

BRUNA UANA DE BRITO

COBRE EM PEIXES NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A INFLUÊNCIA DA  
USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA)

ALTAMIRA -PA

2022

BRUNA UANA DE BRITO

COBRE EM PEIXES NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A INFLUÊNCIA DA  
USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA)

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Faculdade de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará, Campus Universitário de Altamira, como requisito para a obtenção de grau de Licenciada em Ciências Biológicas.

Orientadora: Profa. Dra. Tatiana da Silva Pereira

Coorientadora: Profa. Ma. Thaís Nascimento Pereira

ALTAMIRA – PA

2022

**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)**

---

Brito, Bruna Uana de.

COBRE EM PEIXES NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A  
INFLUÊNCIA DA USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE  
(AMAZÔNIA) / Bruna Uana de Brito. — 2022.

30 f. : il.

Orientador(a): Prof<sup>ª</sup>. Dra. Tatiana da Silva Pereira  
Coorientador(a): Prof<sup>ª</sup>. MSc. Thaís Nascimento Pereira  
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade  
Federal do Pará, Campus Universitário de Altamira, Faculdade de  
Ciências Biológicas, Altamira, 2022.

1. contaminação. 2. metais-traço. 3. reservatório . I. Título.

CDD 574.5222

---



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ALTAMIRA

**PARECER Nº 6 / 2023 - FACCIBIOLO (11.10.04)**

**Nº do Protocolo: 23073.017786/2023-41**

**Altamira-PA, 15 de março de 2023.**

**COBRE EM PEIXES NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A INFLUÊNCIA DA USINA  
HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA)**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido à aprovação como requisito parcial para obtenção do grau de licenciado em Ciências Biológicas, pela banca examinadora, formado pelos professores:

**Orientadora:**

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Tatiana da Silva Pereira

Faculdade de Ciências Biológicas, UFPA

**Banca Examinadora:**

Prof. Dr. Hermes Fonseca de Medeiros

Faculdade de Ciências Biológicas, UFPA

Ma. Ane Emanuelle Queiroga Mendes

*(Assinado digitalmente em 17/03/2023 10:33)*

HERMES FONSECA DE MEDEIROS  
DIRETOR DE FACULDADE - TITULAR  
FACCIBIOLO (11.10.04)  
Matrícula: ###345#2

*(Assinado digitalmente em 15/03/2023 12:39)*

TATIANA DA SILVA PEREIRA  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
CALTA (11.10)  
Matrícula: ###909#0

“As convicções são inimigas mais perigosas da verdade do que as mentiras”

(Friedrich Nietzsche)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal do Pará. A Faculdade de Ciências Biológicas e a todos os meus professores por me proporcionarem tanto conhecimento.

Ao Plano de Desenvolvimento Regional Sustentável do Xingu (PDRSX), pelo financiamento do projeto de pesquisa. Ao Instituto Evandro Chagas (IEC) por possibilitar as análises laboratoriais da minha pesquisa.

Agradeço ao Programa de Iniciação Científica PIBIC, por ter me proporcionado as bolsas na realização do meu projeto de TCC. Aos laboratórios Laquax e LIA pela ajuda nas minhas coletas de campo.

A meu grupo de estudo “panelinha”, Andressa Pereira, Deyziane Santos, Esiene Costa e Henrique Nascimento. Às minhas amigas e colega de turma Shamyá Tilaria e Midiã Guará, que além de terem estado ao meu lado nesse período de curso, também foram minhas companheiras nos meus dias de sorrisos e choros. Aos meus amigos Mayllon Celyo e Rayane Arcanjo que sempre me deram apoio emocional, minha amiga Laís Santana que está comigo todos os dias me apoiando e me motivando. Aos meus pais que me apoiaram nessa jornada.

E às duas mulheres que me ajudaram a conseguir concluir esse sonho, obrigada Thaís por me coorientar por ter sido minha amiga e ter me dado tanta força para eu continuar, por ter realizado minhas análises e me ajudado na minha estatística, sou imensamente grata por ter compartilhado comigo os seus conhecimentos e ter se dedicado tanto à minha coorientação, e por ser essa amiga que me motiva e está sempre ao meu lado.

À minha orientadora Professora Tatiana, eu agradeço por ter acreditado em mim nos dias em que eu não conseguia acreditar, por ser essa pessoa gentil que sempre esteve disponível para me ouvir e, como eu digo, servir de minha psicóloga e em alguns dias ter me apoiado como uma mãe. Vocês duas foram e são meu exemplo, se um dia eu conseguir chegar a ser metade das mulheres que vocês são, já serei uma grande pessoa.

## RESUMO

BRITO, U. B. **COBRE EM PEIXES NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A INFLUÊNCIA DA USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA)**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Pará, Altamira, 2022, 21 p.

O Cobre (Cu) é um elemento essencial para a constituição orgânica dos peixes, entretanto, em grande quantidade pode ser nocivo, afetando as atividades fisiológicas dos organismos. As contaminações aquáticas por Cu podem se dar de forma natural ou antrópica, sendo que, uma das principais formas de contaminação dos meios aquáticos são as construções de barragens. Esse estudo teve como objetivo examinar as concentrações de Cu em tecidos de *Baryancistrus xanthellus* (acari amarelinho) de ambientes impactados pela Usina Hidrelétrica Belo Monte. A coleta do tecido (brânquias, fígado e músculo) foi feita em 2020, em quatro pontos estratégicos do rio Xingu (SISBIO nº 71763-1/CEUA nº 8166251119). As concentrações de Cu nos tecidos foram analisadas por espectrometria de massas com plasma acoplado por indução. A comparação desse metal entre os tecidos foi feita através do teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste post-hoc de Dunn, ajustado a Bonferroni. Para testar a diferença do Cu nos tecidos entre os pontos de coleta foi utilizada uma anova Two-Way, seguida das análises das médias marginais, com ajuste de Bonferroni. O fígado foi o órgão que apresentou a maior quantidade de Cu, o que pode estar relacionado a função de detoxificação. As brânquias e músculo não apresentaram diferença significativa entre si, a baixa concentração de Cu pode estar ligada à forma química desse metal no ambiente e à ausência de bioacumulação, comprovada através da correlação negativa entre as concentrações desse metal e comprimento dos espécimes. As brânquias apresentaram maiores quantidades de Cu no ponto 2 (área de reservatório), o fígado no ponto 4 (área com vazão reduzida) e o músculo no ponto 1 (área fora de influência da hidrelétrica). As concentrações encontradas estão dentro do limite nutricional dos peixes (3 e 6 mg.kg<sup>-1</sup>) entretanto, devido aos impactos causados a hidrologia do rio na última década, se faz necessário o monitoramento desse metal nas áreas de influência da hidrelétrica.

**Palavras-chaves:** contaminação; metais-traço; EPTs; reservatório

## LISTA DE SIGLAS

CEUA – Comissão Ética em Pesquisa com Animais

Cu – Cobre

EPTs – Elementos Potencialmente Tóxicos

IEC – Instituto Evandro Chagas

EROS – (*Reactive oxygen species*) Espécies Reativas ao Oxigênio

SISBIO – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade

UFPA – Universidade Federal do Pará

UHEBM – Usina Hidrelétrica Belo Monte

**SUMÁRIO**

<b>Resumo</b> .....	vi
<b>1. Introdução</b> .....	1
<b>2. Objetivos</b> .....	7
2.1 Objetivo geral.....	7
2.2 Objetivo específicos.....	7
<b>3. Material e método</b> .....	7
3.1 Área de estudo.....	8
3.2 Coleta de dados.....	9
3.2.1 Parâmetros limnológicos.....	9
3.2.2 Bioindicador utilizado.....	9
3.2.3 Análise do material biológico.....	10
3.3 Análises estatísticas.....	11
<b>4. Resultados e Discussão</b> .....	12
<b>5. Conclusão</b> .....	16
<b>6. Referências Bibliográficas</b> .....	16

## 1. INTRODUÇÃO

O cobre (Cu), é um elemento químico presente na série de transição com o número atômico 29 e 63,54 de massa atômica, está localizado no 4º período e no grupo 11 da tabela periódica e existe em três estados de oxidação, Cu(I), Cu(II) e Cu(III) (ZEHRA et al., 2021). Esse elemento traço essencial para os organismos é um cofator de muitas enzimas envolvidas em reações características de oxirredução (redox), como citocromo oxidase, ascorbato oxidase e superóxido dismutase, sendo que a oxidação do Cu ocorre com maior frequência em organismos vivos Cu(I) e Cu(II) (JOMOVA; VALKO, 2011).

O cobre pode ser encontrado em diversos tipos de depósitos minerais, sendo que a maior parte da extração desse metal vem dos porfiríticos associados a intrusão ígnea, apresentando-se impregnado em rochas (ALONSO-AYUSO et al., 2014). Esse elemento químico é o mais antigo utilizado pela humanidade para fins industriais, sendo usado na indústria para diversos fins, tais como, fios elétricos, armas e ferramentas, sendo que em sua forma metálica apresenta uma alta durabilidade, boa maleabilidade e ductilidade (GRAEDEL et al., 2002).

Nanopartículas de Cu também são usadas como agentes microbianos, na agricultura, preservação de alimentos e no tratamento de água, sendo isso possível devido a uma quantidade expressiva desse elemento disponível na crosta terrestre (MALHOTRA et al., 2020). Antes do desenvolvimento de antibióticos e outros quimioterápicos, compostos químicos a base de Cu eram utilizados para tratar infecções microbianas, devido as suas propriedades microbicidas (INGLE et al., 2014).

A extração do Cu se dá através da trituração e moagem, seguida da flotação, durante a qual são adicionados diferentes compostos químicos, em tanques de água, juntamente com o minério de Cu (LIDDICOAT; DREISINGER, 2007). Esse processo resulta em uma espuma que emerge para a superfície da água. Em seguida essa é decantada e filtrada e passa por um forno para eliminar parte das impurezas, em seguida ocorre o processo de ustulação (processo químico utilizado para aquecer um sulfeto utilizando gás oxigênio), e em um conversor ocorre a oxidação e liberação de todo o enxofre, obtendo-se assim o Cu bruto (LU; DREISINGER, 2013).

Essa extração resulta em um subproduto denominado ganga, que é potencialmente tóxico, podendo ser um problema para o ambiente, além de trazer riscos para os organismos (EGLI et al., 2017). Nos últimos anos a extração de Cu tem aumentado de forma significativa nos países da América e Ásia. Entre os países do continente americano, o Brasil é um dos principais produtores de minério a partir do Cu, sendo que a maior parte das reservas estão concentradas na região Amazônica (PUNIA, 2021).

O Cu é um elemento químico que desempenha papéis importantes em uma ampla variedade de processos biológicos dos sistemas vivos, sendo conhecido por modular a expressão gênica, interferindo em vias de transdução de sinal que desempenham papéis importantes no desenvolvimento e crescimento celular (VALKO et al., 2006). A homeostase dos íons de cobre, assim como de outros metais, é mantida por meio de mecanismos de captação, armazenamento e secreção, sendo portanto, crítica para a vida e deve ser mantida dentro de limites estritos (BERTINI; CAVALLARO, 2008).

Esse metal é um elemento essencial e o terceiro mais abundante requerido por todos os organismos para diversas funções fisiológicas e reações químicas, sendo fundamental para o desenvolvimento das funções enzimáticas devido às suas propriedades redox (DA SILVA et al., 2022; DUARTE et al., 2009). No entanto, de acordo com Dai et al. (2020), a ingestão

excessiva de Cu, ou distúrbios na excreção, podem levar a danos oxidativos nos tecidos, por meio de vias mediadas por radicais. O Cu orgânico tem maior biodisponibilidade e menor toxicidade do que o Cu inorgânico.

Em altas concentrações o Cu é considerado tóxico e funciona em grande parte interrompendo a fisiologia digestiva, que está ligada à ingestão de energia e, portanto, aos recursos adquiridos para o crescimento e as atividades reprodutivas (SADEQ; BECKERMAN, 2019). Nos animais, o Cu está presente em todos os tecidos, sendo armazenado principalmente no fígado, porém, apenas pequenas quantidades de Cu são necessárias para as funções do corpo, pois como esse composto tem excreção lenta, elevadas doses podem causar danos ao organismo (OSREDKAR, 2011).

Nos últimos anos as contaminações por Cu têm se tornado uma preocupação recorrente para o ambiente, sendo que uma das principais fontes de poluição são as ações antropogênicas que contaminam o meio através da mineração e fundição do minério de Cu (ZHOU et al., 2018). No entanto, algumas outras fontes também contribuem, como o uso de pesticidas e fertilizantes contendo Cu, escapamento de automóveis, combustão de carvão, processamento de metais, fabricação de máquinas e produção de aço e outras ligas metálicas que contêm ferro (VOROBICHNIK; KAIGORODOVA, 2017).

As atividades antrópicas promovem o descarte de diversos tipos de poluentes nos meios aquáticos, esses compostos podem ser potencialmente tóxicos, como metais-traço e agrotóxicos, e podem atingir os corpos da água diretamente por meio da água da chuva ou indiretamente através da percolação do solo (ARIAS et al., 2007; BOLOGNESI; CIRILLO, 2014). Nas últimas décadas com o desenvolvimento na fabricação de máquinas e a produção agrícola, a poluição por metais-traço tornou-se um grave problema, devido aos efluentes industriais, escoamento agrícola e despejo de resíduos sólidos (WANG; TANG; HOU, 2018).

Outra séria preocupação de alteração ambiental é a modificações dos recursos hídricos, que são constantemente afetados pelas construções de reservatórios para geração de energia e para constituir lagos de rejeitos de mineração, mas também através do desmatamento, expansão agrícola e urbana (HERING et al., 2015). De acordo com Paulino et al. (2014), as atividades antrópicas normalmente exercem uma influência negativa nos corpos hídricos, sendo alguns desses efeitos devido a poluentes e, outros, ocasionados pela mudança na hidrologia do curso do rio, causando modificações no habitat e alterando a biota aquática.

Nos últimos anos os rios amazônicos vem sendo fortemente impactados pelas ações antrópicas, como a construção de hidrelétricas, que causa danos tanto à fauna como à flora, impactadas principalmente pela formação de reservatório (FEARNSIDE, 2019). Esses reservatórios são formados por grandes áreas alagadas, aumentando a eutrofização, aumento de matéria orgânica, perda de espécies e de parques arqueológicos (BELO et al., 2014; TUNDISI, 2007).

Em um estudo realizado por Campos et al. (2018), em uma área de reservatório, foi observado que esses ambientes tendem a ter uma maior quantidade de EPTs. Isso ocorre devido ao aumento da eutrofização por bactérias, mudança do ambiente de lótico para lêntico, entre outros. De acordo com Gomes et al. (2019), a mudança no ambiente pode levar ao acúmulo de EPTs nas brânquias, fígado e músculo dos peixes de diferentes níveis tróficos. Segundo Fernandes et al. (2007), peixes que vivem em reservatórios de hidrelétricas sofrem exposição crônica a múltiplos contaminantes presentes na água, sendo que o acúmulo desses nos tecidos induz mudanças bioquímicas e fisiologias nas células.

Um estudo realizado para avaliação da concentração de EPTs no solo, em uma área sob a influência de uma hidrelétrica, mostrou que o solo superficial a jusante da barragem

contém uma maior quantidade de EPTs do que a montante, sendo que entre esses elementos se encontrava o Cu (BAI et al., 2009). A contaminação dos corpos hídricos por EPTs, causa diversos danos aos organismos, tais como múltiplas disfunções biológicas, incluindo o comprometimento das principais funções fisiológica, podendo ocorrer também o comprometimento na alocação de energia, reprodução e sobrevivência (BRANDÃO et al., 2013).

De acordo com Lino et al. (2018), as perturbações antrópicas aos corpos hídricos têm expostos os organismos aquáticos a um grande número de substâncias tóxicas, com isso eles podem ser utilizados no monitoramento da qualidade da água. Diversos estudos têm utilizado os peixes como bioindicadores de poluição aquática, devido a esses animais serem sensíveis a diferentes EPTs (AUTHMAN et al., 2015).

Os peixes são organismos muito utilizados em estudos de avaliação de danos ambientais, pois são considerados bons bioindicadores de poluição aquática (AZEVEDO et al., 2009). Dentre eles, os peixes de nível trófico bentônico são considerados bons bioindicadores de poluição aquática, por terem contato com os contaminantes presentes tanto na água como no sedimento (ALIBABIĆ; VAHČIĆ; BAJRAMOVIĆ, 2007).

Os metais com potencial de bioacumulação entram nos organismos dos peixes principalmente com o alimento. Perante disso, os peixes possuem diversas vantagens no monitoramento da qualidade dos ambientes aquáticos, por possuírem diferentes hábitos alimentares, que compreendem tanto alimentos de origem aquática, como terrestre (ŁUCZYŃSKA; et al., 2018). Além da ingestão, os peixes também podem ser expostos a esses metais através da água, pelas brânquias (TUNÇSOY; ERDEM, 2018). Embora os organismos sejam geralmente capazes de regular os metais essenciais em pequenas quantidades, em excesso esses metais podem se tornar tóxicos (GALL; BOYD; et al., 2015).

A espécie de peixe *Baryancistrus xanthellus* (conhecida popularmente como acari amarelinho), ocupa um importante nível trófico, hábito alimentar detritívoro, (PY-DANIEL et al., 2011). Essa espécie tem grande importância comercial, sendo muito apreciada na aquariofilia, devido ao seu padrão de coloração, enquanto juvenil (preto com pontos amarelos), além de ser utilizada como fonte de alimento por comunidades ribeirinhas. A espécie ocorre em toda a região do médio rio Xingu, compreendendo áreas do rio que são impactadas pela Usina Hidrelétrica Belo Monte (UHEBM), (MEDEIROS et al., 2016).

Estudos realizados com *Baryancistrus xanthellus* por Holanda et al (2020) e Nascimento et al (2022), para avaliação de metais-traço na região do médio rio Xingu, quantificaram uma maior concentração de metais nos espécimes da região do rio que sofre com os impactos causados pela construção e operação da UHEBM. Além disso, esse rio também possui um histórico de mineração de ouro com utilização de mercúrio, desde a década de 70, o que pode vir a ser mais um fator de contaminação do ambiente (MONTEIRO et al., 2010). Antes do rio Xingu sofrer com a influência da UHEBM, o estudo de Carvalho et al. (2009), demonstrou que o rio já apresentava histórico de contaminação por metais-traço, o que pode ser justificado devido a extração de minérios.

A quantificação de Cu no rio Xingu, sobretudo nas regiões que sofreram e sofrem com a construção e instalação do barramento da UHEBM é de extrema importância, pois apesar do Cu ser um elemento essencial para o desenvolvimento e sobrevivência dos organismos, em maiores quantidades ele se torna tóxico, podendo causar danos ou morte aos seres. Além disso, outros trabalhos realizados nas áreas impactadas pela hidrelétrica observaram uma maior concentração de metais nos tecidos dos espécimes *Baryancistrus xanthellus* que vivem na região do barramento do rio (HOLANDA et al., 2020; NASCIMENTO et al., 2022).

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar as concentrações de Cu nos tecidos de *Baryancistrus xanthellus* em diferentes trechos do rio Xingu sob influência da UHE Belo Monte.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os parâmetros físico-químicos da água do rio Xingu em diferentes pontos;
- Quantificar o cobre em brânquias, fígado e músculo dos peixes coletados;
- Comparar as concentrações de cobre nos tecidos entre os pontos de coleta;

## 3. MATERIAL E MÉTODOS

### 3.1. ÁREA DE ESTUDO

Esse estudo foi realizado no rio Xingu em pontos estratégicos em relação a (UHEBM). Os pontos de amostragem no rio Xingu que abrangeram a área de influência da construção da UHEBM foram (Figura 1):

- Ponto 1 (P1): Cachoeira do Espelho ou região do Porcão, rio Xingu fora e a montante da área de influência da UHEBM;
- Ponto 2 (P2): Gorgulho da Rita, a montante da cidade de Altamira e faz parte do reservatório da UHEBM;
- Ponto 3 (P3): Volta Grande do Xingu, região desviada do ciclo natural do rio para a construção da UHEBM. Ponto a montante do rio Bacajá e com histórico de garimpo ilegal;

- Ponto 4 (P4): Volta Grande do Xingu, região desviada do ciclo natural do rio para a construção da UHEBM - à jusante do rio Bacajá.

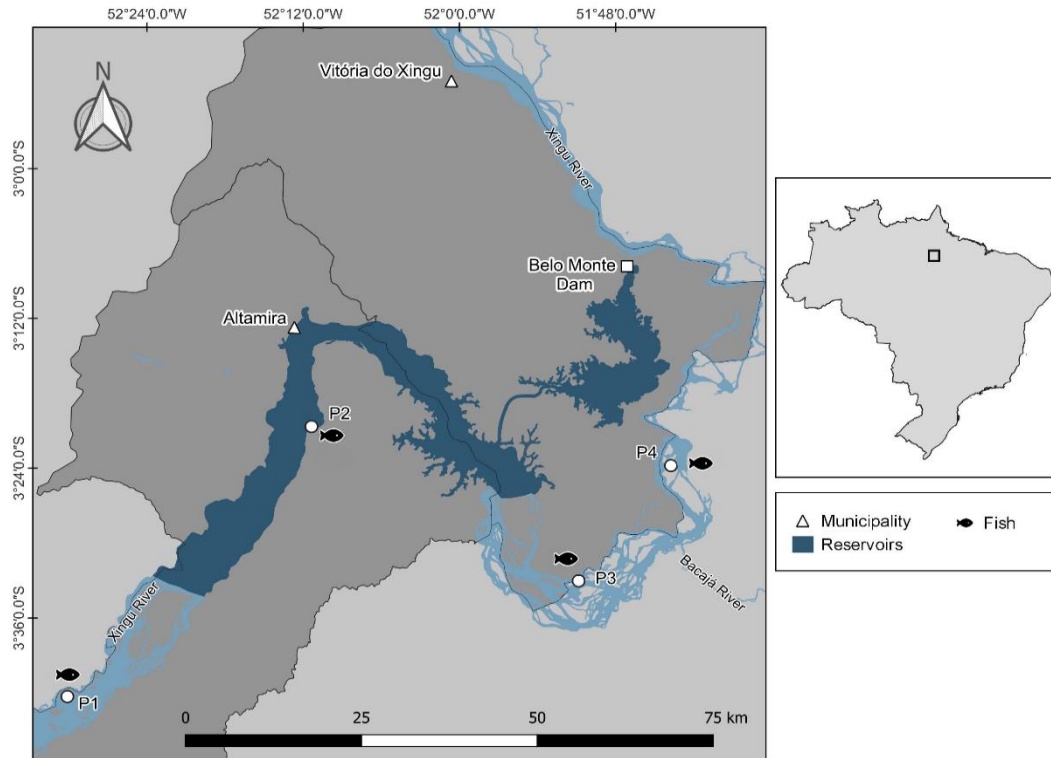


Figura 1. Mapa da área de estudos mostrando os pontos de coleta do rio Xingu (Fonte: Thaís Nascimento, adaptado) Localization map: Belo Monte – Altamira and Vitoria do Xingu – Pará – Brasil, July/2022

Sources: IBGE, 2021; ANA,2019. Coordinates: Geographic System. Datum: SIRGAS 2000.

## 3.2. COLETA DE DADOS

### 3.2.1. Parâmetros limnológicos

A coleta em campo foi realizada de 13 a 23 de outubro de 2020 (período de seca amazônica) nos quatro pontos de coleta.

Em cada ponto foram medidos os parâmetros limnológicos, sendo eles: condutividade, pH e temperatura, utilizando uma sonda multiparâmetro Hanna®.

### 3.2.2. Bioindicador utilizado

A espécie de peixe utilizada para esse estudo foi *Bariancistrus xanthellus*, pertencente à família Loricaridae que está distribuída em todo o médio rio Xingu

(MAGALHÃES, 2017). Esses animais ocorrem em grupos sob rochas planas de fundo e são organismos detritívoros, que se alimentam principalmente de algas diatomáceas e clorofíceas (PY-DANIEL et al., 2011).



**Fig 2.** *Baryancistrus xanthellus*, acari amarelinho, endêmico do rio Xingu (Foto Leandro Sousa).

Os peixes foram coletados por pescador especializado (acarizeiros), através da técnica de mergulho com compressor, sendo que, após a captura, foram colocados em basquetas com água e oxigenação até a chegada a estrutura em campo montada para essa coleta. Nesse local, sempre próximo aos pontos amostrais do estudo, os animais foram transferidos para uma caixa, onde a água era oxigenada e trocada com frequência, sendo utilizado um total de sessenta e dois espécimes nos quatros pontos de coleta.

Para a coleta dos órgãos dos peixes, um espécime por vez ia sendo inserido em uma basqueta com água e 30mg/L de eugenol (BARROS et al., 2020). Em seguida os espécimes foram medidos e pesados. Após tiradas as medidas foram coletadas de cada animal o músculo, as brânquias e o fígado, com o auxílio de uma pinça cirúrgica, tesouram bisturi. Cada amostra foi armazenada em tubo Falcon devidamente identificado, guardadas em isopor com gelo até a chegada ao laboratório, onde as amostras foram armazenadas em um freezer na temperatura adequada, mantendo-as conservadas para posterior análise.

Esse estudo teve a autorização para coleta dos animais do SISBIO n° 71763-1 e para a manipulação da espécie Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA-UFPa) n° 8166251119.

### **3.2.3. Análise do material biológico**

As análises do músculo, fígado e brânquias, foram realizadas no Instituto Evandro Chagas, Ananindeua, Pará.

As amostras foram homogeneizadas e em seguida pesadas (1 g) peso úmido, utilizando um tubo de teflon, sendo depois as amostras acidificadas através da adição de 1,5 mL de ácido nítrico e 0,5 mL de peróxido de hidrogênio; em seguida para a realização da digestão foram levadas para o micro-ondas por 40 minutos. Depois de retiradas do micro-ondas e terem resfriado, as amostras foram transferidas para tubos Falcon já sendo aferidas com ácido nítrico diluído em água deionizada (ácido nítrico 1%). Em seguida as amostras foram levadas para o Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker) (SOUZA-ARAÚJO, DE et al., 2022), onde foram analisadas obtendo-se um resultado para a concentração de cobre por amostra. Para as análises, foi utilizado o material certificado DORM-3 do National Research Council of Canadá (NRC-CNRC).



**Fig. 3.** A. Homogeneização das amostras de tecido de peixes; B. pesagem dos tecidos de peixes; C. digestão de amostras de tecido de peixes em micro ondas; D. Análise das amostras de tecido de peixes em espectrômetro de massas com plasma acoplado por indução (fotos: Thaís Nascimento).

#### 3.2.4. Análises estatísticas

A normalidade foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variância através do teste de Levene.

Os dados não apresentaram normalidade ou homogeneidade de variância. A comparação da concentração de Cu entre os tecidos foi realizada através do teste não paramétrico Kruskal-Wallis, seguido pelo teste de post hoc de Dunn ajustado a Bonferroni. A comparação entre os tecidos e os pontos de coleta foi feita através de uma anova-TwoWay, seguida da análise das médias marginais, com ajuste de Bonferroni.

Todas as análises foram realizadas no Ambiente Estatístico R Studio (versão 3.4.2), sendo adotado o valor de  $p < 0,05$  para indicar significância dos testes estatísticos.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados referentes as variáveis limnológicas da coleta realizada na época de seca do rio Xingu, estão apresentados na tabela abaixo (Tabela 1).

**Tabela 1.** Dados Limnológicos do período pluviométrico de seca no rio Xingu, nos quatro pontos de coleta.

Ponto	pH	Cond. ( $\mu\text{S/cm}$ )	Temp. ( $^{\circ}\text{C}$ )
P1	6,9	16	31,8
P2	7,1	16	30,5
P3	7,3	16	31,3
P4	7,1	26	SM

pH: Potencial Hidrogeniônico. Cond: condutividade elétrica. Temp: temperatura. SM: Sem Medição.

Como observado na tabela acima em relação as variáveis limnológicas, a condutividade elétrica variou de 16  $\mu\text{s/cm}$  no Ponto 1 a 26  $\mu\text{s/cm}$  no P4. O pH também variou entre os pontos amostrais, apresentando ácido no P1 (6,9) e neutro no P3 (7,3). A temperatura também variou entre o P1 (31,8) e P3 (31,8).

Quanto aos espécimes coletados, a Tabela 2, apresenta uma comparação entre os peixes em relação ao tamanho e peso em cada local de coleta.

**Tabela 2.** Tamanho e peso dos espécimes de *Baryancistrus xanthellus* coletados no rio Xingu, nos quatro pontos de amostragem.

Ponto	N	Tamanho (cm)	Peso (g)
P1	16	0,24 $\pm$ 0,19	258,67 $\pm$ 51,11
P2	16	0,24 $\pm$ 0,03	257,0 $\pm$ 76,10
P3	15	0,25 $\pm$ 0,03	311,67 $\pm$ 99,60
P4	15	0,23 $\pm$ 0,02	227,33 $\pm$ 65,71

Os dados estão expressos com média  $\pm$  desvio padrão. N: número de peixes coletados; Tamanho: média do tamanho de todos os animais coletados no ponto em centímetro (cm). Peso: média do peso de todos os animais coletados no ponto em gramas (g).

Para cada ponto de coleta foram tirados a média e o desvio padrão dos espécimes estudados e como observado na tabela acima, não houve variação relevante entre o tamanho e peso dos espécimes entre os pontos de coleta.

Quanto a análise de cobre realizada nos tecidos dos peixes coletados, a Tabela 3 apresenta a comparação entre os tecidos nos quatro pontos de coleta.

**Tabela 3.** Concentrações de cobre total em tecidos de *Baryancistrus xanthellus*

<b>Tecido</b>	<b>P1(N) (<math>\mu\text{g.kg}^{-1}</math>)</b>	<b>P2 (N) (<math>\mu\text{g.kg}^{-1}</math>)</b>	<b>P3 (N) (<math>\mu\text{g.kg}^{-1}</math>)</b>	<b>P4 (N) (<math>\mu\text{g.kg}^{-1}</math>)</b>
Músculo	0,51 $\pm$ 0,13(16)	0,39 $\pm$ 0,15(16)	0,23 $\pm$ 0,07 (15)	0,21 $\pm$ 0,03 (15)
Fígado	12,97 $\pm$ 6,76 (6)	11,36 $\pm$ 5,46(12)	10,99 $\pm$ 6,74(13)	12,43 $\pm$ 3,32(10)
Brânquias	0,20 $\pm$ 0,05(15)	0,39 $\pm$ 0,08 (15)	0,31 $\pm$ 0,06 (15)	0,33 $\pm$ 0,10 (15)

Os dados estão expressos com média  $\pm$  desvio padrão. N= número indivíduos

Quando analisadas as concentrações de Cu em cada tecido, o músculo apresentou variação de 0,161 a 0,812  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  e, as brânquias variou de 0,065 a 0,568  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . Em relação ao fígado, o maior valor de Cu foi de 31,765  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  e a menor foi de 1,214  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . As concentrações de Cu total foram diferentes entre os tecidos analisados ( $p=0,01$ ), houve diferença entre brânquias e fígado ( $p=0,01$ ) e entre fígado e músculo ( $p=0,01$ ). Não houve diferença entre brânquias e músculo.

Os resultados para brânquias foram maiores nos três pontos de coleta que estão nas áreas influenciadas pela construção da UHE Belo Monte, além disso, dois desses pontos estão localizados na região conhecida popularmente Volta Grande do Xingu, região do rio que teve o percurso natural da água desviado para a construção da hidrelétrica.

As análises mostraram que existe diferença na concentração de Cu nos tecidos entre os pontos de coleta ( $p= 0,001$ ). Houve diferença no músculo entre P1 e P3 ( $p=0,001$ ), P1 e P4 ( $p=0,001$ ), P2 e P3 ( $p=0,001$ ) e entre P2 e P4 ( $p=0,001$ ).

Os resultados das análises para músculo entre os pontos de coleta demonstraram variação entre as concentrações de cobre em quase todos os pontos amostrais. No entanto a maior concentração de cobre no músculo foi em P1(área fora de influência da hidrelétrica).

Em estudo realizado por Baldissera et al. (2020), com espécies de peixes amazônicos foi observado que os níveis de EROS, foram maiores nos peixes expostos a maiores concentrações de cobre. Análises feitas por Jiang et al. (2015) e Tesser et al. (2020), também observaram uma maior concentração de cobre nos tecidos musculares dos peixes expostos a maiores quantidades de cobre. Com isso, foi observado que a exposição ao cobre depletou a capacidade de eliminação de EROS dos peixes.

Também houve diferença nas brânquias entre P1 e P2 ( $p=0,001$ ), entre P1 e P3 ( $p=0,001$ ) e P1 e P4 ( $p=0,001$ ). As brânquias apresentaram maiores concentração de cobre em P2 (área de reservatório). De acordo com Viana et al. (2005), as brânquias são órgãos que refletem as concentrações de metais que estão dispostos na água. Segundo Tunçsoy; Erdem (2018), as brânquias são órgãos alvos para o acúmulo de EPTs, por conta da sua grande área superficial que está em contato diretamente com o meio externo. Além de ser o principal local das trocas gasosas, serve também como regulador dos ácidos base e iônica, sendo os primeiros órgãos que entram em contato com os EPTs. Com isso, a área das brânquias em contato com a água e a distância de difusão muito fina entre a água e o sangue favorecem a absorção de moléculas poluentes dissolvidas na água (PAULINO et al., 2014).

Em um estudo realizado em uma área de reservatório Nascimento et al. (2012) observaram alterações no tecido branquial, tais como, hiperplasia das células mucosas, edema intersticial, vasodilatação e necrose, entre outras, essas mudanças foram associadas as

atividades antrópicas que há décadas impactam a área que está contida o reservatório. Oliveira et al. (2005) também relataram alterações em brânquias de peixes que vivem em ambientes que tiveram a hidrologia do rio alterada.

Entre os órgãos analisados, o fígado não apresentou diferenças estatísticas entre os pontos de coleta. Entretanto entre os órgãos analisados o fígado apresentou a maior concentração de cobre, sendo que o P4 (trecho de desvio do rio), teve o maior valor de concentração. De acordo com Weber et al. (2020), a maior concentração de cobre no fígado, pode estar relacionado a função de detoxificação. Segundo Asagba et al., (2008), o aumento no acúmulo de cobre no fígado pode ser devido esse órgão ser um tecido metabolicamente ativo, além do cobre ser armazenado naturalmente no fígado, esse órgão também é responsável pela detoxificação de substância tóxicas.

Estudos realizados com espécies distintas de peixes, observaram que as maiores concentrações de cobre foram encontradas nos tecidos hepáticos dos animais (ABDEL-KHALEK et al., 2015; VILLARREAL et al., 2014; WANG et al., 2015). O trabalho realizado por Padrihah et al. (2017), destacou a ocorrência de anormalidades no tecido hepático, como vacuolização e necrose, fibrose hepática e vasos sanguíneos congestionados, ocasionadas pelo excesso de cobre armazenado nesse órgão.

Nesse trabalho, os tecidos analisados apresentaram concentrações de cobre dentro dos limites máximos de tolerância nutricional dos peixes (3 e 6 mg.kg<sup>-1</sup>) (NRC, 2011). No entanto, por meio de observações de trabalhos realizados na região do barramento do rio Xingu, foi visto que a espécie estudada tem se mostrado bastante sensível as modificações ambientais (HOLANDA et al., 2020; NASCIMENTO; et al., 2022).

## 5. CONCLUSÃO

Com esse estudo foi possível verificar que dois dos tecidos analisados apresentaram maiores concentrações de cobre em áreas do rio Xingu que sofreram mudanças na sua hidrologia nos últimos anos, acometidas pela implementação da UHE Belo Monte. Apesar da concentração de Cu obtida estar dentro dos limites nutricionais dos peixes (3 e 6 mg.kg<sup>-1</sup>), (NRC, 2011), a espécie estudada tem sofrido diminuição populacional, como foi observado em trabalhos anteriores, diante disto, faz-se necessário que mais estudos sejam realizados para se compreender os diferentes impactos nos ambientes sob a influência da UHE Belo Monte.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDEL-KHALEK, A. A. et al. Comparative toxicity of copper oxide bulk and nano particles in Nile Tilapia; *Oreochromis niloticus*: Biochemical and oxidative stress. **The Journal of Basic & Applied Zoology**, v. 72, p. 43–57, 2015.
- ALIBABIĆ, V.; VAHČIĆ, N.; BAJRAMOVIĆ, M. Bioaccumulation of metals in fish of Salmonidae family and the impact on fish meat quality. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 131, n. 1–3, p. 349–364, 2007.
- ALONSO-AYUSO, A. et al. Medium range optimization of copper extraction planning under uncertainty in future copper prices. **European Journal of Operational Research**, v. 233, n. 3, p. 711–726, 2014.
- ARIAS, A. R. L. et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciencia e Saude Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 61–72, 2007.
- ASAGBA, S. O.; ERIYAMREMU, G. E.; IGBERAESE, M. E. Bioaccumulation of cadmium and its biochemical effect on selected tissues of the catfish (*Clarias gariepinus*). **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 34, n. 1, p. 61–69, 2008.
- AUTHMAN, M. M. N. et al. Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. v. 6, n. 4, 2015.
- AZEVEDO, J. S. et al. Use of *Cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. **Ecotoxicology**, v. 18, n. 5, p. 577–586, 2009.
- BAI, J. et al. Heavy metal contamination in riverine soils upstream and downstream of a hydroelectric dam on the Lancang river, China. **Environmental Engineering Science**, v. 26, n. 5, p. 941–946, 2009.

- BALDISSERA, M. D. et al. Consequences of oxidative damage on the fatty acid profile in muscle of *Cichlasoma amazonarum* acutely exposed to copper. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 46, n. 6, p. 2377–2387, 2020.
- BELO, T. D. E. et al. Os Impactos Da Usina Hidrelétrica De Belo Monte Nos Atrativos Turísticos Da Região Do Xingu (Amazônia – Pará - Brasil). **Os Impactos Da Usina Hidrelétrica De Belo Monte Nos Atrativos Turísticos Da Região Do Xingu (Amazônia – Pará - Brasil)**, v. 5, n. 3, p. 414–415, 2014.
- BERTINI, I.; CAVALLARO, G. Metals in the “omics” world: Copper homeostasis and cytochrome c oxidase assembly in a new light. **Journal of Biological Inorganic Chemistry**, v. 13, n. 1, p. 3–14, 2008.
- BOLOGNESI, C.; CIRILLO, S. 1 Introdução. v. 60, n. 2, p. 273–284, 2014.
- BRANDÃO, F. et al. Effects of anthropogenic metallic contamination on cholinesterases of *Gambusia holbrooki*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 76, n. 1–2, p. 72–76, 2013.
- CAMPOS, S. A. B.; DAL-MAGRO, J.; DE SOUZA-FRANCO, G. M. Metals in fish of different trophic levels in the area of influence of the AHE Foz do Chapecó reservoir, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 26, p. 26330–26340, 2018.
- CARVALHO, A. S. C. et al. 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**, v. 20, n. 6, p. 1153–1163, 2009.
- DA SILVA, D. A. et al. Copper in tumors and the use of copper-based compounds in cancer treatment. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v. 226, n. July 2021, p. 111634, 2022.
- DAI, J. et al. Toxicity, gut microbiota and metabolome effects after copper exposure during early life in SD rats. **Toxicology**, v. 433–434, n. February, p. 152395, 2020.
- DUARTE, R. M. et al. Copper sensitivity of wild ornamental fish of the Amazon. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 3, p. 693–698, 2009.
- EGLI, M. et al. The long-term interaction of mine tailings with soils and the wider environment: Examples from Mont Chemin, Switzerland. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, n. August, p. 53–69, 2017.
- FEARNSIDE, P. M. Impactos das hidrelétricas na Amazônia e a tomada de decisão. **Novos Cadernos NAEA**, v. 22, n. 3, p. 69–96, 2019.
- FERNANDES, F. F. et al. The “in vitro” antifungal activity evaluation of propolis G12 ethanol extract on *Cryptococcus neoformans*. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 49, n. 2, p. 93–95, 2007.
- GALL, J. E.; BOYD, R. S.; RAJAKARUNA, N. Transfer of heavy metals through terrestrial

- food webs: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 4, 2015.
- GOMES, V. M. et al. Study on Mercury Methylation in the Amazonian Rivers in Flooded Areas for Hydroelectric Use. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 230, n. 9, 2019.
- GRAEDEL, T. E. et al. The contemporary European copper cycle: The characterization of technological copper cycles. **Ecological Economics**, v. 42, n. 1–2, p. 9–26, 2002.
- HERING, D. et al. Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress - An introduction to the MARS project. **Science of the Total Environment**, v. 503–504, p. 10–21, 2015.
- 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. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará, 2020.
- INGLE, A. P.; DURAN, N.; RAI, M. Bioactivity, mechanism of action, and cytotoxicity of copper-based nanoparticles: A review. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 98, n. 3, p. 1001–1009, 2014.
- JIANG, W. D. et al. Copper exposure induces toxicity to the antioxidant system via the destruction of Nrf2/ARE signaling and caspase-3-regulated DNA damage in fish muscle: Amelioration by myo-inositol. **Aquatic Toxicology**, v. 159, p. 245–255, 2015.
- JOMOVA, K.; VALKO, M. Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. **Toxicology**, v. 283, n. 2–3, p. 65–87, 2011.
- LIDDICOAT, J.; DREISINGER, D. Chloride leaching of chalcopyrite. **Hydrometallurgy**, v. 89, n. 3–4, p. 323–331, 2007.
- LINO, A. S. et al. Zinc, copper and iron in consumed fish from Tapajós river basin, PA, Brazil. **Orbital**, v. 10, n. 4 Special Issue, p. 272–278, 2018.
- LU, J.; DREISINGER, D. Solvent extraction of copper from chloride solution I: Extraction isotherms. **Hydrometallurgy**, v. 137, p. 13–17, 2013.
- ŁUCZYŃSKA, J.; PASZCZYK, B.; ŁUCZYŃSKI, M. J. Fish as a bioindicator of heavy metals pollution in aquatic ecosystem of Pluszne Lake, Poland, and risk assessment for consumer's health. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 153, n. January, p. 60–67, 2018.
- MALHOTRA, N. et al. Review of copper and copper nanoparticle toxicity in fish. **Nanomaterials**, v. 10, n. 6, p. 1–28, 2020.
- MAGALHÃES, K. X. SPECIES DELIMITATION OF *Baryancistrus RAPP PYDANIEL*, 1989 (SILURIFORMES: LORICARIIDAE) FROM THE XINGU RIVER AND

- PHYLOGEOGRAPHY OF *Baryancistrus xanthellus* RAPP PY-DANIEL, ZUANON AND OLIVEIRA, 2011. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará, 2017. ISBN 0297419882161.
- MEDEIROS, L. A. et al. Cytogenetic analysis of *baryancistrus xanthellus* (Siluriformes: Loricariidae: Ancistrini), an ornamental fish endemic to the Xingu river, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 2, 2016.
- MONTEIRO, M.; COELHO, M.; COTA, R. Ouro, empresas e garimpeiros na Amazônia: o caso emblemático de Serra Pelada. **Revista Pós Ciências Sociais**, v. 7, n. 13, p. 131–158, 2010.
- NASCIMENTO, A. A. et al. Fish Gills Alterations as Potential Biomarkers of Environmental Quality in a Eutrophized Tropical River in South-Eastern Brazil. **Journal of Veterinary Medicine Series C: Anatomia Histologia Embryologia**, v. 41, n. 3, p. 209–216, 2012.
- NACISMENTO, T. P.; LIMA, M. O.; PEREIRA, T. S. MERCÚRIO E ARSÊNIO NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A INFLUÊNCIA DA USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA). Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará, 2022.
- OLIVEIRA RIBEIRO, C. A. et al. Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. **Aquatic Toxicology**, v. 74, n. 1, p. 53–69, 2005.
- OLOJO, E. A. A. et al. Histopathology of the gill and liver tissues of the African catfish *Clarias gariepinus* exposed to lead. **African Journal of Biotechnology**, v. 4, n. 1, p. 117–122, 2005.
- OSREDKAR, J. Special Issue Title: Heavy Metal Toxicity Handling Editors. **Journal of Clinical Toxicology**, 2011.
- PADRILAH, S. N. et al. Toxic effects of copper on liver and cholinesterase of *Clarias gariepinus*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 28, p. 22510–22523, 2017.
- PAULINO, M. G. et al. The impact of organochlorines and metals on wild fish living in a tropical hydroelectric reservoir: Bioaccumulation and histopathological biomarkers. **Science of the Total Environment**, v. 497–498, p. 293–306, 2014.
- PUNIA, A. Role of temperature, wind, and precipitation in heavy metal contamination at copper mines: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 4, p. 4056–4072, 2021.
- PY-DANIEL, L. R.; ZUANON, J.; DE OLIVEIRA, R. R. Two new ornamental loricariid

catfishes of *Baryancistrus* from rio Xingu drainage (Siluriformes: Hypostominae).

**Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 2, p. 241–252, 2011.

SADEQ, S. A.; BECKERMAN, A. P. The Chronic Effects of Copper and Cadmium on Life History Traits Across Cladocera Species: A Meta-analysis. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 76, n. 1, p. 1–16, 2019.

TESSER, M. E. et al. Sublethal effects of waterborne copper and copper nanoparticles on the freshwater Neotropical teleost *Prochilodus lineatus*: A comparative approach. **Science of the Total Environment**, v. 704, p. 135332, 2020.

TUNÇSOY, M.; ERDEM, C. Copper Accumulation in Tissues of *Oreochromis niloticus* Exposed to Copper Oxide Nanoparticles and Copper Sulphate with Their Effect on Antioxidant Enzyme Activities in Liver. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 229, n. 8, 2018.

TUNDISI, J. G. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. **Estudos Avancados**, v. 21, n. 59, p. 109–117, 2007.

VALKO, M. et al. Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer. **Chemico-Biological Interactions**, v. 160, n. 1, p. 1–40, 2006.

VIANA, F.; HUERTAS, R.; DANULAT, E. Heavy metal levels in fish from coastal waters of Uruguay. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 48, n. 4, p. 530–537, 2005.

VILLARREAL, F. D. et al. Sublethal effects of CuO nanoparticles on mozambique tilapia (*Oreochromis mossambicus*) Are modulated by environmental salinity. **PLoS ONE**, v. 9, n. 2, 2014.

VOROBICHIK, E. L.; KAIGORODOVA, S. Y. Long-term dynamics of heavy metals in the upper horizons of soils in the region of a copper smelter impacts during the period of reduced emission. **Eurasian Soil Science**, v. 50, n. 8, p. 977–990, 2017.

WANG, K.; TANG, S. F.; HOU, X. Molecular mechanism investigation on the interactions of copper (II) ions with glutathione peroxidase 6 from *Arabidopsis thaliana*. **Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 203, p. 428–433, 2018.

WANG, T. et al. A comparison effect of copper nanoparticles versus copper sulphate on juvenile *Epinephelus coioides*: Growth parameters, digestive enzymes, body composition, and histology as biomarkers. **International Journal of Genomics**, v. 2015, 2015.

WEBER, A. A. et al. Effects of metal contamination on liver in two fish species from a highly impacted neotropical river: A case study of the Fundão dam, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 190, n. January, p. 110165, 2020.

ZEHRA, S.; TABASSUM, S.; ARJMAND, F. Biochemical pathways of copper complexes:

progress over the past 5 years. **Drug Discovery Today**, v. 26, n. 4, p. 1086–1096, 2021.

ZHOU, J. et al. Exposure risk of local residents to copper near the largest flash copper smelter in China. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 453–461, 2018.