Cd foram maiores em dois pontos na casa de força principal
510 da UHEBM. Podemos associar o conteúdo de Cd nestes locais a origem geológica e
511 erosão do fluxo por mudanças hidrodinâmicas e geoquímicas causadas pela UHEBM,
512 conforme descrito por Tabelin et al., (2018), ao relacionar grandes construções com a
513 liberação de Cd e outros elementos através de rochas contendo concentrações naturais. O
514 rio Xingu drena rochas cristalinas e sedimentares, essas por sua vez, contêm
515 concentrações geogênicas maiores de Cd na faixa de 0,01 a 2,6 mg/kg⁻¹ (Gong et al.,
516 1977) e semelhante ao encontrado neste estudo. Ainda, a jusante da UHEBM, velocidades
517 altas de água e substratos rochosos ocorrendo em manchas e profundamente submersos
518 são observadas (Sabaj et al., 2015).

519

520 Nossos resultados inferem que a incorporação de Cd na rede de minerais presentes
521 no rio Xingu, principalmente em forma de óxidos (por exemplo Fe, Mn) (Kang et al.,
522 2019) e condições alteradas como: alta temperatura e diminuição do oxigênio dissolvido
523 através da UHEBM (Bertassoli Jr et al., 2017; Fitzgerald et al., 2018) podem estar
524 determinando a sua concentração e possível mobilidade nas fases sedimentares (Song et
525 al., 2019; Szara-Bak et al., 2021). Os sedimentos estudados, foram classificados como
526 não contaminados por Cd (valor total de Cd inferior a 0,6 mg/kg⁻¹) com menor

527 probabilidade de ocasionar algum dano à biota (Conama, 2012). Entretanto, como Cd é
528 tóxico inclusive em baixas concentrações, o monitoramento deste elemento é importante
529 ao fato que sua biodisponibilidade e toxicidade depende da condição do ambiente, sua
530 forma química, alvo biológico e não de sua concentração total.

531

532 O Cu detectado em sedimento foi claramente maior na região da Volta Grande do
533 Xingu (VG). A partir dos valores encontrados, os sedimentos dos oito pontos foram
534 classificados como Nível I segundo a legislação brasileira (CONAMA, 2012) e
535 considerados não poluídos por Cu (valores inferiores a $35,7 \text{ mg kg}^{-1}$). Isso sugere que a
536 presença de Cu nesse compartimento assim como Cd, pode estar associada ao
537 intemperismo, intensificado por atividades antrópicas observados nessa região. Além
538 disso, as condições cinéticas hidrológicas oriundas da construção da UHEBM,
539 conseguem potencializar a concentração de Cu neste ponto pela criação de barreiras. No
540 caso do sedimento da VG, estudos antes do funcionamento da barragem, como de
541 Sawakuchi et al., (2015) presumiam algumas alterações do sedimento e mais tarde foram
542 observadas, como: aumento da sedimentação, e conseqüentemente, mudanças do
543 substrato sedimento, alteração da superfície e o volume de partículas finas como (silte-
544 argila) sob substratos rochosos (lama), deposição de altos teores de matéria orgânica
545 (MO) e transporte modificado de sedimentos (Fernandes et al., 2011; Mendes et al.,
546 2021).

547

548 As diferenças encontradas nas concentrações de Cu nos sedimentos da VG e da
549 região fora da influência da UHEBM, mostram que a natureza e a afinidade do tipo de
550 sedimento pelo Cu, bem como, as mudanças ocorridas, podem gerar adsorções diferentes
551 de Cu, interações entre Cu-MO e por consequência, a disponibilização deste elemento.
552 Nossas observações são similares aos estudos de outros autores ao analisarem o efeito da
553 composição do sedimento, na concentração de Cu e outros elementos (Baran et al., 2019;
554 Da Silva Júnior et al., 2020; Cabral et al., 2021; Bogutá et al., 2022). Os resultados quanto
555 a menor concentração de Cu corrobora com os dados observados no estudo de Silva-Filho
556 et al., (2014), realizado nesta região antes da construção. Ainda, sabe-se que em
557 sedimentos inalterados, como do P1, EPTs como Cu, ficam na rede cristalina de minerais
558 daquela região e em frações residuais (como a lama de fundo) (Mzimela et al., 2021).

559

560 Quando observamos o comportamento do Pb no sedimento em relação aos pontos,
561 as concentrações foram maiores na área dos reservatórios principais da hidrelétrica. Como
562 não há indústrias nessa região (maiores fontes de Pb), os resultados encontrados neste
563 estudo podem estar associados a descarga de dejetos urbanos incluindo os hospitalares,
564 um problema que ocorre a longo prazo nessa região, como mostrado por Gauthier et al.,
565 (2019). A presença de Pb já foi descrita na região do rio Xingu (Carvalho et al., 2009)
566 desde então, nenhum estudo na avaliação de poluição por Pb foi realizado ainda que este
567 elemento não é biodegradável e, mesmo em concentrações relativamente baixas, pode
568 acumular-se, desencadear desequilíbrio e conseqüentemente, toxicidade em espécies de
569 peixes, por exemplo (Rahman et al., 2022).

570

571 Os dados inferem a distribuição de Pb neste local pode estar sendo controlada pela
572 qualidade e teor da MO (origem autóctone), além das reações de adsorção e complexação.
573 No trecho a jusante de Altamira próximo à segunda barragem (são duas na UHEBM, a
574 principal, que aproveita o ciclo do rio e uma secundária), Adams et al., (2017) observaram
575 nas áreas de vegetação alagadas, maiores teores de MO em decomposição, aumento do
576 carbono dissolvido e proliferação de algas. Como encontramos Pb Total também em
577 análise de água neste ponto, as partículas finas modificadas pós-barramento no
578 sedimento, podem estar adsorvendo Pb da fase aquosa e transportando-o para o sedimento
579 do reservatório (Baran et al., 2019). Nossos resultados sugerem que os sedimentos de
580 todos os pontos amostrais, foram considerados como Nível I e não poluídos por Pb
581 (valores inferiores a 35 mg kg⁻¹). No entanto, estudos têm demonstrado que o
582 comportamento de Pb e seu acúmulo em sedimentos de reservatórios, podem ser
583 determinados pelo tempo de funcionamento de uma hidrelétrica (Bing et al., 2016; Dong
584 et al., 2018).

585

586 Nos peixes, informações diferentes foram obtidas em relação aos EPTs, tipo da
587 amostra, espécies e distribuição geográfica. Estudos de biomonitoramento de Cd, Cu e
588 Pb em áreas sob influência da UHEBM tem grande relevância, visto que a contaminação
589 por esses elementos traz grandes preocupações devido ao risco ambiental e riscos à saúde
590 da população dessa região, da qual o consumo de peixe é a principal fonte de proteína.
591 Desse modo, o músculo de peixes parece ser a melhor alternativa para esse tipo de
592 avaliação. Os resultados da PCA mostraram que os perfis metálicos nas duas espécies são
593 distintos (ver Fig IV) e, por isso, *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus* subsidiam

594 explicações diferentes sobre cada EPT das áreas amostradas e sedimento. *Cichla*
595 *melaniae* demonstrou ser a escolha mais adequada para o seu biomonitoramento de Cd,
596 uma vez que este foi um dos EPTs com maior pontuação em PC1 na área do reservatório
597 principal da hidrelétrica.

598

599 As respostas observadas de Cd em *Cichla melaniae* podem estar associadas a
600 preferência de habitat e nível trófico desta espécie. Peixes carnívoros/piscívoros se
601 movem ativamente pela água em busca de presas (Lacerda et al., 2020), e devido a isso,
602 o processo de biomagnificação pode acentuar-se (Silva et al., 2023). Outras
603 particularidades da espécie como, ciclo reprodutivo e de vida, capacidade metabólica e
604 fatores abióticos, podem estar envolvidos na adsorção ou eliminação de Cd (Ali e Khan,
605 2019). Estudos em áreas sob influência de usinas hidrelétricas e mineração nas últimas
606 décadas na região amazônica tem demonstrado o acúmulo de Cd em peixes com níveis
607 tróficos superiores (Lima et al., 2015; Silva Costa et al., 2022). Por outro lado, Alcalá-
608 Orozco et al., (2020) relataram níveis acima do permitido para o acúmulo de Cd no
609 músculo principalmente em peixes amazônicos de hábito detritívoro.

610

611 De fato, os resultados obtidos neste estudo mostraram concentrações muito baixas
612 de Cd no músculo dos peixes e geralmente não estão relacionadas à exposição a este
613 elemento (valores menor que 0,05 mg/kg-1) corroborando com alguns estudos aqui na
614 região Amazônica. Albuquerque et al., (2021), avaliaram o músculo e fígado de *Cichla*
615 *temensis* (tucunaré) e *Pterygoplichthys pardalis* (Acari). O Cd foi associado
616 principalmente a espécie de hábito carnívoro e, ao avaliarem dois tecidos, identificaram
617 maiores concentrações no fígado, considerando que o Cd é concentrado ao se ligar a uma
618 proteína hepática (metalotioneína). Rivas et al., (2023) também demonstraram valores
619 maiores de Cd no músculo das espécies carnívoras, porém, apresentavam-se dentro dos
620 padrões permitidos. No entanto, a amostra do estudo e o método analítico também pode
621 estar influenciando os resultados, ou seja, algumas técnicas demonstram limitações para
622 quantificar concentrações de EPTs como Cd no músculo (Albuquerque et al., 2021).

623

624 Apesar das diferenças verificadas quanto a concentração de Cd através do hábito
625 alimentar, quando analisamos os pontos amostrais, um padrão estável foi observado e
626 diferenças estatísticas entre os pontos não foram observadas $p < 0,05$. As maiores
627 concentrações de Cd em *Cichla melaniae* na área do reservatório principal, pode estar

628 associado ao barramento do rio *in locu*. Essa espécie possui particularidades como, a
629 preferência por ambientes de fluxo lântico e hábito sedentário, mesmo que realize
630 deslocamentos laterais entre o canal principal do rio para forrageamento (Kullander et al.,
631 2006). Ainda que concentrações tenham sido encontradas menores no músculo de
632 *Baryancistrus xanthellus*, as semelhanças geográficas dos pontos com as de *Cichla*
633 *melaniae* foram confirmadas (área do reservatório principal). Isso pode explicar o
634 resultado obtido e propor que a principal fonte de exposição ao Cd para as duas espécies
635 são os sedimentos (Viana et al., 2022; Reyes-márquez et al., 2022), devido a posição
636 trófica para *Baryancistrus xanthellus* (Magalhães et al., 2021) e áreas alagadas pela
637 construção da hidrelétrica para *Cichla melaniae*.

638

639 De outro modo, o Cu teve alta relação na PC2. Ambas as espécies tiveram
640 concentrações médias próximas e maiores na área que faz confluência com o rio Iriri e
641 teoricamente não sofre influência da UHEBM. Esse resultado reflete a complexidade de
642 mecanismos reguladores e compensatórios em vários níveis biológicos (Chandrapalan et
643 al., 2021) e ainda, características da região. Com a construção da UHEBM, perturbações
644 ambientais ocorreram e, transportadores, proteínas de ligação e vias de sinalização
645 reguladoras de EPTs presentes nessas áreas também podem ter sido alteradas, impactando
646 diretamente a especiação química do elemento bem como, a estabilidade de nutrientes
647 como Cu (Zhang et al., 2014; Huang et al., 2020). Isso explica o porquê das maiores
648 concentrações de Cu no músculo de *Baryancistrus xanthellus* e *Cichla melaniae*, serem
649 encontradas na região com menor valor em sedimento.

650

651 Com base no comportamento de Cu nos peixes dessa região sem intervenções da
652 hidrelétrica, levantamos a hipótese de que essas concentrações maiores poderiam ser
653 proporcionais ao aumento da concentração de íons de Cu (II) disponível, controlada pela
654 diminuição da concentração de ligantes complexos como a MO (Adams et al., 2020) e,
655 a interação de cátions (Na^+) com os sítios de ligação bióticos, influenciando a
656 concentração de Cu nas espécies (Braz-Mota et al., 2018; De Oliveira Eiras et al., 2022;
657 Gao et al., 2022). Além disso, no rio Xingu Bertassoli Jr et al., (2017) detectaram
658 variações na composição do sedimento e presença de alguns elementos como Fe e Ca em
659 abundância principalmente na época da seca. Nesse contexto, fortes associações da MO
660 com hidróxidos metálicos (Fe) geram competição pelo elemento e mudanças no perfil de

661 mobilidade/biodisponibilidade de Cu em todo ecossistema aquático ocorrem, o que pode
662 explicar as variações em nosso estudo (Sodano et al., 2017).

663

664 Por outro lado, alguns autores como Playle et al.(1993) e Bryan et al.(2002),
665 identificaram que o aumento da MO impedia a biodisponibilidade de Cu e
666 conseqüentemente, proporcionava uma proteção fisiológica para organismos aquáticos.
667 Estudos recentes demonstraram que teores aumentados de MO e a presença de matéria
668 orgânica natural (MON) diminuem a biodisponibilidade de Cu para peixes (Phillipps et
669 al., 2018; Zitoun et al., 2019; Crémazy et al., 2022),. Com base nisso, levantamos a
670 hipótese que as concentrações abaixo da tolerância nutricional de Cu para peixes (3
671 mg.kg⁻¹) (NRC, 2021), encontradas em ambas as espécies, independentemente do nível
672 trófico e locais de amostragem do rio Xingu, neste estudo, poderia estar sendo
673 influenciada por esse ligante. Em relação aos locais de amostragem, uma privação
674 nutricional de Cu mais acentuada foi observada nas espécies na região da VG. Adams et
675 al., (2017) observaram na região da VG, *Baryancistrus xanthellus* agonizando,
676 desnutridos, com região abdominal funda e lesões corporais.

677

678 Os estudos mais recentes realizados na região da UHEBM (Holanda et al., 2020;
679 Nascimento et al., 2022) observaram que *Baryancistrus xanthellus* é uma espécie mais
680 sensível às mudanças ambientais ocorridas pós-barramento e também uma diminuição
681 dessa espécie dentro do reservatório da UHEBM. Em áreas de usinas, após algum tempo
682 na área represada, a MO é transformada por reações químicas, afetando a produção
683 primária de recursos bentônicos (Cunha-Santino et al., 2013). De acordo com a análise
684 de peso e comprimento realizado nas espécies, *Baryancistrus xanthellus* apresentou um
685 peso e comprimento padrão inferior a *Cichla melaniae* em todos os pontos e diferente do
686 encontrado por Giarizzo et al., (2015) ao realizar um estudo na região da UHEBM, antes
687 da construção e do seu funcionamento. Por fim, os resultados ilustram os impactos
688 causados pelas mudanças hidrológicas e conseqüentemente os recursos bentônicos ao
689 longo desses cinco anos de funcionamento da hidrelétrica.

690

691 A influência da aquisição, efeitos adversos a deficiência nutricional e os
692 benefícios fisiológicos e metabólicos em peixes com níveis dietéticos de Cu foram
693 evidenciados em diversos estudos, por exemplo, o aumento do hormônio do estresse
694 (cortisol) em peixes foi associado a baixas concentrações de Cu (Gagnon et al., 2006)

695 devido a isso, a captação de íons (ao custo energético) e a regulação de alguns processos
696 biológicos são impactados (Gashikna et al., 2020; Chandrapalan et al., 2021). Redução
697 do crescimento e peso, subdesenvolvimento da mandíbula, deformações da medula
698 espinhal e outras malformações são descritas pela privação de Cu em peixes (Lall et al.,
699 2022). Moazenzadeh et al. (2020) observaram que *Acipenser baerii* (estorjão siberiano)
700 suplementados a concentrações de 10,1 mg.kg de Cu por 8 semanas, tiveram aumento do
701 peso, crescimento diário e eficiência alimentar.

702

703 O Pb demonstrou um padrão de acúmulo diferente de Cd e Cu ao apresentar
704 concentrações maiores em *Baryancistrus xanthellus* da VG na PC1, possivelmente
705 controlada pelo hábito alimentar dessa espécie ao considerarmos maiores concentrações
706 de Pb no sedimento do que em água. Consequentemente, *Baryancistrus xanthellus* que se
707 alimenta por organismos inferiores do fundo do rio e sedimento, torna-o mais susceptível
708 a acumular elementos como Pb (Magalhães et al., 2021; Rodriguez-Levy et al., 2022) e,
709 corroborando com o estudo de Viana et al. (2022) ao perceberem maiores concentrações
710 de Pb no tecido muscular de peixes detritívoros a jusante de uma hidrelétrica e de
711 Albuquerque et al. (2020) ao demonstrarem que o sedimento foi a principal via de
712 exposição de Pb para *Pterygoplichthys pardalis* (outra espécie de acari) principalmente
713 em época de seca, como em nosso estudo.

714

715 A partir da distribuição de Pb nas espécies em relação aos pontos na PCA,
716 observamos que em ecossistemas aquáticos como os amazônicos, a biodisponibilidade de
717 elementos como Pb para os peixes dependem da biogeoquímica do local estudado
718 (Azevedo et al., 2022). Com base nisso, a presença de argilo-minerais e MO em área da
719 VG, pós construção da UHEBM, foram fatores determinantes para os processos de
720 adsorção de Pb e provável disponibilização para essas espécies (Chen et al., 2020; Melake
721 et al., 2022). Outro fato que pode estar participando na biodisponibilidade de Pb para
722 organismos aquáticos do nosso estudo, é a competição entre os íons de Pb com alvos
723 biológicos e a concentração de outros minerais disponíveis (Lee et al., 2019). Como neste
724 estudo os locais que não sofreram grandes impactos pela hidrelétrica, tiveram menores
725 concentrações de Pb nos peixes, esse resultado pode estar relacionado com a presença de
726 Ca na água e MO em equilíbrio, reduzindo a biodisponibilidade e toxicidade deste
727 elemento nos peixes (Moiseenko et al., 2020).

728

729 Os valores médios de Pb no músculo de *Cichla melaniae* e *Baryancistrus*
730 *xanthellus* são menores que os encontrados em estudos como o de DE LIMA et al.,
731 (2022). Em todos os pontos que analisamos o conteúdo de Pb em peixes estão de acordo
732 com a legislação brasileira (valores inferiores a $0,30 \text{ mg/kg}^{-1}$) (ANVISA, 2021). Apesar
733 disso, o controle de Pb no ambiente torna-se necessário por ser um dos elementos não-
734 essenciais mais tóxicos, para animais e humanos, mesmo que em concentrações baixas
735 (GUL et al., 2021) e ainda, existe uma grande escassez de pesquisas relacionadas a
736 contaminação de Pb na VG e nos outros locais do rio Xingu. Antes do barramento,
737 Carvalho et al.(2009) verificaram que a população da região estava exposta ao Pb através
738 das amostras de cabelo. Os autores ainda, associaram esse resultado ao histórico de
739 mineração e criaram um alerta para os possíveis riscos de contaminação por Pb nessa
740 região.

741

742 Diante dos dados obtidos ao longo dos oito pontos amostrais, podemos inferir que
743 as concentrações de Cd, Cu e Pb podem estar ligadas com as alterações induzidas pela
744 UHEBM. Esses resultados apontam que além da origem desses elementos, o aumento ou
745 diminuição dos teores de MO, concentrações de Ca, textura dos sedimentos, presença de
746 ligantes e mudanças hidrodinâmicas, resulta em um acúmulo mais ou menos intenso de
747 Cd, Cu e Pb em água, sedimentos e peixes. Assim, sugere-se à realização de estudos
748 frequentes de monitoramento ambiental nessas áreas sob influência da hidrelétrica, com
749 o intuito de entender as alterações ocorridas em todo ambiente, o comportamento desses
750 elementos a frente dessas mudanças, a fim de proteger e preservar as bacias hidrográficas
751 como as amazônicas que sofrem com esses tipos de empreendimentos.

752

753 No presente estudo, as concentrações de Cd e Pb obtidas nos músculos dos peixes
754 ficaram abaixo dos padrões recomendados pela legislação, revelando que os peixes são
755 adequados para o consumo. Entretanto, como o músculo tem limitações na detecção de
756 contaminantes, é indispensável levar em consideração as possíveis complicações do uso
757 de peixes para alimentação a longo prazo e as graves ameaças para a saúde humana pela
758 exposição desses elementos. Além disso, o único nutriente deste estudo foi o Cu, as
759 concentrações encontradas nos músculos dos peixes permitiram observar uma provável
760 privação nutricional, mudanças no peso e comprimento. Diante disso, o acompanhamento
761 de perto do possível impacto nutricional desses peixes, levanta-se a importância de

762 estratégias para minimizar os danos advindos dessas deficiências e ainda, promover a
763 saúde dos peixes e conseqüentemente dos humanos que utilizam desses recursos.

764
765
766
767
768
769
770
771
772
773
774
775
776
777
778
779
780
781
782
783
784
785
786
787
788
789
790
791
792
793
794
795
796
797
798
799
800
801
802
803
804
805
806
807
808

5. Referências Bibliográficas

- 809
810
- 811 Abdel-Kader HH, Mourad MH (2023). Estimation of cadmium in muscles of five
812 freshwater fish species from Manzalah Lake, and possible human risk assessment of fish
813 consumption (Egypt). *Biological Trace Element Research* 201:937-945.
814 <https://doi.org/10.1007/s12011-022-03188-5>
815
- 816 Adams C, Sawakuchi AO, Zuanon J, Muriel-Cunha J, Salm R, Carneiro CC, Rodrigues,
817 RR, Pereira T.S (2017). Situação ambiental no trecho do Rio Xingú afetado pela UHE
818 Belo Monte, a montante da Barragem Pimental. *A Expulsão de ribeirinhos em Belo*
819 *Monte*, 4.
820
- 821 Adams W, Blust R, Dwyer R, Mount, D, Nordheim, E, Rodriguez PH, Spry, D (2020).
822 Bioavailability assessment of metals in freshwater environments: A historical
823 review. *Environmental Toxicology and Chemistry* 39:48-59.
824 <https://doi.org/10.1002/etc.4558>
825
- 826 Ahlf W, Drost W, Heise S (2009). Incorporation of metal bioavailability into regulatory
827 frameworks—metal exposure in water and sediment. *Journal of Soils and Sediments* 9:
828 411-419. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0109-6>
829
- 830 Al Naggar Y, Khalil MS, Ghorab MA (2018). Environmental pollution by heavy metals
831 in the aquatic ecosystems of Egypt. *Open Acc. J. Toxicol* 3:555603.
832
- 833 Albuquerque FEA, Herrero-Latorre C, Miranda M, Júnior RAB, Oliveira FLC, Sucupira,
834 MCA, López-Alonso M (2021). Fish tissues for biomonitoring toxic and essential trace
835 elements in the Lower Amazon. *Environmental Pollution* 283:11702.
836 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117024>
837
- 838 Alcalá-Orozco M, Caballero-Gallardo K, Olivero-Verbel J (2020). Biomonitoring of
839 mercury, cadmium and selenium in fish and the population of Puerto Nariño, at the
840 Southern Corner of the Colombian Amazon. *Archives of environmental contamination*
841 *and toxicology* 79:354-370. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00761-8>
842

843 Ali H, Khan, E (2019). Bioaccumulation of Cr, Ni, Cd and Pb in the economically
844 important freshwater fish *Schizothorax plagiostomus* from three rivers of Malakand
845 Division, Pakistan: risk assessment for human health. *Bulletin of environmental*
846 *contamination and toxicology* 102:77-83.
847 <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2500-8>
848

849 ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária do Brasil (2021). Resolução n. 487
850 de 26 de março de
851 2021. http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html.
852 Acessado em 15 de dezembro de 2022.
853

854 Arfiati D, Syahid N, Anwari Z, Aminin A, Kusriani K, Herawati EY, Puspitasari AW
855 (2021). The Effect of Water Treatment Models to Reduce Lead (Pb) Level on Freshwater
856 Snail *Filopaludina javanica*. *Research Journal of Life Science* 8:85-94.
857

858 Atobatele OE, Olutona, GO (2015). Distribution of three non-essential trace metals
859 (Cadmium, Mercury and Lead) in the organs of fish from Aiba Reservoir, Iwo,
860 Nigeria. *Toxicology reports* 2:896-903. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2015.06.003>
861

862 Baran A, Mierzwa-Hersztek M, Gondek K, Tarnawski M, Szara M, Gorczyca O, Koniarz,
863 T (2019). The influence of the quantity and quality of sediment organic matter on the
864 potential mobility and toxicity of trace elements in bottom sediment. *Environmental*
865 *geochemistry and health* 41:2893-2910.
866 <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00359-7>
867

868 Begossi A, Salivonchik SV, Hallwass G, Hanazaki N, Lopes PFM, Silvano RAM,
869 Dumaresq D, Pittock J (2019). Fish consumption on the Amazon: a review of
870 biodiversity, hydropower and food security issues. *Braz J Biol* 79:345–
871 357. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.186572>
872

873 Bernalte E, Arévalo S, Pérez-Taborda J, Wenk J, Estrela P, Avila A, Di Lorenzo M
874 (2020). Rapid and on-site simultaneous electrochemical detection of copper, lead and
875 mercury in the Amazon river. *Sensors and Actuators B: Chemical* 307:127620.
876 <https://doi.org/10.1016/j.snb.2019.127620>

877

878 Bertassoli Jr DJ, Sawakuchi AO, Sawakuchi HO, Pupim FN, Hartmann GA, McGlue
879 MM, Bicudo DC, Pereira, TS (2017). The fate of carbon in sediments of the Xingu and
880 Tapajós clearwater rivers, Eastern Amazon. *Frontiers in Marine Science* 4:44.

881 <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00044>

882

883 Bing H, Zhou J, Wu Y, Wang X, Sun, H, Li R (2016). Current state, sources, and potential
884 risk of heavy metals in sediments of Three Gorges Reservoir, China. *Environ. Pollut* 214:
885 485–496.

886 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.062>

887

888 Birani SM, Fernandes AR, de Souza Braz AM, Pedroso AJS, Alleoni LRF (2015).
889 Available contents of potentially toxic elements in soils from the Eastern
890 Amazon. *Geochemistry* 75:143-151.

891 <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2015.01.001>

892

893 Boguta P, Skic K, Baran A, Szara-Bąk M (2022). The influence of the physicochemical
894 properties of sediment on the content and ecotoxicity of trace elements in bottom
895 sediments. *Chemosphere* 287:132366.

896

897 Brasil (2002). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) - Resolução n. 454 de
898 1 de novembro de 2012.
899 <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0454-011112.PDF>. Data de
900 acesso em 04 de dezembro de 2022.

901

902 Brasil (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) - Resolução n. 357 de
903 17 de março de
904 2005. <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459> . Data de acesso
905 em 04 de dezembro de 2022.

906

907 Braz-Mota S, Campos DF, MacCormack TJ, Duarte RM, Val AL, Almeida-Val VM
908 (2018). Mechanisms of toxic action of copper and copper nanoparticles in two Amazon
909 fish species: Dwarf cichlid (*Apistogramma agassizii*) and cardinal tetra (*Paracheirodon*
910 *axelrodi*). *Science of the Total Environment* 630:1168-1180.

911 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.216>
912
913

914 Bryan SE, Tipping E, Hamilton-Taylor J (2002). Comparison of measured and modelled
915 copper binding by natural organic matter in freshwaters. *Comparative Biochemistry and*
916 *Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 133:37-49.
917 [https://doi.org/10.1016/S1532-0456\(02\)00083-2](https://doi.org/10.1016/S1532-0456(02)00083-2)

918 Cabaniss SE, Shuman MS (1988). Copper binding by dissolved organic matter: I.
919 Suwannee River fulvic acid equilibria. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 52:85-193.
920 [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(88\)90067-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(88)90067-1)

921 Cabral JBP, Oliveira SF, dos Santos FF, Becegato VA, Becegato VR, Paulino AT (2021).
922 Potentially toxic metal environmental pollution in sediments of a model hydroelectric
923 plant water reservoir in Brazil. *Environmental Earth Sciences* 80:506.
924 <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09808-y>
925

926 Caicedo-Rivas G, Salas-Moreno M, Marrugo-Negrete J (2023). Health Risk Assessment
927 for Human Exposure to Heavy Metals via Food Consumption in Inhabitants of Middle
928 Basin of the Atrato River in the Colombian Pacific. *International Journal of*
929 *Environmental Research and Public Health* 20:435.
930 <https://doi.org/10.3390/ijerph20010435>
931

932 Carvalho, AS, Santos AS, Pereira, SF, Alves CN. Levels of As, Cd, Pb and Hg found in
933 the hair from people living in Altamira, Pará, Brazil: environmental implications in the
934 Belo Monte area. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 2009, v. 20, n. 6, p. 1153-
935 1163.
936 <https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000600022>
937

938 Castro-Diaz L, Lopez MC, Moran E (2018). Gender-differentiated impacts of the Belo
939 Monte hydroelectric dam on downstream fishers in the Brazilian Amazon. *Human*
940 *Ecology* 46:411-422.
941 <https://doi.org/10.1007/s10745-018-9992-z>
942

943 Cervi EC, Clark S, Boye KE, Gustafsson JP, Baken S, Burton Jr GA (2021). Copper
944 transformation, speciation, and detoxification in anoxic and suboxic freshwater
945 sediments. *Chemosphere* 282:131063.
946 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131063>
947

948 Chandrapalan T, Kwong RW (2021). Functional significance and physiological
949 regulation of essential trace metals in fish. *Journal of Experimental Biology* 224:
950 jeb238790.
951 <https://doi.org/10.1242/jeb.238790>
952

953 Chen GW, Lee DY, Chen, PJ (2020). Use of embedded Chelex chelating resin and
954 sediment toxicity bioassays with medaka embryos to determine the bioavailability and
955 toxicity of lead-contaminated sediment. *Science of The Total Environment* 745:140794.
956 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140794>
957

958 Collin MS, Kumar Venkataraman S, Vijayakumar N, Kanimozhi V, Arbaaz SM, Stacey
959 RS, Swamiappan S (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects on human: A
960 review. *Journal of Hazardous Materials Advances* 100094.
961 <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100094>
962

963 Crémazy A, Braz-Mota S, Brix KV, Duarte RM, Val AL, Wood CM (2022). Investigating
964 the mechanisms of dissolved organic matter protection against copper toxicity in fish of
965 Amazon's black waters. *Science of the Total Environment* 843:157032.
966 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157032>
967

968 Cunha-Santino MB, Bitar AL, Bianchini L (2013). Chemical constraints on new man-
969 made lakes. *Environmental monitoring and assessment* 185:10177-10190.
970 <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3322-0>
971

972 Curcio V, Macirella R, Sesti S, Pellegrino D, Ahmed AI, Brunelli E (2021).
973 Morphological and molecular alterations induced by lead in embryos and larvae of *Danio*
974 *rerio*. *Applied Sciences* 11:7464.
975 <https://doi.org/10.3390/app11167464>
976

977 da Silva Júnior JB, Abreu IM, de Oliveira DAF, Hadlich GM, de Albergaria Barbosa,
978 ACR (2020). Combining geochemical and chemometric tools to assess the environmental
979 impact of potentially toxic elements in surface sediment samples from an urban
980 river. *Marine Pollution Bulletin* 155:111146.
981 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111146>
982

983 Da Silva-Junior FMR, Oleinski RM, Azevedo AE, Monroe KC, Dos Santos M, Da
984 Silveira TB, Pereira TDS (2018). Vulnerability associated with “symptoms similar to
985 those of mercury poisoning” in communities from Xingu River, Amazon
986 basin. *Environmental geochemistry and health* 40:1145-1154.
987 <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9993-7>
988

989 de Araújo SN, Ramos SJ, Martins GC, Teixeira RA, de Souza ES, Sahoo PK, Dall’Agnol,
990 R (2022). Copper mining in the eastern Amazon: an environmental perspective on
991 potentially toxic elements. *Environmental Geochemistry and Health* 1-15.
992 <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01051-5>
993

994 De Faria FA, Davis A, Severnini E, Jaramillo P (2017). The local socio-economic impacts
995 of large hydropower plant development in a developing country. *Energy*
996 *Economics* 67:533-544.
997 <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2017.08.025>
998

999 de Lima, MW, da Silveira Pereira WV, de Souza ES, Teixeira RA, da Conceição Palheta
1000 D, Faial KDCF, Fernandes AR (2022). Bioaccumulation and human health risks of
1001 potentially toxic elements in fish species from the southeastern Carajás Mineral Province,
1002 Brazil. *Environmental Research* 204:112024.
1003 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112024>
1004

1005 De Oliveira Eiras ML, da Costa LS, Barbieri E (2022). Copper II oxide nanoparticles
1006 (CuONPs) alter metabolic markers and swimming activity in zebra-fish (*Danio*
1007 *rerio*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology &*
1008 *Pharmacology* 257:109343.
1009 <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2022.109343>
1010

1011 Dee KT, Meyer JS, Smith KS, Ranville JF (2023). Influence of Geochemical
1012 Fractionation of Fulvic Acid on its Spectral Characteristics and its Protection Against
1013 Copper Toxicity to *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 42:449-
1014 462. <https://doi.org/10.1002/etc.5533>
1015

1016 Delahaut V, Rašković B, Salvado MS, Bervoets L, Blust R, De Boeck G (2020). Toxicity
1017 and bioaccumulation of Cadmium, Copper and Zinc in a direct comparison at equitoxic
1018 concentrations in common carp (*Cyprinus carpio*) juveniles. *PLoS One* 15:e0220485.
1019 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220485>
1020

1021 Dong, J Xia X, Liu Z, Zhang X, Chen QN (2019). Variations in concentrations and
1022 bioavailability of heavy metals in rivers during sediment suspension-deposition event
1023 induced by dams: insights from sediment regulation of the Xiaolangdi Reservoir in the
1024 Yellow River. *Journal of Soils and Sediments* 19:403-414.
1025 <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2016-1>
1026

1027 Drag-Kozak E, Pawlica-Gosiewska D, Gawlik K, Socha M, Gosiewski G, Łuszczek-
1028 Trojnar E, Solnica E, Popek W (2019). Cadmium-induced oxidative stress in Prussian
1029 carp (*Carassius gibelio* Bloch) hepatopancreas: ameliorating effect of melatonin. *Environ*
1030 *Sci Pollut Res* 26:12264–12279.
1031 <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04595-3>
1032

1033 Dulaquais G, Waeles M, Breitenstein J, Knoery J, Riso R (2020). Links between size
1034 fractionation, chemical speciation of dissolved copper and chemical speciation of
1035 dissolved organic matter in the Loire estuary. *Environmental Chemistry* 17:385-399.
1036 <https://doi.org/10.1071/EN19137>
1037

1038 Ezemonye LI, Adebayo PO, Enuneku AA, Tongo I, Ogbomida E (2019). Potential health
1039 risk consequences of heavy metal concentrations in surface water, shrimp
1040 (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River,
1041 Nigeria. *Toxicol Reports* 6:1–9.
1042 <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.11.010>

1043 Fearnside PM (2019). Impactos das hidrelétricas na Amazônia e a tomada de decisão.
1044 *Novos Cad. NAEA* 22:69–96. <https://doi.org/10.5801/ncn.v22i3.7711>

1045 Fernandes L, Nayak GN, Ilangovan D, Borole DV (2011). Accumulation of sediment,
1046 organic matter and trace metals with space and time, in a creek along Mumbai coast,
1047 India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91:388-399.
1048 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.11.002>
1049

1050 Fitzgerald DB, Perez MHS, Sousa LM, Gonçalves AP, Py-Daniel LR, Lujan NK,
1051 Lundberg JG (2018). Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the
1052 Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric
1053 development. *Biological Conservation* 222:104-112.
1054 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.002>
1055

1056 Gagnon A, Jumarie C, Hontela A (2006). Effects of Cu on plasma cortisol and cortisol
1057 secretion by adrenocortical cells of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic
1058 toxicology* 78:59-65.
1059 <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.02.004>
1060

1061 Gao L, Li R, Liang Z, Wu Q, Yang Z, Li M, Hou L (2021). Mobilization mechanisms
1062 and toxicity risk of sediment trace metals (Cu, Zn, Ni, and Pb) based on diffusive
1063 gradients in thin films: A case study in the Xizhi River basin, South China. *Journal of
1064 Hazardous Materials* 410:124590.
1065 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124590>
1066

1067 Gashkina NA, Moiseenko TI, Kudryavtseva LP (2020). Fish response of metal
1068 bioaccumulation to reduced toxic load on long-term contaminated Lake Imanda.
1069 *Ecotoxicology and Environmental Safety* 191:110205.
1070 <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110205>
1071

1072 Gauthier C, Lin Z, Peter BG, Moran EF (2019). Hydroelectric infrastructure and potential
1073 groundwater contamination in the Brazilian Amazon: Altamira and the Belo Monte
1074 Dam. *The Professional Geographer* 71:292-300.
1075 <https://doi.org/10.1080/00330124.2018.1518721>

1076

1077 Giarrizzo T, de Sena Oliveira RR, Costa Andrade M, Pedrosa Gonçalves A, Barbosa T,
1078 Martins AR, Melo de Sousa, L (2015). Length–weight and length–length relationships
1079 for 135 fish species from the Xingu River (Amazon Basin, Brazil). *Journal of Applied*
1080 *Ichthyology* 31: 415-424.
1081 <https://doi.org/10.1111/jai.12677>

1082

1083 Gong H, Rose AW, Suhr NH (1977). The geochemistry of cadmium in some sedimentary
1084 rocks. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 41:1687-1692.
1085 [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(77\)90200-9](https://doi.org/10.1016/0016-7037(77)90200-9)

1086

1087 Gul I, Manzoor M, Hashim N, Shah GM, Waani SPT, Shahid M, Arshad M (2021).
1088 Challenges in microbially and chelate-assisted phytoextraction of cadmium and lead–A
1089 review. *Environmental Pollution* 287:117667.
1090 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117667>

1091

1092 Hariharan G, Purvaja R, Ramesh R (2016). Environmental safety level of lead (Pb)
1093 pertaining to toxic effects on grey mullet (*Mugil cephalus*) and Tiger perch (*Tetraodon*
1094 *jarbua*). *Environmental Toxicology* 31:24-43.
1095 <https://doi.org/10.1002/tox.22019>

1096

1097 Hayat MT, Nauman M, Nazir N, Ali S, Bangash, N (2019). Environmental hazards of
1098 cadmium: past, present, and future. In *Cadmium toxicity and tolerance in plants*.
1099 Academic Press 163-183.
1100 <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814864-8.00007-3>

1101

1102 Herath IK, Wu S, Ma M, Ping H (2022). Heavy metal toxicity, ecological risk assessment,
1103 and pollution sources in a hydropower reservoir. *Environmental Science and Pollution*
1104 *Research* 29:32929-32946. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18525-3>

1105 Holanda H, Lima M, Pereira T (2020). Mercury Levels in Fish from the Xingu River in
1106 Environments Under the Influence of the Pará Hydroelectric Power Plant. [S.l.]:
1107 Universidade Federal do Pará.

1108 Huang CW, Chai ZY, Yen PL, How CM, Yu CW, Chang CH, Liao VHC (2020). The
1109 bioavailability and potential ecological risk of copper and zinc in river sediment are
1110 affected by seasonal variation and spatial distribution. *Aquatic Toxicology* 227:105604.
1111 <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105604>
1112

1113 Huang Y, Fu C, Li Z, Fang F, Ouyang W, Guo J (2019). Effect of dissolved organic
1114 matters on adsorption and desorption behavior of heavy metals in a water-level-
1115 fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Ecotoxicology and environmental*
1116 *safety* 185:109695.
1117 <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109695>
1118

1119 Islam MS, Ahmed MK, Raknuzzaman M, Habibullah-Al-Mamun M, Masunaga S (2015).
1120 Metal Speciation in Sediment and Their Bioaccumulation in Fish Species of Three Urban
1121 Rivers in Bangladesh. *Arch Environ Contam Toxicol* 68:92–106
1122 <https://doi.org/10.1007/s00244-014-0079-6>
1123

1124 Kalacska M, Lucanus O, Sousa L, Arroyo-Mora JP (2020). High-resolution surface water
1125 classifications of the Xingu River, Brazil, pre and post operationalization of the Belo
1126 Monte Hydropower Complex. *Data* 5:75.
1127 <https://doi.org/10.3390/data5030075>
1128

1129 Kang M, Tian Y, Peng S, Wang M (2019). Effect of dissolved oxygen and nutrient levels
1130 on heavy metal contents and fractions in river surface sediments. *Science of the total*
1131 *environment* 648:861-870.
1132 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.201>
1133

1134 Kim JH, Kang JC (2017). Effects of sub-chronic exposure to lead (Pb) and ascorbic acid
1135 in juvenile rockfish: Antioxidant responses, MT gene expression, and
1136 neurotransmitters. *Chemosphere* 171:520-527.
1137 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.094>

1138 Kullander, S, Ferreira, E (2006). A review of the South American cichlid genus *Cichla*,
1139 with descriptions of nine species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyological Exploration of*
1140 *Freshwaters* 17:289–398.

1141 Kumar V, Sharma A, Pandita S, Bhardwaj R, Thukral AK, Cerda A. (2020). A review of
1142 ecological risk assessment and associated health risks with heavy metals in sediment from
1143 India. *International Journal of Sediment Research*, 35:516-526.
1144 <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.03.012>
1145

1146 Lacerda D, dos Santos Vergilio C, da Silva Souza T, Costa LHV, Rangel TP, de Oliveira,
1147 BCV, de Rezende CE (2020). Comparative metal accumulation and toxicogenetic
1148 damage induction in three neotropical fish species with distinct foraging habits and
1149 feeding preferences. *Ecotoxicology and environmental safety* 195:110449.
1150

1151 Lee JW, Choi H, Hwang UK, Kang JC, Kang YJ, Kim KI, Kim JH (2019). Toxic effects
1152 of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune
1153 responses in fish: A review. *Environmental toxicology and pharmacology* 68:101-108.
1154 <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.010>.
1155

1156 Li R, Tang C, Cao Y, Jiang T, Chen, J (2018). The distribution and partitioning of trace
1157 metals (Pb, Cd, Cu, and Zn) and metalloid (As) in the Beijiang River. *Environmental*
1158 *monitoring and assessment* 190:1-15.
1159 <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6789-x>
1160

1161 Lima DPD, Santos C, Silva RDS, Yoshioka ETO, Bezerra RM (2015). Contaminação por
1162 metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá,
1163 Brasil. *Acta Amazonica* 45:405-414.
1164 <https://doi.org/10.1590/1809-4392201403995>
1165

1166 Lobo FDL, Souza-Filho PWM, Novo EMLDM, Carlos FM, Barbosa CCF (2018).
1167 Mapping mining areas in the Brazilian amazon using MSI/Sentinel-2 imagery
1168 (2017). *Remote Sensing* 10:1178.
1169 <https://doi.org/10.3390/rs10081178>
1170

1171 Magalhães KX, da Silva RDF, Sawakuchi AO, Gonçalves AP, Gomes GFE, Muriel-
1172 Cunha J, de Sousa LM (2021). Phylogeography of *Baryancistrus xanthellus*
1173 (Siluriformes: Loricariidae), a rheophilic catfish endemic to the Xingu River basin in
1174 eastern Amazonia. *PloS one* 16:e0256677. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256677>

1175

1176 Malhotra N, Ger TR, Uapipatanakul B, Huang JC, Chen KHC, Hsiao CD (2020). Review
1177 of copper and copper nanoparticle toxicity in fish. *Nanomaterials* 10:1126.
1178 <https://doi.org/10.3390/nano10061126>

1179

1180 Mayer A, Lopez MC, Cavallini Johansen I, Moran EZ (2022). Hydropower, Social
1181 Capital, Community Impacts, and Self-Rated Health in the Amazon. *Rural*
1182 *Sociology* 87:393-426.

1183 <https://doi.org/10.1111/ruso.12419>

1184

1185 Mehar S, Anam I, Masood Z, Alvi S, Khan W, Kabir M, Khan (2023).
1186 T. Bioaccumulation of heavy metals in the different tissues of Mackerel scad, *Decapterus*
1187 *macarellus* (Cuvier, 1833) collected from Karachi and Gwadar Coasts of Pakistan. *Saudi*
1188 *Journal of Biological Sciences* 30:103540.

1189 <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2022.103540>

1190

1191 Melake BA, Nkuba B, Groffen T, De Boeck G, Bervoets L. Distribution of metals in
1192 water, sediment and fish tissue. Consequences for human health risks due to fish
1193 consumption in Lake Hawassa, Ethiopia. *Science of The Total Environment* 843:156968.

1194 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156968>

1195

1196 Mendes YA, Oliveira RS, Montag LF, Andrade MC, Giarrizzo T, Rocha RM, Ferreira,
1197 MAP (2021). Sedentary fish as indicators of changes in the river flow rate after
1198 impoundment. *Ecological Indicators* 125:107466.

1199 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107466>

1200

1201 Moazenzadeh K, Rajabi Islami H, Zamini A, Soltani M (2020). Effect of dietary inorganic
1202 copper on growth performance and some hematological indices of Siberian sturgeon
1203 *Acipenser baerii* juveniles. *North American Journal of Aquaculture* 82:200-207.

1204 <https://doi/abs/10.1002/naaq.10145>

1205

1206 Moiseenko TI, Gashkina NA (2020). Distribution and bioaccumulation of heavy metals
1207 (Hg, Cd and Pb) in fish: Influence of the aquatic environment and climate. *Environmental*
1208 *Research Letters* 15:115013.

1209

1210 Monteiro M, Coelho, M, Cota, R (2010). Ouro, empresas e garimpeiros na Amazônica: o
1211 caso emblemático de Serra Pelada. *Revista Pós Ciências Sociais* 7:131-158.

1212

1213 Mzimela HMM, Izegaegbe JI (2021). Metal behaviour in water, sediment and fish from
1214 the St Lucia system: implications for public health and ecosystem impact. *Environmental*
1215 *Monitoring and Assessment*, 193:807. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09602-0>

1216

1217 Naik AP, Shyama SK, D'Costa AH (2020). Evaluation of genotoxicity, enzymatic
1218 alterations and cadmium accumulation in Mozambique tilapia *Oreochromis mossambicus*
1219 exposed to sub lethal concentrations of cadmium chloride. *Environmental Chemistry and*
1220 *Ecotoxicology* 2:126-131.

1221 <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2020.07.006>

1222 Nascimento, TP, Lima MO, Pereira T.S. Mercury and Arsenic in the Xingu River in areas
1223 under the influence of the Belo Hydroelectric Power Plant Mount (Amazon). [S.l.]:
1224 Universidade Federal do Pará.

1225 Nazir F, Hussain A, Fariduddin Q (2019). Hydrogen peroxide modulate photosynthesis
1226 and antioxidant systems in tomato (*Solanum lycopersicum* L.) plants under copper
1227 stress. *Chemosphere* 230:544-558. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.001>

1228

1229 Oliveira NS, Cunha FC, Prestes L, Santos EA, Soares MGM, Florentino AC (2018). A
1230 pesca Artesanal no Alto e Médio Rio Araguari, Amapá, Brasil. *Holos* 8:81–
1231 98. <https://doi.org/10.15628/holos.2018.6820>

1232

1233 Pari S, Wang IA, Liu H, Wong BM (2017). Sulfate radical oxidation of aromatic
1234 contaminants: a detailed assessment of density functional theory and high-level quantum
1235 chemical methods. *Environmental Science: Processes & Impacts* 19:395-404.

1236 <https://doi.org/10.1039/C7EM00009J>

1237

1238 Playle RC, Dixon DG, Burnison K (1993). Copper and cadmium binding to fish gills:
1239 modification by dissolved organic carbon and synthetic ligands. *Canadian Journal of*
1240 *Fisheries and Aquatic Sciences* 50:2667-2677.

1241 Rader KJ, Carbonaro RF, Van Hullebusch ED, Baken S, Delbeke K (2019). The fate of
1242 copper added to surface water: field, laboratory, and modeling studies. *Environmental*
1243 *toxicology and chemistry* 38:1386-1399.
1244 <https://doi.org/10.1002/etc.4440>
1245
1246 Rahman MS, Ahmed Z, Seefat SM, Alam R, Islam ARMT, Choudhury TR, Idris AM
1247 (2022). Assessment of heavy metal contamination in sediment at the newly established
1248 tannery industrial Estate in Bangladesh: A case study. *Environmental Chemistry and*
1249 *Ecotoxicology* 4:1-12.
1250 <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2021.10.001>
1251
1252 Rahman Z, Singh V P. (2019). The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic
1253 (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total
1254 environment: an overview. *Environmental monitoring and assessment* 191:1-21.
1255 <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7528-7>
1256
1257 Rehman M, Liu L, Wang Q, Saleem MH, Bashir S, Ullah S, Peng D. (2019). Copper
1258 environmental toxicology, recent advances, and future outlook: a review. *Environmental*
1259 *science and pollution research* 26:18003-18016.
1260 <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05073-6>
1261
1262 Resma NS, Meaze AMH, Hossain S, Khandaker MU, Kamal M, Deb N (2020). The
1263 presence of toxic metals in popular farmed fish species and estimation of health risks
1264 through their consumption. *Physics Open* 5:100052.
1265 <https://doi.org/10.1016/j.physo.2020.100052>
1266
1267 Reyes-Márquez A, Aguíñiga-García S, Morales-García SS, Sedeño-Díaz JE, López-
1268 López E (2022). Temporal distribution patterns of metals in water, sediment, and
1269 components of the trophic structure in a tropical coastal lagoon of the Gulf of
1270 Mexico. *Environmental Science and Pollution Research* 29:61643-61661.
1271 <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17815-6>
1272
1273 Rodriguez-Levy IE, Van Damme PA, Carvajal-Vallejos, FM, Bervoets L (2022). Trace
1274 element accumulation in different edible fish species from the Bolivian Amazon and the

1275 risk for human consumption. *Heliyon*, 8:e11649.
1276 <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11649>
1277
1278 Rondanelli M, Faliva MA, Infantino V, Gasparri C, Lannello G, Perna S, Peroni G (2021).
1279 Copper as dietary supplement for bone metabolism: a review. *Nutrients* 13:2246.
1280 <https://doi.org/10.3390/nu13072246>
1281
1282 Sabaj Pérez M. Where the Xingu Bends and Will Soon Break, *Am. Sci* 103:395–403,
1283 doi:10.1511/2015.117.395, 2015
1284
1285 Sang C, Zheng Y, Zhou Q, Li D, Liang G, Gao, Y (2019). Effects of water impoundment
1286 and water-level manipulation on the bioaccumulation pattern, trophic transfer and health
1287 risk of heavy metals in the food web of Three Gorges Reservoir (China). *Chemosphere*
1288 232:403-414.
1289 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.216>
1290
1291 Sawakuchi AO, Hartmann GA, Sawakuchi HO, Pupim FDN, Bertassoli DJ, Parra M,
1292 Faustino SB (2015). The Volta Grande do Xingu: reconstruction of past environments
1293 and forecasting of future scenarios of a unique Amazonian fluvial
1294 landscape. *Scientific Drilling* 20:21-32.
1295 <https://doi.org/10.5194/sd-20-21-2015>
1296
1297 Shabbir Z, Sardar A, Shabbir A, Abbas G, Shamsad S, Khalid S, Shahid M (2020).
1298 Copper uptake, essentiality, toxicity, detoxification and risk assessment in soil-plant
1299 environment. *Chemosphere* 259:127436.
1300 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127436>
1301
1302 Shi L, Wang N, Hu X, Yin D, Wu C, Liang H, Cao H (2020). Acute toxic effects of lead
1303 (Pb²⁺) exposure to rare minnow (*Gobiocypris rarus*) revealed by histopathological
1304 examination and transcriptome analysis. *Environmental Toxicology and*
1305 *Pharmacology* 78:103385.
1306 <https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103385>
1307

1308 Silva MHL, de Castro ACL, da Silva IS, Cabral PFP, de Jesus Azevedo JW, Soares LS,
1309 Nunes, JLS (2023). Determination of metals in estuarine fishes in a metropolitan region
1310 of the coastal zone of the Brazilian Amazon. *Marine Pollution Bulletin* 186:114477.
1311 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114477>
1312

1313 Silva-Filho EV, Marques ED, Vilaça M, Gomes OV, Sanders CJ, Kutter VT (2014).
1314 Distribution of trace metals in stream sediments along the Trans-Amazonian Federal
1315 Highway, Pará State, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences* 54:182-195.
1316

1317 Sim SF, Ling TY, Nyanti L, Gerunsin N, Wong YE, Kho LP (2016). Assessment of heavy
1318 metals in water, sediment, and fishes of a large tropical hydroelectric dam in Sarawak,
1319 Malaysia. *Journal of Chemistry*.
1320 <https://doi.org/10.1155/2016/8923183>
1321

1322 Sodano, M, Lerda, C, Nisticò, R, Martin, M, Magnacca, G, Celi, L, & Said-Pullicino, D.
1323 (2017). Dissolved organic carbon retention by coprecipitation during the oxidation of
1324 ferrous iron. *Geoderma*, 307, 19-29.
1325 <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.022>
1326

1327 Song J, Liu Q, Sheng Y. (2019). Distribution and risk assessment of trace metals in
1328 riverine surface sediments in gold mining area. *Environmental monitoring and*
1329 *assessment* 191:1-13/
1330 <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7311-9>
1331

1332 Souza-Araujo J, Andrades R, Hauser-Davis RA, Lima MO, Giarrizzo T (2022). Before
1333 the Dam: A Fish-Mercury Contamination Baseline Survey at the Xingu River, Amazon
1334 Basin Before the Belo Monte Dam. *Bulletin of Environmental Contamination and*
1335 *Toxicology* 1-6.
1336 <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03371-9>
1337

1338 Suhani I, Sahab, S, Srivastava, V, Singh, RP (2021). Impact of cadmium pollution on
1339 food safety and human health. *Current Opinion in Toxicology* 27:1-7.
1340 <https://doi.org/10.1016/j.cotox.2021.04.004>

1341 Sunda WG, Hanson PJ (1979). Chemical speciation of copper in river water: effect of
1342 total copper, pH, carbonate, and dissolved organic matter.
1343

1344 Szara-Bąk M, Baran A, Klimkowicz-Pawlas A, Tkaczewska J, Wojtasik B (2021).
1345 Mobility, ecotoxicity, bioaccumulation and sources of trace elements in the bottom
1346 sediments of the Rożnów reservoir. *Environmental Geochemistry and Health* 43:4701-
1347 4718.
1348 <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00957-4>
1349

1350 Tabelin CB, Igarashi T, Villacorte-Tabelin M, Park I, Opiso EM, Ito M, Hiroyoshi N
1351 (2018). Arsenic, selenium, boron, lead, cadmium, copper, and zinc in naturally
1352 contaminated rocks: A review of their sources, modes of enrichment, mechanisms of
1353 release, and mitigation strategies. *Science of the Total Environment* 645:1522-1553.
1354 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.103>
1355

1356 Taylor AA, Tsuji JS, Garry MR, McArdle ME, Goodfellow WL, Adams WJ, Menzie CA.
1357 (2020). Critical review of exposure and effects: implications for setting regulatory health
1358 criteria for ingested copper. *Environmental management* 65:131-159.
1359 <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01234-y>
1360

1361 Tomczyk P, Gałka B, Wiatkowski, M, Buta, B, Gruss, Ł (2021). Analysis of spatial
1362 distribution of sediment pollutants accumulated in the vicinity of a small hydropower
1363 plant. *Energies* 14: 5935.
1364 <https://doi.org/10.3390/en14185935>
1365

1366 Viana LF, do Amaral Crispim B, Kummrow F, do Nascimento VA, de Pádua Melo ES,
1367 de Lima NA, Barufatti A (2022). Bioaccumulation, genotoxicity, and risks to native fish
1368 species from inorganic contaminants in the Pantanal Sul-Mato-Grossense,
1369 Brazil. *Environmental Pollution* 314:120204.
1370 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120204>
1371

1372 Viana LF, Kummrow F, Cardoso CAL, de Lima NA, Solórzano JCJ, do Amaral Crispim
1373 B, Florentino AC (2021). High concentrations of metals in the waters from Araguari River

1374 lower section (Amazon biome): Relationship with land use and cover, ecotoxicological
1375 effects and risks to aquatic biota. *Chemosphere* 285:131451.
1376 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131451>
1377

1378 Wang B, Chen S, Chen Y, Belzile N, Zheng R, Yang Y, Sun J (2021). The geochemical
1379 behavior of trace metals and nutrients in submerged sediments of the Three Gorges
1380 Reservoir and a critical review on risk assessment methods. *Environmental Science and*
1381 *Pollution Research* 28:33400-33415.
1382 <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12827-8>
1383

1384 Xia, J, Lu L, Jin C, Wang S, Zhou J, Ni Y, Jin Y (2018). Effects of short term lead
1385 exposure on gut microbiota and hepatic metabolism in adult zebrafish. *Comparative*
1386 *Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 209:1-8.
1387 <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2018.03.007>
1388

1389 Xu X, Weber D, Burge R, VanAmberg K (2016). Neurobehavioral impairments produced
1390 by developmental lead exposure persisted for generations in zebrafish (*Danio*
1391 *rerio*). *Neurotoxicology* 52:176-185.
1392 <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2015.12.009>
1393

1394 Zhang C, Yu ZG, Zeng GM, Jiang M, Yang ZZ, Cui F, Hu L (2014). Effects of sediment
1395 geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment international* 73:
1396 270-281.
1397 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010>
1398

1399 Zhang H, Reynolds, M (2019). Cadmium exposure in living organisms: A short
1400 review. *Science of the Total Environment* 678:761-767.
1401 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.395>
1402

1403 Zhao X, Gao B, Xu D, Gao L, Yin, S (2017). Heavy metal pollution in sediments of the
1404 largest reservoir (Three Gorges Reservoir) in China: a review. *Environmental Science*
1405 *and Pollution Research* 24:20844-20858. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9874-8>
1406

- 1407 Zitoun R, Clearwater SJ, Hassler, C, Thompson KJ, Albert A, Sander SG (2019).
1408 Copper toxicity to blue mussel embryos (*Mytilus galloprovincialis*): The effect of
1409 natural dissolved organic matter on copper toxicity in estuarine waters. *Science of the*
1410 *Total Environment* 653:300-