



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

Thaís Nascimento Pereira

**MERCÚRIO E ARSÊNIO NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A
INFLUÊNCIA DA USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE
(AMAZÔNIA)**

Orientador: Profa. Dra. Tatiana da Silva Pereira

Coorientador: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira
Lima

ALTAMIRA - PA

JUNHO – 2022

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

Thaís Nascimento Pereira

**MERCÚRIO E ARSÊNIO NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A
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

JUNHO – 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)

P436m Pereira, Thaís Nascimento.

Mercúrio e Arsênio no rio Xingu em áreas sob a
influência da Usina Hidrelétrica Belo Monte (Amazônia) /
Thaís Nascimento Pereira. — 2022.

74 f. : il.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Tatiana da Silva Pereira
Coorientador(a): Prof. Dr. Marcelo Oliveira Lima
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do
Pará,

Campus Universitário de Altamira, Programa de Pós-
Graduação em Biodiversidade e Conservação, Altamira,
2022.

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

CDD 571.950981

Dedicatória

À todas as mulheres que vieram antes de mim e que abriram o caminho para que hoje fosse possível eu me tornar cientista;

À todas as mulheres que virão depois de mim, que o caminho para fazer ciência tenha mais equidade e que o mundo consiga ver em vocês a capacidade que eu vejo.

“O solo abriu bem os braços
e disse *levante os pés,*
a árvore disse *vou te dar vida,*
o ar disse *me respire,*
a terra disse *cuide de quem cuida de você...*
e nós lhes demos as costas”

- Rupi Kaur

Agradecimentos

À Universidade Federal do Pará e ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação por possibilitar minha formação enquanto educadora e cientista.

Ao Plano de Desenvolvimento Regional Sustentável do Xingu (PDRSX), pelo financiamento do projeto de pesquisa do mestrado (Edital 331/2017).

Ao Instituto Evandro Chagas (IEC) por possibilitar as análises laboratoriais da minha pesquisa e por todos os ensinamentos que, sem dúvida, enriqueceram muito a minha caminhada enquanto pesquisadora.

Agradeço ao João Paulo Góes, à Lorena Mendes e à Thaís Queiroz pelo apoio técnico e companheirismo durante minha permanência nos Setores de Mercúrio e Espectometria III, da Seção de Meio Ambiente do IEC. Minha gratidão à Julie Lima, à Tamires Matos e à Dayse Marques pela ajuda, acolhimento e amizade.

À Profa. Dra. Tatiana da Silva Pereira pela orientação e por todo apoio nessa jornada de formação. Obrigada por todos os ensinamentos e motivação, por acreditar no meu potencial e por me fazer enxergar tudo que já construí e tudo o que posso me tornar. A senhora é um exemplo para mim.

Ao Dr. Marcelo de Oliveira Lima pela coorientação e apoio na realização dessa pesquisa.

Minha gratidão ao Prof. Dr. Leandro Sousa e à equipe do Laboratório de Aquicultura e Peixes Ornamentais do Xingu (LAQUAX-UFPA) pelo apoio nas coletas de campo, Bruna Uana, Rayane Arcanjo, Maylon Moura, Matusalém Prado, Isadora Lobato, Kaylane, Diones Araújo e Matheus.

Agradeço ao Me. Hildegard Holanda pelo apoio, conselhos e orientações ao longo do desenvolvimento da minha pesquisa.

Minha gratidão à Profa. Dra. Karina Dias pelo apoio na análise de dados e auxílio durante o período de disciplinas.

Ao meu companheiro, amigo e parceiro Me. Fábio Barros, por apoiar meus sonhos e construir comigo a possibilidade de realizá-los. Minha gratidão pelo apoio na análise de dados, na logística para as análises laboratoriais e por cada momento que estive comigo e me fortaleceu. Amo-te!

À minha família que sempre acreditou nos meus sonhos e me incentivou a realizá-los, minha gratidão à minha mãe Cleide Melo e à minha sogra e segunda mãe, Rita de Cássia, por todo o carinho e cuidado.

Aos meus amigos que me fortaleceram durante essa jornada de formação, Karoline Trajano, Agda Lorena, Bruna Uana, Eris Amorim e, em especial, Aline Vitoriano por ter sido luz e alegria nos momentos mais difíceis.

À minha parceira de pesquisa Ane Emanuelle Queiroga pela ajuda e companhia durante a elaboração desse estudo.

A todos os meus alunos, gratidão ao João Paulo Figueiredo que se aventurou a me ajudar em diversas etapas do meu trabalho e à Maria Eduarda Pinheiro por todo carinho e incentivo.

Ao arquiteto da natureza e meu guia.

Obrigada a todos!

Sumário

Resumo Geral	9
1. Introdução Geral	9
2. Objetivo Geral	15
3. Material e métodos	16
4. Referências Bibliográficas	26
MANUSCRITO	34
Resumo	35
1. Introdução	37
2. Material e Métodos	42
3. Resultados	47
4. Discussão	55
5. Referências Bibliográficas	62

Resumo Geral

O Mercúrio (Hg) e o arsênio (As) são elementos encontrados em áreas de reservatórios, sejam de mineração ou de hidrelétricas. Na Amazônia, a contaminação por esses elementos químicos possui um agravante, pois nesse bioma há um estoque natural de Mercúrio no solo e de arsênio no rio Amazonas e seus afluentes. Em seres humanos, esses elementos possuem potencial carcinogênico e, nos peixes, causam danos ao metabolismo celular. Nosso estudo teve como objetivo examinar as concentrações de Hg e As em água, sedimento e tecidos de *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus* de ambientes sob impactos da Usina Hidrelétrica Belo Monte (UHEBM). A coleta de água, sedimento e tecidos (brânquias, fígado e músculo) foi feita em 2020, em oito pontos estratégicos do rio Xingu relacionados à UHEBM. As análises de Hg e As em água e de As em sedimento e tecidos foi feita por espectrometria de massas com plasma acoplado por indução. O Hg em sedimento e tecidos de peixes foi verificado por espectrometria de absorção atômica com vapor a frio. Para a comparação dos níveis de Hg e As entre as espécies, foi utilizada uma anova Two-Way seguida do teste post-hoc de Duncan. A concentração de Hg e As entre os tecidos foi verificada através do teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste post-hoc de Dunn, ajustado a Bonferroni. A diferença do Hg e As nos tecidos das espécies de peixes, analisadas em diferentes pontos de coleta foi testada através da anova Two-Way, já a correlação entre comprimento e concentração dos metais foi verificada através da regressão linear simples. Na água, as maiores concentrações de Hg foram encontradas fora da área de influência da hidrelétrica e de As na Volta Grande (VG – trecho do rio desviado para a construção da UHEBM), em todos os pontos, as concentrações excederam os valores estabelecidos pela legislação brasileira. No sedimento, as maiores concentrações de Hg e As foram detectadas na região do reservatório. Entre as espécies, a maior concentração de Hg e As foi encontrada em *Cichla melaniae*. Quando comparados os pontos de coleta, *Cichla melaniae* exibiu maiores concentrações de Hg no músculo na área do reservatório, *Baryancistrus xanthellus* também teve a concentração alta de Hg alto em todos os tecidos nesse ponto de amostragem. Somente *Cichla melaniae* demonstrou correlação positiva entre o crescimento e o acúmulo de Hg. Nas duas espécies, houve correlação negativa entre o crescimento e o acúmulo de As. As concentrações desses elementos para sedimento e tecidos de peixes estão dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira, entretanto, os resultados enfatizam a importância do monitoramento desses metais na área de influência da UHE Belo Monte.

Palavras-chave: contaminação; metais-traço; sedimento; peixes; reservatório.

1. Introdução Geral

Com a intensificação das atividades humanas sobre o ambiente, o meio tem sido amplamente afetado pela degradação ambiental (AMARAL E SILVA *et al.*, 2020). Os grandes projetos hidrelétricos são exemplos de exploração de recursos naturais que causam

grande impacto à natureza (FEARNSIDE, 2019). Entre os impactos gerados pelas ações antrópicas, faz-se importante destacar também a contaminação de corpos hídricos por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) através do descarte incorreto de pilhas e baterias, uso de agrotóxicos, resíduos mineração, entre outros (GONÇALVES; KISHI; FERNANDES, 2016). Esses elementos representam um grande risco à saúde de diversas espécies, pois muitos deles possuem o potencial de bioacumulação (ALI; KHAN, 2019).

Em regiões vistas com grande potencial hidrelétrico, como a Amazônia, a construção de usinas tem mostrado forte relação com a presença de EPTs em áreas de reservatório (CAMPOS; DAL-MAGRO; SOUZA-FRANCO, 2018). Isso acontece devido a região alagada assumir a característica de ambiente lântico, possibilitando o acúmulo de matéria orgânica e sedimentos (MEENA *et al.*, 2018). Nesse sentido, a lixiviação nessa área leva consigo diversos metais para o rio barrado, que podem se encontrar dissolvidos na água, ligados aos sedimentos, ou ainda, presentes nos tecidos animais (SIM *et al.*, 2014).

A Amazônia tem concentrado a construção de novas hidrelétricas no Brasil, sendo os projetos mais novos no regime fio d'água, tendo como exemplo desses, as usinas hidrelétricas Jirau e Santo Antônio no rio Madeira (RO) e a usina hidrelétrica Belo Monte, no rio Xingu (PA) (FARIA *et al.*, 2017). Essa última teve o projeto inicial modificado, reduzindo a área alagada de 1.225 km² para 478 km² (NESA, 2018). Entretanto, mesmo apesar dessa redução, as usinas hidrelétricas fio d'água ainda formam pequenos reservatórios, o que deixa o ambiente sujeito a contaminação por EPTs (SOARES, 2017).

Entre esses elementos com potencial tóxico e relevantes na área de estudo, o Mercúrio (Hg) é um metal com efeitos preocupantes devido as suas variadas ações sobre o ambiente. Tais efeitos nos ecossistemas estão ligados às suas formas inorgânicas, como o Mercúrio elementar (Hg⁰) e às formas orgânicas, como o metilmercúrio (CH₃Hg) (LYMAN *et al.*, 2020).

O Hg⁰ é uma forma volátil que pode ser encontrada na atmosfera como parte do ciclo natural do Hg ou, ainda, estar presente no ambiente por vias antropogênicas, como por meio de atividades industriais e da mineração (GUSTIN *et al.*, 2020). O Hg⁰ pode ser oxidado e estocado no solo em sua forma inorgânica, como o íon mercúrico (Hg²⁺), também conhecido como Mercúrio (II). Atividades ligadas ao desmatamento e queimadas podem ser grandes

mobilizadoras de Hg estocado no solo e presentes na biomassa vegetal, que nesse processo acaba se volatilizando (GAMBY *et al.*, 2015).

Este elemento pode sofrer a ação dos microrganismos metiladores, que produzem tanto formas orgânicas do Hg, quanto através de um processo reverso, formas inorgânicas, fazendo com que o solo seja considerado um sumidouro natural de Hg (DRISCOLL *et al.*, 2013). Em corpos hídricos a decomposição de matéria orgânica por bactérias redutoras de sulfato e microrganismos metanogênicos leva o Hg^{2+} a se ligar covalentemente a um radical orgânico por meio do processo de metilação (MAZRUI *et al.*, 2016). As duas principais formas orgânicas geradas por esse processo são o CH_3Hg e o dimetilmercúrio ($\text{C}_2\text{H}_6\text{Hg}$), que podem ser encontradas nos tecidos dos animais expostos a esses elementos (YANCHEVA *et al.*, 2016).

Na água também acontece o processo de metilação e desmetilação, entretanto, o primeiro prevalece sobre o segundo, fazendo com que as formas orgânicas atinjam a cadeia alimentar e se liguem às proteínas e gorduras animais, ficando bioacumuladas nos tecidos (GENCHI *et al.*, 2017). A principal forma orgânica encontrada em organismos aquáticos é o CH_3Hg , representando cerca de 80% da quantidade bioacumulada (CRESPO-LOPEZ *et al.*, 2021). Em seres humanos, esse elemento pode causar distúrbios neurológicos, podendo inclusive levar à morte (IBID, 2017).

Lino *et al.*, (2019) estudaram a contaminação de Hg na água, sedimentos, plâncton e peixes do rio Tapajós (Amazônia-PA) e puderam observar que houve acúmulo desse elemento nos organismos estudados e que a contaminação poderia estar relacionada à exploração de Ouro e desmatamento local. Já o estudo de Silva *et al.*, (2019), que relaciona a interferência do clima sazonal da Amazônia na contaminação, mostrou uma concentração maior de Mercúrio nos tecidos de peixes durante o período de cheia, o que pode estar relacionado ao maior acúmulo de sedimentos e matéria orgânica característico da estação chuvosa.

O Hg nos ecossistemas terrestres também constitui fonte de preocupação. Um estudo que utilizou pelos de felinos selvagens de áreas de reserva no estado do Amazonas verificou alta taxa de contaminação desse metal nos animais analisados, considerados topo de cadeia alimentar (LOPES *et al.*, 2020). Os impactos do Hg na saúde humana também têm sido

motivo de investigação científica, principalmente em comunidades tradicionais que têm o peixe como base da alimentação (DA SILVA-JUNIOR *et al.*, 2018; HACON *et al.*, 2020).

Outro elemento com grande potencial de contaminação do ambiente é o metalóide arsênio (As), que diferente do Mercúrio, possui uma toxicidade maior em suas formas inorgânicas, conforme a seguinte ordem: arsina > arsenito > arseniato (HUSSAIN *et al.*, 2021). No organismo de grande parte dos animais, a metilação feita pelo fígado e rins é uma estratégia de detoxificação que leva a eliminação desse elemento em formas orgânicas e menos tóxicas, através da urina e por outras vias de excreção (CHANG; SINGH, 2019).

No processo de biometilação do As, a arsenobetaina (AsB) é a forma orgânica e essencialmente não tóxica mais encontrada nos sistemas biológicos, principalmente em pescados (CHANG; SINGH, 2019). Outras formas orgânicas do As também se destacam nos ambientes terrestre e aquático, sendo elas o ácido monometilarsônico e o ácido dimetilarsínico. Essas formas orgânicas também não apresentam capacidade tóxica significativa em relação as demais formas de arsênio inorgânico (KOBAYASHI; AGUSA, 2019).

No ambiente, o As orgânico também pode resultar da metilação feita por fungos e bactérias (ROY; MURPHY; COSTA 2020), sendo o produto gerado por todos esses processos de biotransformação considerado genotóxico (FAITA *et al.*, 2013). Além dessas problemáticas, a exposição ao arsênio pode trazer outras consequências ao organismo, como problemas gastrointestinais, hipertensão e cânceres (SANYAL *et al.*, 2020; SUN *et al.*, 2020).

Vários fatores ambientais estão diretamente relacionados a especiação do As, bem como à sua toxicidade, sendo elas o pH, a disponibilidade de matéria orgânica e o potencial redox (Eh) (HUSSAIN *et al.*, 2021). Algumas espécies de óxidos que são sensíveis ao Eh podem influenciar na liberação de As em água e sedimento, como é o caso do óxido de ferro (TEIXEIRA *et al.*, 2020).

Souza Neto *et al.*, (2020) avaliaram os riscos do As para o ambiente e para a saúde humana em rejeitos da exploração de Ouro na Amazônia Oriental e encontraram valores até 285 vezes maiores que os estabelecidos pelos órgãos brasileiros de fiscalização, que estabelece o valor máximo 1 mg.Kg⁻¹ em sedimentos (BRASIL, 2021). Ferreira *et al.*, (2020)

analisaram a taxa de contaminação em peixes após o desastre causado pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (MG) e as concentrações desse metal encontrados nos animais analisados despertaram o alerta para esse tipo de contaminação.

Estudos também indicam o risco da ingestão de água contaminada por As, como por exemplo o de Silva *et al.*, (2018), que estudaram a contaminação por As no rio Velhas, no quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais, e verificaram que a quantidade de As presente na água e sedimento excedeu os limites estabelecidos pela legislação brasileira, que estabelece em água doce a concentração $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ (CONAMA, 2005). Além disso, a eutrofização de corpos hídricos tem despertado atenção em relação ao acúmulo de metais-traço, como mostrado por (ZHANG, H. *et al.*, 2018), que ao estudarem três lagos em diferentes locais da China, verificaram uma correlação positiva entre EPTs e nutrientes, estando presente o As entre esses.

Quando analisamos a contaminação do ambiente por Mercúrio e arsênio, estes elementos se mostram importantes em serem estudados juntos devido a sua presença natural neste bioma (SCARPELLI, 2001). A presença desses elementos na Amazônia se dá pela sua ligação com o ferro (Fe) através da formação de sulfetos feita por microrganismos anaeróbios, que possuem sua atividade aumentada devido ao acúmulo de sedimentos e matéria orgânica (ANDRADE; ROCHA, 2016; CRESPO-LOPEZ *et al.*, 2021).

O Mercúrio apresenta-se naturalmente no solo amazônico em sua forma inorgânica (ROULET; LUCOTTE, 1995), o que pode ser um agravante no processo de contaminação de corpos hídricos através da lixiviação e demais alterações dessas paisagens. Já o As está presente naturalmente no rio Amazonas e seus afluentes, devido a sedimentação advinda dos Andes (SCARPELLI, 2001).

Ao estudar o comportamento desses elementos nos sistemas biológicos, o CH_3Hg tende a ser armazenado mais facilmente nos tecidos, devido a sua configuração orgânica. Já o As, devido ao processo de metilação no organismo e excreção, tende a não ter uma taxa significativa de bioacumulação (KOBAYASHI; AGUSA, 2019). Em relação aos níveis tróficos, verifica-se que somente o Hg possui capacidade de biomagnificação, isso porque o As pode ser armazenado nos tecidos de forma não biodisponível, não se mostrando de forma tóxica aos consumidores numa cadeia trófica (POPOWICH; ZHANG; CHRIS LE, 2017).

Nos animais, o processo bioacumulativo de As se dá após a ingestão desse metalóide, conforme descrito por Mandal (2017). De acordo com o autor, a quantidade ingerida é transportada pelo corpo através do plasma e da ligação às células sanguíneas. Uma fração desse metalóide pode ficar armazenada em tecidos que possuem maior concentração de enxofre, como os cabelos e unhas. Diante disso, o estudo de áreas impactadas por metais-traço na Amazônia é de grande relevância, pois o conhecimento científico construído pode auxiliar no estabelecimento de medidas mitigadoras e contribuir ainda com a saúde do ambiente e da população exposta a esses elementos.

O Hg e As podem ser liberados naturalmente no ambiente através da intemperização de rochas, lixiviação e erupções vulcânicas. Entretanto, a presença desses elementos no ambiente origina-se principalmente pela ação antropogênica (RAHMAN; SINGH, 2019). Os reservatórios em geral são locais de grande concentração desses metais-traço. Na mineração, o Hg e As se acumulam como resíduo do processo de extração de minérios (JOHNSON *et al.*, 2018). Já em reservatórios de usinas hidrelétricas esses elementos podem advir da lixiviação, contaminar corpos hídricos e os organismos que vivem nesses locais (QUEIROZ *et al.*, 2016).

O consumo de peixes pescados nos reservatórios se coloca como uma das vias de intoxicação humana por esses elementos (CASTRO-GONZÁLEZ; MÉNDEZ-ARMENTA, 2008; ZHONG *et al.*, 2018). Nesse sentido, os peixes são bons biomonitores de contaminação (PARMAR; RAWTANI; AGRAWAL, 2016), sendo os carnívoros, topo de cadeia trófica, os que mais bioacumulam elementos químicos (AZEVEDO *et al.*, 2019).

Gomes *et al.*, (2019), ao avaliarem o Hg durante a construção de reservatórios de hidrelétricas na Amazônia, mostraram que a contaminação por metais com potencial tóxico é preocupante. Eles observaram que dos locais analisados, o ponto amostral da usina localizada no rio Negro, em Manaus (AM), foi o que apresentou o maior índice de contaminação por Hg. Segundo os autores, tal resultado teria relação com a maior quantidade de deposição de sedimento e matéria orgânica na área estudada, favorecendo a ação de microrganismos metiladores.

HOLANDA *et. al* (2020), através da análise de Hg total em áreas sob a influência da UHE Belo Monte, no período de cheia do rio, verificaram que a quantidade de mercúrio se mostrou maior na área do reservatório. Também constataram através da análise de tecidos dos

peixes tucunaré (*Cichla melaniae*) e acari-amarelinho (*Baryancistrus xanthellus*) a presença desse metal nos animais, tendo o tucunaré demonstrado um teor maior de Hg.

Além de abrigar a terceira maior hidrelétrica do mundo, o rio Xingu também possui histórico de mineração de Ouro, desde a década de 70 (MONTEIRO; COELHO; COTA, 2010), o que pode se mostrar como mais um agravante no processo de contaminação por metais com potencial tóxico. A atividade mineradora é intensificada principalmente na região da Volta Grande (VG – trecho do rio desviado para a construção da Usina Hidrelétrica Belo Monte) (IBID, 2010).

Um estudo realizado em 2009 na região do Xingu (CARVALHO *et al.*, 2009), época que ainda não sofria influência da UHE Belo Monte, já mostrou que o rio possuía histórico de contaminação por metais-traço, entre eles, Hg e As. Os autores observaram que a contaminação foi maior na VG, tendo o Hg destaque em relação aos demais metais analisados e a exploração de Ouro da região, justificando como o fator agravante para isso.

Ribeiro *et al.* (2017) ao estudarem a água, sedimento e duas espécies de peixes (*Cichla melaniae* e *Myloplus rubripinnis*) nos períodos de cheia e seca na região do Alto Xingu (Amazônia-PA), também verificaram a presença de metais com potencial tóxico nas áreas com histórico de mineração. De acordo com os autores, entre os elementos estudados, o As e Hg totais apresentaram valores significativos na água e sedimento e nos peixes, os níveis desses metais-traço se mostraram baixos.

Tais dados enfatizam a importância de entender o comportamento desses metais com potencial tóxico pós barramento, a fim de compreender as possíveis problemáticas oriundas de suas ações nos diferentes sistemas biológicos, bem como oferecer informações que possam subsidiar futuros estudos, projetos de conservação e atuação de órgãos fiscalizadores.

2. Objetivo Geral

Examinar as concentrações de Hg Total e As Total em água, sedimento e tecidos de *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus* de ambientes sob impactos da Usina Hidrelétrica Belo Monte durante o período de seca amazônica.

2.1. Objetivos Específicos

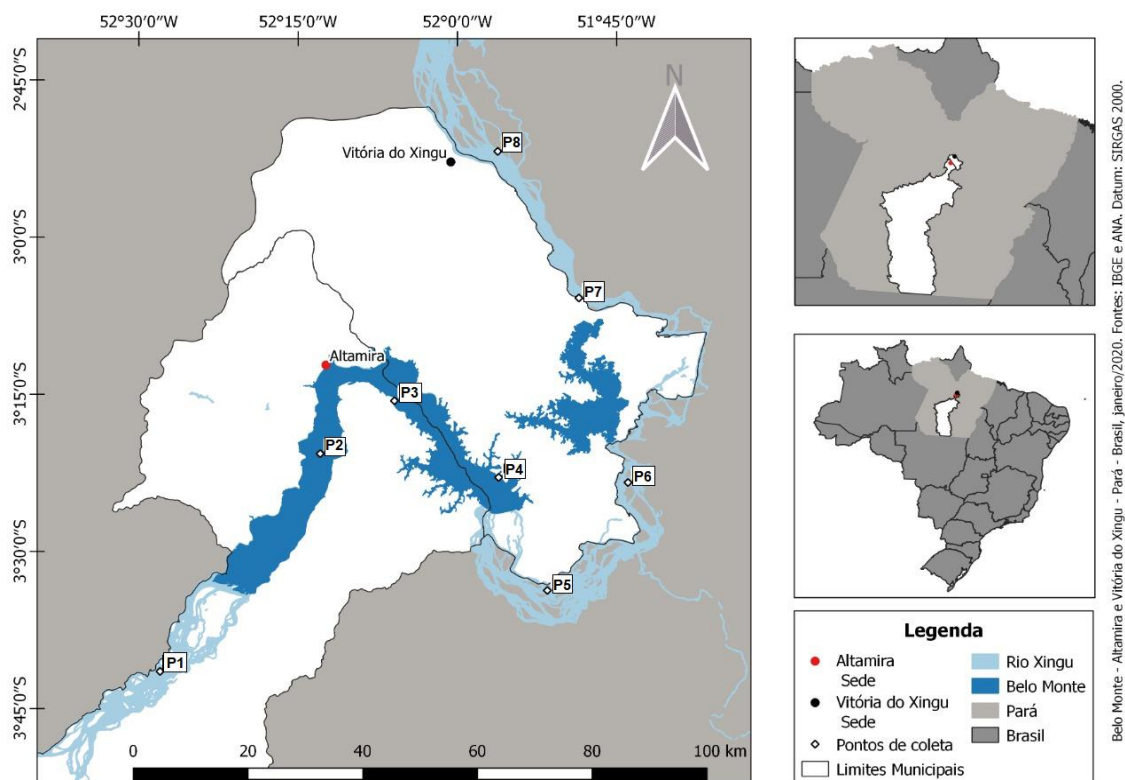
- Determinar a concentração de Hg total e As em brânquias, fígado e músculo de peixes de duas espécies (*Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus*);
- Comparar as concentrações de Hg total e As entre os tecidos e entre as espécies;
- Correlacionar as concentrações de Hg e As com o tamanho dos espécimes coletados;
- Avaliar a concentração de Hg e As Total e dissolvido em água e sedimento a montante e a jusante da UHE Belo Monte e no seu reservatório, comparando os diferentes pontos de coleta;

3. Material e métodos

3.1. Local de estudo

As amostragens foram feitas em outubro de 2020 (época de seca amazônica) em 8 pontos do rio Xingu, que abrange o Médio e Baixo Xingu, Amazônia, Pará, como descritos a seguir:

- Ponto 1 (P1) se localiza a montante do reservatório principal. Por ser uma área fora da influência da UHE Belo Monte;
- Ponto 2 (P2) se localiza no reservatório principal, da UHE Belo Monte, a montante da cidade de Altamira;
- Pontos 3 (P3) e 4 (P4) estão localizados no reservatório principal, a jusante da cidade de Altamira;
- Ponto 5 (P5) e 6 (P6) estão localizados na Volta Grande (VG – trecho do rio desviado para a construção da UHEBM), sendo P5, a montante do rio Bacajá e P6, a jusante desse rio;
- Pontos 7 (P7) e 8 (P8) se localizam a jusante da casa de força principal da UHE Belo Monte, próximos à cidade de Vitória do Xingu.



Belo Monte - Altamira e Vitória do Xingu - Pará - Brasil, Janeiro/2020. Fontes: IBGE e ANA. Datum: SIRGAS 2000.

Fig. 1. Mapa dos pontos de amostragem no rio Xingu (HOLANDA *et. al*, 2020).

Nos 8 locais de coletas foram realizadas as seguintes medições de parâmetros limnológicos: pH, condutividade e temperatura (Figura 2A). A água foi coletada em tubos falcon de 50 mL. Os tubos não foram acidificados previamente, esses recipientes foram lavados nos pontos de coleta com a própria água do rio, a fim de conservar as características da amostra. A coleta foi feita manualmente mergulhando o recipiente a aproximadamente 30 cm de profundidade. A amostra foi imediatamente fixada com ácido nítrico (HNO_3) e refrigerada em caixa térmica a temperatura de -25°C , até chegada ao laboratório, onde permaneceu refrigerada até o momento da análise.

O sedimento foi coletado com o auxílio de uma draga, tipo van veen, em área de remanso do rio (Figura 2B). Em cada ponto, coletou-se três amostras, dessas, sendo a segunda amostra coletada 100 m a montante da primeira e a última, 100 m a jusante. O material foi armazenado em sacos plásticos e refrigerado a temperatura de -25°C em caixa térmica para posterior análise química.

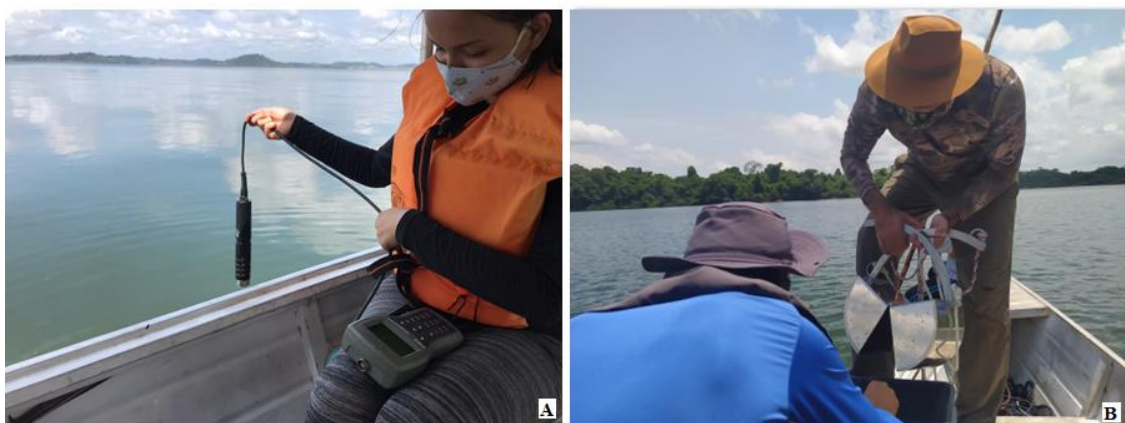


Fig. 2. A Medição dos parâmetros limnológicos (Foto: Leandro Sousa); B. Coleta de sedimento com draga tipo van veen

3.2. Espécies de peixes estudadas

Para a análise da concentração de Mercúrio total e arsênio total, foram coletados 127 peixes, sendo 63 *Cichla melaniae* e 64 *Baryancistrus xanthellus*, distribuídas em quatro pontos de coletas (P1, P2, P5 e P6). Esse estudo possui autorização 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 dos indivíduos.

A espécie *Cichla melaniae*, popularmente conhecida como tucunaré, pertence à família Cichlidae. Sua ocorrência se dá em toda a região do Médio Xingu. Esta espécie possui hábitos carnívoros (KULLANDER; FERREIRA, 2006) e é amplamente pescada para fins comerciais alimentícios. Os espécimes foram coletados com o apoio de um pescador local, com vara de pesca.

Baryancistrus xanthellus, popularmente conhecido como acari-amarelinho, é uma espécie endêmica da bacia do Xingu e pertencente à família Loricaridae (PY-DANIEL; ZUANON; OLIVEIRA, 2011). Sua ocorrência se estende desde a porção média do rio Xingu, em São Félix do Xingu até o município de Vitória do Xingu (MAGALHÃES, 2017). O acari-amarelinho é um peixe ornamental de pequeno porte e possui hábitos detritívoros, sendo de amplo interesse na aquariofilia internacional (CAMARGO; CARVALHO-JÚNIOR; ESTUPINÃM, 2012), e utilizado na alimentação da população local. Neste estudo, os espécimes foram coletados em áreas de pedral através de mergulho especializado com compressor, por um pescador/mergulhador conhecido na Amazônia como “acarizeiro”.

Em campo, os peixes foram eutanasiados com o anestésico eugenol diluído em água. Os espécimes foram pesados e medidos, sendo medidos os comprimentos total e padrão. Ainda em campo, foi feita a retirada das brânquias, fígado e músculo. Estes foram armazenados em tubos falcon e congelados para posterior análise laboratorial (Figura 3).



Fig. 3. A. Eutanásia com anestésico eugenol; B. Pesagem dos espécimes coletados; C. Medição dos espécimes coletados; D. Coleta de tecidos (fígado, músculo e brânquias).

3.3. Quantificação do Mercúrio

3.3.1. Amostras ambientais

Todo o material coletado foi analisado no Instituto Evandro Chagas, em Ananindeua-PA. Para a análise de Hg 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). Das amostras filtradas foram transferidas alíquotas de 4,975 mL para tubos falcon de 15 mL e adicionados 25 μL de padrão interno. Em seguida foram analisadas através de Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Para a análise do Hg total, a água foi transferida para frascos, onde foi adicionado padrão interno e HNO_3 bidestilado. As amostras foram submetidas a digestão em microondas (MarsXpress, CEM Corporation) para então serem analisadas através do Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Foram utilizados os materiais certificados NIST SRM 1640^a e NIST SRM 1641d, com taxa de recuperação de 102% (HOLANDA *et al*, 2020).

As amostras de sedimentos foram secas em temperatura ambiente, as partículas do sedimento foram desagregadas e peneiradas em uma peneira granulométrica com malha de 2,0 mm (Figura 4).



Fig. 4. A. Secagem de sedimentos a temperatura ambiente; B. Preparação do sedimento; C. Peneiragem do sedimento.

As amostras foram pesadas em massa de 0,5 g em balões volumétricos Pyrex® de 50 mL. Posteriormente, o sedimento foi hidratado com 1 mL de água deionizada por uma hora. As amostras foram digeridas com 2 mL de ácido nítrico (HNO_3) - ácido perclórico (HClO_4) (1:1) e 5 mL ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4). Posteriormente, as amostras foram aquecidas em chapa elétrica a 200 - 230°C por 30 minutos. Depois de resfriadas, as amostras tiveram seu volume aferido com água deionizada e foram agitadas para homogeneização. O sedimento foi analisado em um espectrômetro de absorção atômica e vapor a frio (EAADF), modelo semiautomático de analisador de mercúrio Hg-201 (Sanso Seisakusho Co. Ltd.). Para análise de sedimento foi utilizado o material certificado WQB-3, com taxa de recuperação de 110,8%, como mostra a Figura 5. Todos os procedimentos seguiram o método desenvolvido por SUZUKI (2004).



Fig. 5. A. Pesagem de sedimentos em balança de precisão; B. Acidificação das amostras de sedimento; C. Aquecimento das amostras de sedimento em chapa elétrica; D. Análise das amostras no espectrômetro de absorção atômica e vapor a frio (Foto: Thais Queiroz).

3.3.2. Tecidos de peixes

As amostras de tecido (brânquias, fígado e músculo) foram homogeneizadas e pesadas em massa de 0,3 a 0,5 g (peso úmido), em balões volumétricos de 50 mL. Os tecidos passaram por digestão ácida através da adição de 1 mL de água deionizada, 2 mL de ácido nítrico

(HNO₃) - ácido perclórico (HClO₄) (1:1) e 5 mL ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄). As amostras foram aquecidas em chapa elétrica à temperatura de 200 - 230° C, durante 30 minutos, como mostra a Figura 6. Os balões utilizados são indicados para manutenção da calibração volumétrica ao serem aquecidos.

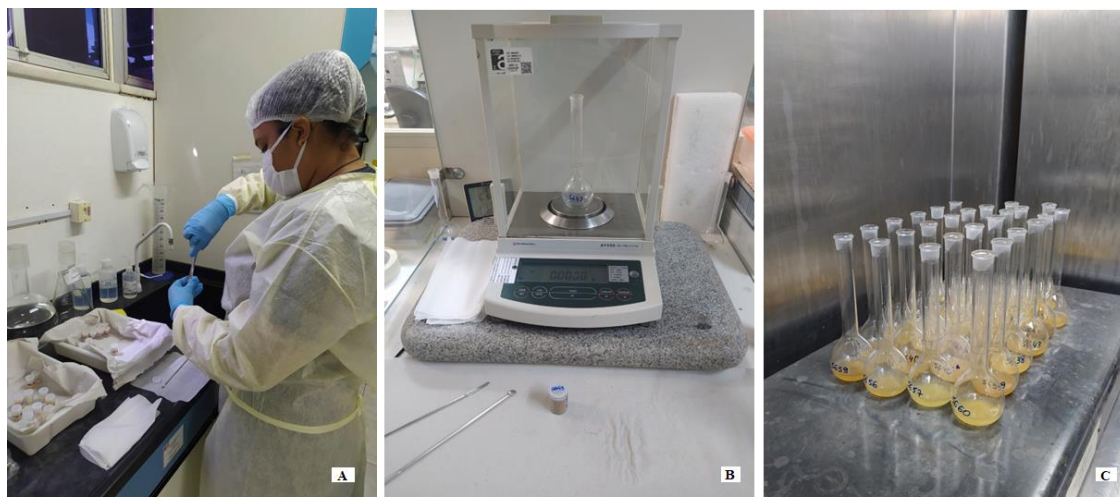


Fig. 6. A. Homogeneização das amostras de tecido de peixes; B. Pesagem dos tecidos de peixes; C. Aquecimento das amostras acidificadas.

Depois de resfriadas, as amostras tiveram seu volume aferido com água deionizada e foram agitadas para homogeneização. Posteriormente foram analisadas as concentrações de Hg total através do Espectrômetro de Absorção Atômica com Vapor Frio, modelo semiautomático de analisador de mercúrio Hg-201 (Sanso Seisakusho Co. Ltd.) (Figura 7). As análises foram conduzidas conforme o método de SUZUKI (2004). Para a análise foi utilizado o material certificado DORM-3 do National Research Council of Canadá (NRC-CNRC), com recuperação de 105,6%.

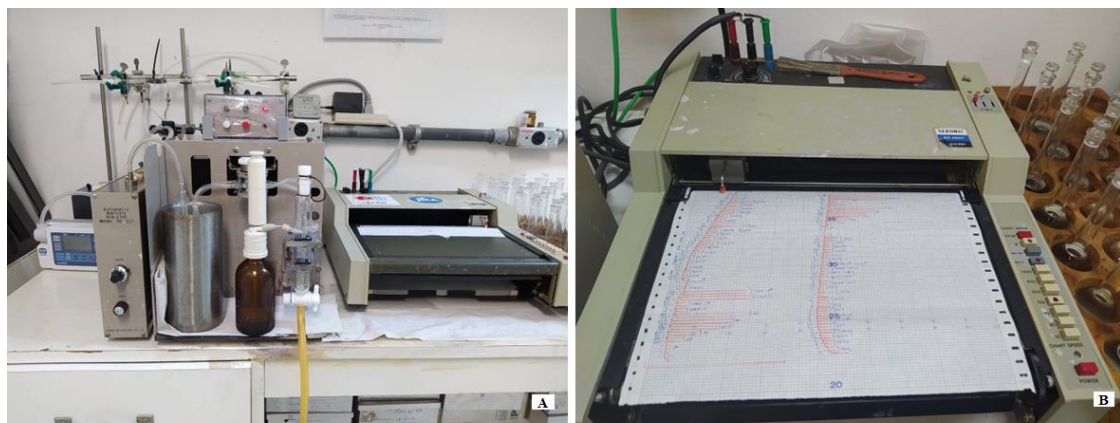


Fig. 7. A. Espectrômetro de absorção atômica e vapor a frio; B. Resultado das amostras de tecido analisadas.

3.4. Quantificação do arsênio

3.4.1. Amostras ambientais

Para a análise de As 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). Das amostras filtradas foram transferidas alíquotas de 4,975 mL para tubos falcon de 15 mL e adicionados 25 μL de padrão interno. Em seguida foram analisadas através de Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Para a análise do As total, a água foi transferida para frascos, onde foi adicionado padrão interno e HNO_3 bidestilado. As amostras foram submetidas a digestão em microondas (MarsXpress, CEM Corporation) por 40 minutos para então serem analisadas através do Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Para análise de As foi utilizado o material certificado NIST SRM 1640a, com taxa de recuperação de 102,7% (HOLANDA *et al*,2020).

Já em sedimento, as amostras foram secas em temperatura ambiente, as partículas do sedimento foram desagregadas e peneiradas em uma peneira granulométrica com malha de 2,0 mm. As amostras foram pesadas em massa seca de 100 mg em tubos de teflon. Posteriormente, o sedimento foi digerido com 1,5 mL de ácido nítrico (HNO_3) e 0,5 mL ácido clorídrico (HCl) (Figura 8).



Fig. 8. A. Pesagem de amostras de sedimento em balança de precisão; B. Acidificação das amostras de sedimento (Foto: Thais Queiroz).

As amostras foram submetidas a digestão em microondas (MarsXpress, CEM Corporation). Depois de resfriadas, as amostras foram novamente submetidas a abertura ácida com 0,5 mL de ácido fluorídrico (HF), sendo levada novamente ao microondas. Após o resfriamento das amostras, foi adicionado 1 mL de ácido bórico (H_3BO_3), sendo as amostras novamente aquecidas em microondas. As amostras foram transferidas para tubos Falcon e aferidas com ácido nítrico 1%. O sedimento foi analisado em um Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Para análise de sedimento foi utilizado o material certificado NIST SRM 1944, com taxa de recuperação de 73% e NIST SRM 1646^a, com taxa de recuperação de 84% (Figura 9) (SILVA *et al.*, 2018).



Fig. 9. A. Digestão em microondas; B. Análise das amostras de sedimento em espectrômetro de massas com plasma acoplado por indução.

3.4.2. Tecidos dos peixes

As amostras de tecido (brânquias, fígado e músculo) foram homogeneizadas e pesadas em frascos de teflon. Elas passaram por um processo de digestão através da adição de 1,5 mL de ácido nítrico (HNO_3) e 0,5 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2). Em seguida, as amostras foram levadas ao microondas (MarsXpress, CEM Corporation), por aproximadamente 20 minutos, para que a etapa de digestão fosse completada. Depois de resfriadas as amostras foram transferidas para tubos Falcon de 15mL, sendo aferidas para o volume de 10mL utilizando-se HNO_3 1%. As concentrações de As total foram verificadas através do Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker) (SOUZA-ARAÚJO, DE *et al.*, 2022). Para a análise foi utilizado o material certificado DORM-3 do National Research Council of Canadá (NRC-CNRC), com recuperação de 109% (Figura 10).

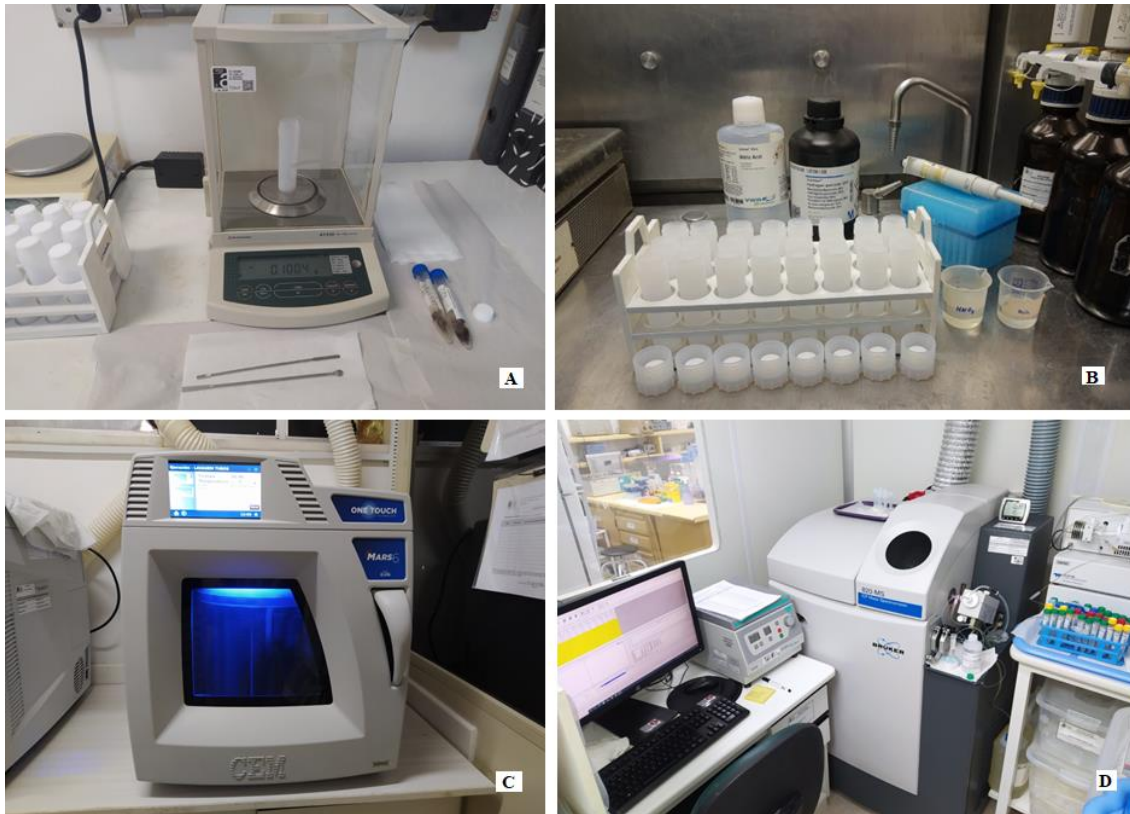


Fig. 10 A. Pesagem de amostras de tecido de peixes em balança de precisão; B. Acidificação das amostras de tecidos de peixes (Foto: Thais Queiroz); C. Digestão das amostras de tecido de peixes em microondas; D. Análise das amostras de tecido de peixes em espectrômetro de massas com plasma acoplado por indução.

3.5. Análises estatísticas

Após a estruturação do banco de dados, a normalidade foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variância através do teste de Levene. Os dados não apresentaram normalidade ou homogeneidade de variância. Para a análise da diferença da concentração de Hg total e As total em brânquias, fígado e músculo de peixes, foi feito teste de Kruskal-wallis, seguido do teste post-hoc de Dunn ajustado a Bonferroni, separadamente para cada espécie e cada metal. Para a comparação da concentração de metais entre as duas espécies, usamos uma ANOVA de dois fatores seguida do teste a posteriori de Duncan. Assumimos que a ANOVA é robusta o suficiente para calcular as diferenças mesmo os dados não alcançando todos os pressupostos (TORMAN; COSTER; RIBOLDI, 2012).

Para a comparação da concentração de metais nos tecidos entre os pontos de coleta, também foi utilizada uma ANOVA de dois fatores seguida do teste de Duncan, separadamente para cada metal, cada matriz e cada espécie. A relação entre o comprimento

dos espécimes e a bioacumulação dos metais foi verificada através da regressão linear simples. Para a análise da variação das concentrações de Hg e As entre os pontos de coleta em água e sedimento foi feita a média aritmética das triplicatas de amostras de sedimento e das duplicatas de água de cada ponto de coleta e posteriormente feita a observação das diferenças. Todas as análises foram feitas no Ambiente Estatístico R Studio (versão 3.4.2), sendo adotado o valor de $p < 0,05$ para indicar significância dos testes estatísticos.

4. Referências Bibliográficas

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>>.

AMARAL E SILVA, A. *et al.* Anthropogenic activities and the Legal Amazon: Estimative of impacts on forest and regional climate for 2030. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, 1 abr. 2020. v. 18, p. 100304.

ANDRADE, D. F.; ROCHA, M. S. Da. A toxicidade do arsênio e sua natureza. **Revista acadêmica Oswaldo Cruz**, 2016. v. 3, n. 10.

ARANTES, C. C. *et al.* Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 1 abr. 2019. v. 37, p. 28–40.

AZEVEDO, L. S. *et al.* Influence of the flood pulse on mercury accumulation in detritivorous, herbivorous and omnivorous fish in Brazilian Amazonia. **Ecotoxicology**, 2019. v. 28, n. 4, p. 478–485. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10646-019-02044-y>>.

BRASIL. RESOLUÇÃO Nº 1, DE 26 DE MARÇO DE 2021 - RESOLUÇÃO Nº 1, DE 26 DE MARÇO DE 2021 - DOU - Imprensa Nacional. 2021. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-in-n-88-de-26-de-marco-de-2021-311655598>>. Acesso em: 18 abr. 2022.

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.

CAMPOS, S. A. B.; DAL-MAGRO, J.; SOUZA-FRANCO, G. M. DE. 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**, 1 set. 2018. v. 25, n. 26, p. 26330–26340. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2522-0>>. Acesso em: 26 jan. 2021.

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**, 2009. v. 20, n. 6, p. 1153–1163.

CASTRO-GONZÁLEZ, M. I.; MÉNDEZ-ARMENTA, M. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, nov. 2008. v. 26, n. 3, p. 263–271. Disponível em:
<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1382668908000914>>.

CHANG, Y. W.; SINGH, K. P. Arsenic induces fibrogenic changes in human kidney epithelial cells potentially through epigenetic alterations in DNA methylation. **Journal of Cellular Physiology**, 2019. v. 234, n. 4, p. 4713–4725.

CONAMA. Resolução n 357, 18 de março de 2005. **Dirio Oficial**, 2005. n. 053, p. 58–63.

CRESPO-LOPEZ, M. E. *et al.* Mercury: What can we learn from the Amazon? **Environment International**. Elsevier Ltd.

DRISCOLL, C. T. *et al.* Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. **Environmental Science and Technology**. UTC. Disponível em:
<<https://pubs.acs.org/sharingguidelines>>.

FAITA, F. *et al.* Arsenic-induced genotoxicity and genetic susceptibility to arsenic-related pathologies. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 2013. v. 10, n. 4, p. 1527–1546.

FARIA, F. A. M. DE *et al.* The local socio-economic impacts of large hydropower plant development in a developing country. **Energy Economics**, 1 set. 2017. v. 67, p. 533–544.

FEARNSIDE, P. M. Impactos das hidrelétricas na Amazônia e a tomada de deciso. **Novos Cadernos NAEA**, 2019. v. 22, n. 3, p. 69–96.

FERREIRA, F. F. *et al.* Impacts of the Samarco Tailing Dam Collapse on Metals and Arsenic Concentration in Freshwater Fish Muscle from Doce River, Southeastern Brazil. **Integrated Environmental Assessment and Management**, 2020. v. 16, n. 5, p. 622–630.

GAMBY, R. L. *et al.* Deforestation and cultivation mobilize mercury from topsoil. **Science of the Total Environment**, 1 nov. 2015. v. 532, p. 467–473.

GENCHI, G. *et al.* Mercury exposure and heart diseases. **International Journal of Environmental Research and Public Health**.

GOMES, V. M. *et al.* Study on Mercury Methylation in the Amazonian Rivers in Flooded Areas for Hydroelectric Use. **Water, Air, and Soil Pollution**, 2019. v. 230, n. 9. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11270-019-4261-3>>.

GONÇALVES, M.; KISHI, R.; FERNANDES, C. Poluição por metais pesados na bacia do rio Barigui, estado do Paraná. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, 2016. v. 13, n. 2, p. 175–185.

GUSTIN, M. S. *et al.* Mercury biogeochemical cycling: A synthesis of recent scientific advances. **Science of the Total Environment**, 1 out. 2020. v. 737, p. 139619.

HACON, S. De S. *et al.* Mercury exposure through fish consumption in traditional communities in the Brazilian Northern Amazon. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 22 jul. 2020. v. 17, n. 15, p. 1–15. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1660-4601/17/15/5269/htm>>. Acesso em: 13 maio 2022.

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.

HORBE, A. M. C.; COSTA LIMA, C. B. DA; GARNIER, J. Factors driving mercury variability and background values in a tropical region: The case of western Amazonia. **Journal of South American Earth Sciences**, 2019. v. 95, n. March, p. 102279. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jsames.2019.102279>>.

HUSSAIN, M. M. *et al.* Arsenic speciation and biotransformation pathways in the aquatic ecosystem: The significance of algae. **Journal of Hazardous Materials**, 2021. v. 403, p. 124027. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124027>>.

JOHNSON, G. D. *et al.* Geo-Spatial Characterization of Soil Mercury and Arsenic at a High-Altitude Bolivian Gold Mine. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 16 fev. 2018. v. 100, n. 2, p. 259–264. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00128-017-2213-4>>.

KOBAYASHI, Y.; AGUSA, T. Arsenic Metabolism and Toxicity in Humans and Animals: Racial and Species Differences. [S.l.]: [s.n.], 2019, p. 13–28.

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.

LINO, A. S. *et al.* Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. **Chemosphere**, 1 nov. 2019. v. 235, p. 690–700. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653519314535>>. Acesso em: 20 jan. 2021.

LOPES, M. C. B. *et al.* Total mercury in wild felids occurring in protected areas in the central Brazilian amazon. **Acta Amazonica**, 2020. v. 50, n. 2, p. 142–148. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201903331>>.

LYMAN, S. N. *et al.* An updated review of atmospheric mercury. **Science of the Total Environment**, 10 mar. 2020. v. 707, p. 135575.

MAGALHÃES, K. X. **SPECIES DELIMITATION OF *Baryancistrus RAPP PY-DANIEL, 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.

MANDAL, P. An insight of environmental contamination of arsenic on animal health. **Emerging Contaminants**. KeAi Communications Co. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.emcon.2017.01.004>>. Acesso em: 20 jan. 2021.

MAZRUI, N. M. *et al.* Enhanced availability of mercury bound to dissolved organic matter for methylation in marine sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 1 dez. 2016. v. 194, p. 153–162.

MEENA, R. A. A. *et al.* Heavy metal pollution in immobile and mobile components of lentic ecosystems—a review. **Environmental Science and Pollution Research**. Springer Verlag.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0966-2>>. Acesso em: 26 jan. 2021.

MONTEIRO, M.; COELHO, M.; COTA, R. Ouro, empresas e garimpeiros na Amazônia: o caso emblemático de Serra Pelada. **Revista Pós Ciências Sociais**, 2010. v. 7, n. 13, p. 131–158. Disponível em:

<<http://www.periodicoeletronicos.ufma.br/index.php/rpcsoc/article/view/176>>.

NESA. Usina a fio d'água e menor área alagada -. **A Norte Energia S.A.**, 2018. Disponível em: <<https://www.norteenergiasa.com.br/pt-br/uhe-belo-monte/arranjo>>. Acesso em: 26 jan. 2021.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, 2016. v. 9, n. 2, p. 110–118.

POPOWICH, A.; ZHANG, Q.; CHRIS LE, X. Arsenobetaine: The ongoing mystery.

National Science Review, 2017. v. 3, n. 4, p. 451–458. Disponível em:

<<https://academic.oup.com/nsr/article/3/4/451/2615241>>.

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, M. T. A. *et al.* ESTUDO DOS PARAMÊTROS FÍSICO-QUÍMICOS, QUALIDADE DA ÁGUA E TROFIA DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE SÁ CARVALHO, MINAS GERAIS, BRASIL. **Revista Gestão Industrial**, 2016. v. 12, n. 1.

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**, 8 jul. 2019. v. 191, n. 7, p. 419. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7528-7>>.

RIBEIRO, D. R. G. *et al.* Metal and metalloid distribution in different environmental compartments of the middle Xingu River in the Amazon, Brazil. **Science of The Total Environment**, dez. 2017. v. 605–606, p. 66–74. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.143>>.

ROULET, M.; LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. **Water, Air, & Soil Pollution**, 1995. v. 80, n. 1–4, p. 1079–1088.

ROY, N. K.; MURPHY, A.; COSTA, M. Arsenic methyltransferase and methylation of inorganic arsenic. **Biomolecules**, 2020. v. 10, n. 9, p. 1–13.

SANYAL, T. *et al.* Epigenetic alteration of mitochondrial biogenesis regulatory genes in arsenic exposed individuals (with and without skin lesions) and in skin cancer tissues: A case control study. **Chemosphere**, 2020. v. 258, p. 127305. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127305>>.

SCARPELLI, W. Arsênio na bacia Amazônica. **Serviço Geológico do Brasil - CPRM**, 2001. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/arsenico_bacia_amazonica.pdf>.

SILVA, D. D. C. *et al.* Arsenic and trace metals in water and sediment of the velhas river, southeastern iron quadrangle region, minas gerais, BRAZIL. **Química Nova**, 2018. v. 41, n. 9, p. 1011–1018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170275>>. Acesso em: 20 jan. 2021.

SILVA, R. G. Da *et al.* Trace elements in oyster farming areas in the Amazon. **Boletim do Instituto de Pesca**, 10 nov. 2018. v. 44, n. 4, p. 1–8. Disponível em: <<https://www.pesca.sp.gov.br/boletim/index.php/bip/article/view/1331/1307>>. Acesso em: 30 jun. 2022.

SILVA, S. F. Da *et al.* Seasonal variation of mercury in commercial fishes of the Amazon Triple Frontier, Western Amazon Basin. **Ecological Indicators**, 1 nov. 2019. v. 106, p. 105549.

SILVA-JUNIOR, F. M. R. DA *et al.* Vulnerability associated with “symptoms similar to those of mercury poisoning” in communities from Xingu River, Amazon basin. **Environmental Geochemistry and Health**, 2018. v. 40, n. 3, p. 1145–1154.

SIM, S. F. *et al.* Distribution of Major and Trace Elements in a Tropical Hydroelectric Reservoir in Sarawak, Malaysia. **International Scholarly Research Notices**, 2014. v. 2014,

p. 1–12. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1155/2014/870187>>. Acesso em: 26 jan. 2021.

SOARES, I. M. Usina Hidrelétrica a Fio D'Água Ou Reservatório? Subsídios À Tomada De Decisão Por Meio De Análise Custo-Efetividade. [S.l.]: Universidade de Brasília – UnB, 2017. Disponível em:

<https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/25259/1/2017_IgorMatosSoares.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2021.

SOUZA NETO, H. F. De *et al.* Environmental and human health risks of arsenic in gold mining areas in the eastern Amazon. **Environmental Pollution**, 1 out. 2020. v. 265, p. 114969.

SOUZA-ARAÚJO, J. DE *et al.* Human risk assessment of toxic elements (As, Cd, Hg, Pb) in marine fish from the Amazon. **Chemosphere**, 11 abr. 2022. p. 134575. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653522010682>>. Acesso em: 18 abr. 2022.

SUN, M. *et al.* Inorganic arsenic-mediated upregulation of AS3MT promotes proliferation of nonsmall cell lung cancer cells by regulating cell cycle genes. **Environmental Toxicology**, 2020. n. August, p. 1–9.

SUZUKI, T. *et al.* Mercury analysis manual. **Ministry of the Environment, Japan**, 2004. n. March, p. 21–26. Disponível em: <[http://nimd.env.go.jp/kenkyu/docs/march_mercury_analysis_manual\(e\).pdf](http://nimd.env.go.jp/kenkyu/docs/march_mercury_analysis_manual(e).pdf)>. Acesso em: 15 maio 2022.

TEIXEIRA, M. C. *et al.* Arsenic contamination assessment in Brazil – Past, present and future concerns: A historical and critical review. **Science of The Total Environment**, 15 ago. 2020. v. 730, p. 138217.

TORMAN, V. B. L.; COSTER, R.; RIBOLDI, J. Normalidade de variáveis: métodos de verificação e comparação de alguns testes não-paramétricos por simulação. **Revista HCPA**, 2012. v. 32, n. 2, p. 227–234. Disponível em:

<<https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/158102>>. Acesso em: 30 jun. 2022.

YANCHEVA, V. *et al.* Histological biomarkers in fish as a tool in ecological risk assessment and monitoring programs: A review. **Applied Ecology and Environmental Research**.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1401_047075>. Acesso em: 27 out. 2020.

ZHANG, H. *et al.* Accumulation of arsenic, mercury and heavy metals in lacustrine sediment in relation to eutrophication: Impacts of sources and climate change. **Ecological Indicators**, 1 out. 2018. v. 93, p. 771–780.

ZHONG, W. *et al.* Health risk assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 15 ago. 2018. v. 157, p. 343–349.

Este capítulo será um artigo a ser publicado na revista Chemosphere. Normas:
<https://www.elsevier.com/journals/chemosphere/0045-6535/guide-for-authors>.

MANUSCRITO

MERCÚRIO E ARSÊNIO NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A INFLUÊNCIA DA USINA
HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA)

1 **Mercúrio e Arsênio no rio Xingu em áreas sob a influência da Usina Hidrelétrica Belo**
2 **Monte (Amazônia)**

3 Thaís Nascimento Pereira^{a*}

4 a- Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação; Laboratório de
5 Aquicultura de Peixes Ornamentais do Xingu, Universidade Federal do Pará, Campus de
6 Altamira. R. Cel. José Porfírio, 2515 - São Sebastião - Altamira - PA; CEP: 68372-040,
7 Altamira - Pará. E-mail: tnascimento.acep@gmail.com

8 Marcelo Oliveira Lima^b

b- Instituto Evandro Chagas, Laboratório de Toxicologia – Seção de Meio Ambiente,
Rodovia BR-316 km 7 s/n - Levilândia, CEP: 7 67.030-000, Ananindeua –Pará, Brasil. E-
mail: marcelolima@iec.gov.br

9 Tatiana da Silva Pereira^c

c- Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação; Laboratório de
Aquicultura de Peixes Ornamentais do Xingu, Universidade Federal do Pará, Campus de
Altamira. R. Cel. José Porfírio, 2515 - São Sebastião; CEP: 68372-040, Altamira – Pará,
Brasil. E-mail: tatianasp@ufpa.br

*autor correspondente

10 **Resumo**

11 A Amazônia concentra grandes empreendimentos hidrelétricos, essas usinas são responsáveis
12 por diversos impactos ambientais e sociais, como por exemplo, a presença de elementos
13 potencialmente tóxicos (EPTs) em área de reservatório, entre eles, Mercúrio (Hg) e arsênio

14 (As). Além disso, esse bioma possui um estoque natural desses elementos, o que pode
15 agravar o processo de contaminação ambiental. Nos peixes e em seres humanos, o Hg e o As
16 possuem potencial genotóxico, podendo, em caso de exposição crônica levar à morte. Com
17 isso, nosso estudo teve como objetivo examinar as concentrações de Hg e As em água,
18 sedimento e tecidos de *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus* de ambientes sob
19 impactos da Usina Hidrelétrica Belo Monte (UHEBM). As coletas de água, sedimento e
20 tecido de peixes (brânquias, fígado e músculo) foram realizadas em 2020, época da seca
21 amazônica e se concentrou em oito pontos estratégicos do rio Xingu, sendo os espécimes de
22 peixes coletados somente em quatro desses pontos. A análise de Hg em sedimento e tecidos
23 de peixe foi feita por meio de espectrometria de absorção atômica e vapor a frio, já as
24 análises de Hg em água e As em água, sedimento e tecidos de peixes por meio de
25 espectrometria de massas com plasma acoplado por indução. Na água, as concentrações de
26 Hg se apresentaram o dobro ($0,4 \mu\text{g.L}^{-1}$) do recomendado pelo CONAMA ($0,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) e, de
27 As, as maiores concentrações se apresentaram na Volta Grande (VG – trecho do rio desviado
28 para a construção da UHEBM). No sedimento, as concentrações de Hg e As foram mais altas
29 na região do reservatório. Em relação aos tecidos, *Cichla melaniae* apresentou maior
30 concentração desses elementos, em ambas as espécies houve correlação negativa entre o
31 crescimento e o acúmulo de As. As concentrações de metais encontrados no sedimento e
32 tecidos de peixes estão dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira. Entretanto,
33 a partir dos resultados, levanta-se a importância do monitoramento desses contaminantes na
34 área de influência da UHEBM, abrindo espaço para o debate sobre a viabilidade da
35 construção de hidrelétricas na Amazônia. Além disso, reforça a necessidade de uma matriz
36 energética que leve em consideração a importância da saúde e preservação do ambiente.

37 **Palavras-chave:** contaminação; elementos potencialmente tóxicos; peixes; reservatório.

38 **1. Introdução**

39 A degradação ambiental tem se intensificado cada vez mais, sendo atrelada
40 principalmente ao suprimento das necessidades humanas. Uma das grandes problemáticas
41 relacionadas a essas ações antrópicas é a contaminação ambiental por Elementos
42 Potencialmente Tóxicos (EPTs), que se espalham pelos ecossistemas (Zhang et al., 2022).
43 Dentre esses poluentes, o Mercúrio (Hg) e o arsênio (As) possuem grande impacto sobre as
44 cadeias alimentares (Acquavita et al., 2021).

45 O Hg é um contaminante oriundo principalmente das atividades de mineração de
46 Ouro, entretanto, sua presença no ambiente também se dá de forma natural, ou, está ligada a
47 diversas outras ações antrópicas e ao acúmulo de matéria orgânica (Crespo-Lopez et al.,
48 2021). Dentre suas formas químicas, as espécies metiladas, como o metil-Mercúrio (MeHg),
49 são consideradas bastante tóxicas e de grande afinidade com os tecidos biológicos (Schartup,
50 2022), já as formas inorgânicas podem ser encontradas nos solos, sedimentos de fundo e, em
51 menor quantidade, na água, devido a volatilização (Sonke et al., 2013).

52 As concentrações de Hg encontradas no meio são reflexos da produção e degradação
53 de MeHg que acontecem ao mesmo tempo no ambiente, por meio do metabolismo de
54 bactérias metiladoras (Mazrui et al., 2016). Nessa atividade de biotransformação, os
55 principais microrganismos envolvidos integram o grupo das bactérias gram-negativas,
56 procariotos que possuem em seu DNA dois genes ligados a essa capacidade de síntese, o gene
57 hgcA e hgcB (Parks et al., 2013). Os microrganismos metiladores são comuns em ambiente
58 com baixa concentração de oxigênio e alta quantidade de matéria orgânica, como é o caso de
59 reservatórios hidrelétricos (IBID, 2016).

60 A presença do MeHg na cadeia alimentar aquática acontece principalmente através da
61 alimentação. Esse metal possui alta capacidade de bioacumulação e biomagnificação,

62 apresentando maiores concentrações em predadores topo de cadeia (Crespo-Lopez et al.,
63 2021). Nesse sentido, devido a taxa de detoxificação diminuir com o aumento da idade,
64 peixes maiores tendem a possuir maior concentração de Hg (Silva et al., 2019). Além disso,
65 o acúmulo desse elemento ao longo de sua vida via alimentação também contribui para as
66 concentrações encontradas nesses animais.

67 Nos peixes, o Hg impede importantes processos fisiológicos, podendo afetar a taxa de
68 reprodução, o sistema nervoso, induzir danos oxidativos no DNA e causar morte celular nos
69 tecidos afetados (Weber et al., 2020). Nos seres humanos, a intoxicação por Hg está ligada a
70 alimentação e pode causar danos ao sistema nervoso, atrofia dos nervos, redução cognitiva,
71 memória e atenção (Santos-Lima et al., 2020), problemas de visão, aumento dos índices de
72 abortos e, em casos mais graves, pode levar ao desenvolvimento de câncer e à morte (Genchi
73 et al., 2017; Yang et al., 2020).

74 O As também é um elemento ligado à contaminação ambiental, ele está presente
75 naturalmente no ambiente, mas se origina principalmente de atividades antrópicas (Sodhi et
76 al., 2019). No solo, as principais formas de As encontradas são o ácido arsenioso, também
77 conhecido como arsenito (As(III) ou As^{3+}) e o ácido arsênico, conhecido como arseniato
78 (As(V) ou As^{5+}) (Gao et al., 2022). Essas espécies químicas podem ser lixiviadas para os
79 corpos hídricos, elevando a contaminação da água e sedimento de fundo (Byeon et al., 2021).

80 As formas inorgânicas do As são consideradas 100 vezes mais tóxicas para os seres
81 vivos que as espécies orgânicas (Barra et al., 2000), por isso, quando elas entram em contato
82 com os tecidos dos organismos aquáticos, são convertidas em espécies metiladas não tóxicas,
83 como a arsenobetaina (AsB), ácido monometilarsênico (MMA^{5+}) e ácido dimetilarsínico
84 (DMA^{5+}) (Hussain et al., 2021). A contaminação desses organismos pode se dar através da
85 alimentação ou contato direto da água com tecidos branquiais. Diferente do Hg, a AsB possui

86 baixo potencial de bioacumulação e as formas metiladas são, em grande parte, excretadas
87 através da urina (Chang e Singh, 2019).

88 O As se encontra adsorvido ao Ferro (Fe) e manganês (Mn), com potencial de
89 adsorção maior em condições alcalinas, entretanto, o pH ácido pode facilitar a mobilização
90 desse metalóide aumentando sua concentração no ambiente (Teixeira et al., 2020). Essa
91 problemática ocorre principalmente em locais com maior acúmulo de matéria orgânica, como
92 nos reservatórios hidrelétricos, devido a matéria orgânica alterar o pH da água (Hu et al.,
93 2017).

94 Nos peixes, o As causa danos oxidativos, dificuldade de reprodução, inibição do
95 crescimento, carcinogênese e morte dos indivíduos afetados (Cui et al., 2020; Lu et al., 2021).
96 Em seres humanos, o As age inibindo a ação de enzimas mitocondriais ao substituir o fósforo
97 na célula, esse processo interrompe a respiração celular prejudicando o metabolismo (Hu et
98 al., 2017). O As pode ainda interferir no ciclo de Krebs e no metabolismo de aminoácidos,
99 causar danos oxidativos, além de problemas gastrointestinais, lesões na pele e câncer (Sanyal
100 et al., 2020; Sun et al., 2020).

101 O Hg e As ocorrem naturalmente no solo da Amazônia através da ligação com o Fe,
102 formando sulfetos por meio da ação de microrganismos anaeróbios (Hu et al., 2017; Roulet
103 and Lucotte, 1995). Na água, o As também está presente naturalmente no rio Amazonas e
104 seus afluentes devido a intemperização dos Andes (Scarpelli, 2001). O estoque natural desses
105 EPTs se coloca como agravante no processo de contaminação dos corpos hídricos já
106 ameaçados por grandes projetos hidrelétricos. A mobilização desses elementos no ambiente
107 pode se dar de forma natural, através de processos de intemperização e erupções vulcânicas,
108 mas ela está relacionada principalmente com as atividades antrópicas, sendo a mineração uma
109 das principais fontes de contaminação por esses metais (Sonke et al., 2013; Sodhi et al.,

110 2019). Entretanto, é preciso se atentar também a outras atividades tão preocupantes e
111 poluidoras quanto a extração de minério e muitas vezes pouco abordadas, como é o caso do
112 desmatamento e da construção de usinas hidrelétricas.

113 O Brasil possui grande potencial hídrico para geração de energia. Segundo o Balanço
114 Energético Nacional (BEN) a energia produzida através de hidrelétricas corresponde a 62,2%
115 da matriz elétrica brasileira (EPE, 2021). Uma grande parte desses projetos se concentram na
116 Amazônia, que hoje já abriga 29 usinas e possui outras 750 em fase de planejamento
117 (Bárcenas-García et al., 2022).

118 Uma das principais justificativa para esses projetos é que a energia hidráulica se
119 constitui como fonte renovável. Entretanto a construção de hidrelétricas ocasiona diversos
120 impactos ambientais e sociais como desmatamento, perda de biodiversidade, alagamento de
121 territórios indígenas (Fearnside, 2019) e acúmulo de EPT's na área de reservatório (Queiroz
122 et al., 2016).

123 Grande parte desses novos projetos têm em seu planejamento a redução da área
124 alagada pelos reservatórios hidrelétricos, sendo o principal exemplo a construção de usinas
125 fio d'água (ANEEL, 2011). Esse tipo de construção relata preservar o curso do rio
126 objetivando reduzir o teor de emissão de carbono, a concentração de metais-traço e impactos
127 sobre terras indígenas (Soares, 2017).

128 Na Amazônia, as usinas Jirau e Santo Antônio, no rio Madeira (RO) foram
129 construídas no regime fio d'água, entretanto, a presença de EPTs em peixes foi registrada
130 com o passar dos anos na área dos reservatórios (Bastos et al., 2020), com o agravante trazido
131 pelo histórico de mineração da região (Barbosa et al., 2021). No rio Xingu, a Usina
132 Hidrelétrica Belo Monte (UHEBM) também teve seu projeto inicial modificado para o
133 regime fio d'água, reduzindo a área de alagamento de 1225 km² para 478 km². A construção

134 da UHEBM teve início em 2011, sendo que os reservatórios começaram a ser enchidos em
135 2015 e, em 2016, a usina entrou em operação (NESA, 2018).

136 Desde sua construção e instalação, impactos ambientais têm sido registrados. O
137 barramento do rio modificou o fluxo hidrológico natural, além disso, para a construção do
138 empreendimento e enchimento do reservatório, foi necessária a supressão vegetal em algumas
139 áreas sob influência da usina (Araújo et al., 2019). Essas ações podem interferir na
140 mobilização e taxa de metilação de EPTs (Campos et al., 2018).

141 A região possui ainda outro agravante, que é o histórico de mineração artesanal de
142 Ouro (Hacon *et al.*, 2020), sendo que, na década de 70, essa atividade foi intensificada
143 principalmente na região da Volta Grande (VG – trecho do rio desviado para a construção da
144 usina) (Monteiro et al., 2010).

145 A cultura alimentar regional se apresenta como outro fator de relevância, pois a
146 Amazônia possui grande consumo de peixes de água doce em relação a outras regiões do país
147 (de Vasconcellos et al., 2021). Na região de Altamira e Senador José Porfírio, as espécies
148 carnívoras estão entre as mais consumidas (Da Silva-Junior et al., 2018), fato preocupante
149 devido aos predadores topo de cadeia possuírem maior concentração de EPT's (Crespo-
150 Lopez et al., 2021).

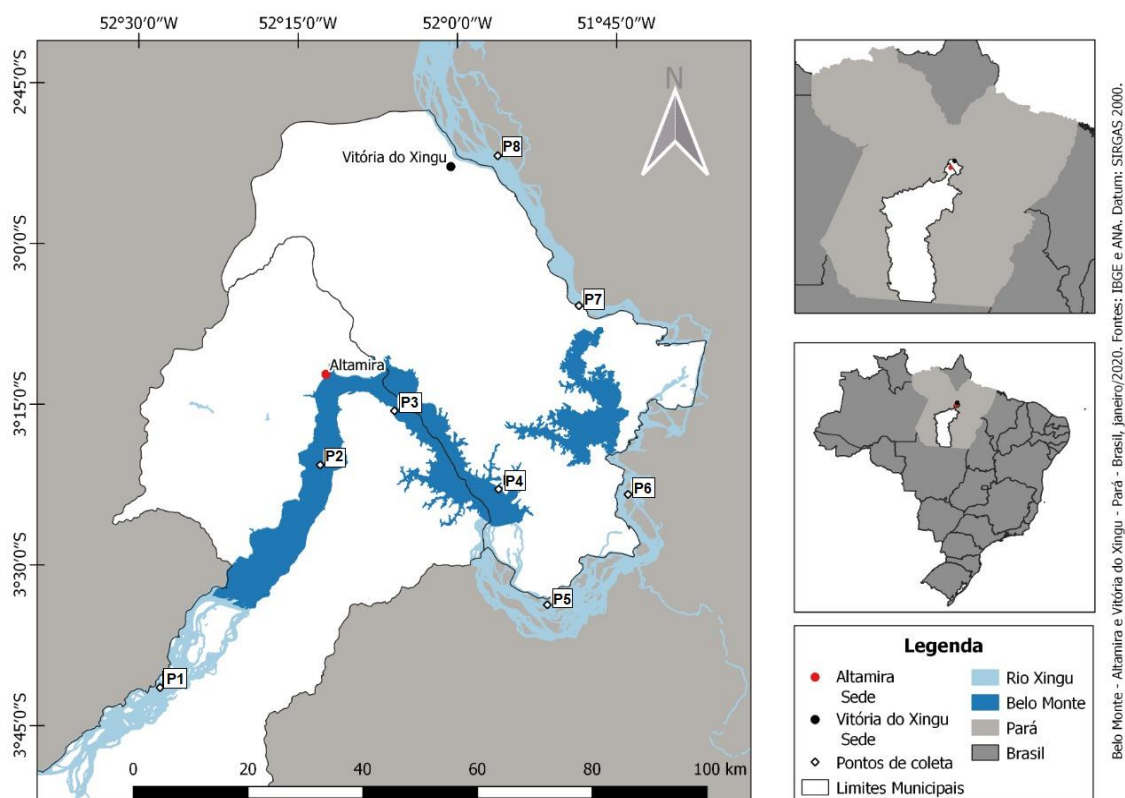
151 A quantificação de Hg e As na Amazônia é de extrema importância, pois ambos os
152 elementos químicos podem ser encontrados naturalmente no solo desse bioma. Diante disso,
153 compreender a distribuição desses elementos nos compartimentos bióticos e abióticos no
154 período de seca amazônica pós barramento e suas ações nos diferentes sistemas biológicos,
155 bem como oferecer informações que possam subsidiar a atuação de órgãos fiscalizadores é
156 uma necessidade para a região amazônica. Com isso, nosso estudo teve como objetivo

157 examinar as concentrações de Hg e As em água, sedimento e tecidos de *Cichla melaniae* e
158 *Baryancistrus xanthellus* de ambientes sob impactos da UHEBM.

159 2. Material e Métodos

160 2.1 Local de estudo

161 A Usina Hidrelétrica Belo Monte (UHEBM) está localizada nos municípios de Altamira e
162 Vitória do Xingu, sudoeste do estado do Pará, Brasil (Figura 1). A região possui dois
163 períodos sazonais, sendo eles o período de cheia e de seca (Xu et al., 2015). As coletas foram
164 feitas em outubro de 2020 (época de seca amazônica) em 8 pontos do rio Xingu (Tabela 1),
165 que abrange o médio e baixo Xingu.



167 **Figura. 1** Mapa dos pontos de amostragem no rio Xingu (Holanda et al, 2020).

168

169

Tabela 1. Pontos de coleta de água, sedimento e peixes no rio Xingu

Ponto	Localidade	Material coletado
P1	A montante do reservatório principal da hidrelétrica, por ser uma área fora da influência da UHEBM, este local serviu como referência para esse estudo.	Água, sedimento e peixes
P2	Reservatório principal da UHEBM, a montante da cidade de Altamira	Água, sedimento e peixes
P3 e P4	Reservatório principal, a jusante da cidade	Água e sedimento
P5	Volta Grande (VG), trecho do rio desviado para a construção da usina. Esse ponto se localiza a montante do rio Bacajá	Água, sedimento e peixes
P6	Volta Grande (VG), esse ponto se localiza a jusante do rio Bacajá	Água, sedimento e peixes
P7 e P8	A jusante da casa de força principal da UHEBM, próximos à cidade de Vitória do Xingu	Água e sedimento

170

171 2.2 Coleta das amostras ambientais

172 Nos oito locais de coletas foram medidos *in situ* os seguintes parâmetros limnológicos:
173 pH, condutividade e temperatura. A água foi coletada em tubos falcon de 50 mL, fixadas com
174 ácido nítrico (HNO₃) e refrigerada em caixa térmica a -25°C. Em cada ponto foram coletadas
175 duas amostras de água. O sedimento foi coletado com o auxílio de uma draga, tipo Van-veen,
176 em área de remanso do rio, em cada ponto, foram coletadas três amostras. O material foi
177 armazenado em sacos plásticos e refrigerado a -25°C. No laboratório de análises, o sedimento
178 passou por secagem para posterior análise química.

179 2.3 Espécies estudadas

180 Para a quantificação da concentração de Mercúrio total e arsênio total, foram coletados
181 127 peixes, sendo 63 *Cichla melaniae* e 64 *Baryancistrus xanthellus*, distribuídas ao longo de
182 quatro pontos de coletas (P1, P2, P5 e P6). Esse estudo possui autorização para coleta dos

183 animais do SISBIO nº 71763-1 e do Comitê de Ética para uso Animal em Pesquisa (CEUA-
184 UFPA) nº 8166251119, para o manuseio e eutanásia das espécies.

185 A espécie *Cichla melaniae* (Cichlidae), popularmente conhecida como tucunaré, ocorre
186 em toda a região do Médio rio Xingu. Esta espécie possui hábitos carnívoros (Kullander and
187 Ferreira, 2006) e é amplamente pescada para fins alimentícios.

188 *Baryancistrus xanthellus* (Loricaridae), conhecido como acari-amarelinho, é uma espécie
189 endêmica da bacia do Xingu e ocorre desde a porção média do rio, em São Félix do Xingu até
190 o município de Vitória do Xingu (Py-Daniel et al., 2011; Magalhães, 2017). O acari-
191 amarelinho é um peixe ornamental de pequeno porte e possui hábitos detritívoros, sendo de
192 amplo interesse da aquariofilia (Camargo et al., 2012), ele também é utilizado na alimentação
193 da população local.

194 Em campo, os peixes foram eutanasiados com o anestésico eugenol diluído em água. Os
195 espécimes foram pesados e medidos (comprimento total e comprimento padrão). Ainda em
196 campo, foi feita a retirada das brânquias, fígado e músculo.

197 2.4 Quantificação do Mercúrio

198 2.4.1 Amostras ambientais

199 Para a quantificação de Hg dissolvido, as amostras de água foram filtradas em bomba
200 a vácuo com membranas filtrantes de acetato de celulose com porosidade de 0,45 µm
201 (Millipore, Merck) e então transferidas para tubos falcon, onde foi adicionado padrão interno.
202 Em seguida foram analisadas através de Espectrômetro de Massas com Plasma Acoplado por
203 Indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Para a análise do Hg total, a água foi transferida para
204 frascos, onde foi adicionado padrão interno e HNO₃ bidestilado. As amostras foram
205 submetidas a digestão em microondas (MarsXpress, CEM Corporation) por 40 minutos para
206 então serem analisadas através do espectrômetro de massas com plasma acoplado por indução

207 (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Foram utilizados os materiais certificados NIST SRM 1640^a e
208 NIST SRM 1641d, com taxa de recuperação de 102% (Holanda *et al*,2020)

209 As amostras de sedimentos foram secas em temperatura ambiente, as partículas do
210 sedimento foram desagregadas e peneiradas em uma peneira granulométrica com malha de
211 2,0 mm. As amostras foram pesadas em massa de 0,5 g em balões volumétricos de 50 mL.
212 Posteriormente, o sedimento foi hidratado com 1mL de água deionizada e acidificado (2 mL
213 de ácido nítrico (HNO₃) - ácido perclórico (HClO₄) (1:1) e 5 mL ácido sulfúrico concentrado
214 (H₂SO₄)). As amostras foram então aquecidas em chapa elétrica a 200 – 230 °C por 30
215 minutos e, posteriormente, analisadas em um espectrômetro de absorção atômica e vapor a
216 frio, modelo semiautomático de analisador de mercúrio Hg-201 (Sanso Seisakusho Co. Ltd.).
217 Para análise de sedimento foi utilizado o material certificado WQB-3, com taxa de
218 recuperação de 110,8%. As análises de Hg foram realizadas segundo o método de Suzuki
219 (2004).

220 2.4.2. Tecidos de peixes

221 As amostras de tecido (brânquias, fígado e músculo) foram homogeneizadas e pesadas em
222 massa de 0,3 a 0,5 g (peso úmido), em balões volumétricos de 50 mL. Esses tecidos passaram
223 por digestão ácida (1 mL de água deionizada, 2 mL de ácido nítrico (HNO₃) - ácido
224 perclórico (HClO₄) (1:1) e 5 mL ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄)). As amostras foram
225 aquecidas em chapa elétrica à temperatura de 200 - 230° C, durante 30 minutos. Depois de
226 resfriadas, as amostras tiveram seu volume aferido com água deionizada e foram agitadas
227 para homogeneização. Posteriormente foram analisadas as concentrações de Hg total através
228 do Espectrômetro de Absorção Atômica com Vapor Frio, modelo semiautomático de
229 analisador de mercúrio Hg-201 (Sanso Seisakusho Co. Ltd.). As análises foram conduzidas
230 conforme o método de Suzuki (2004). Para a análise foi utilizado o material certificado

231 DORM-3 do National Research Council of Canadá (NRC-CNRC), com recuperação de
232 105,6%.

233 2.5 Quantificação do arsênio

234 2.5.1 Amostras ambientais

235 Para a análise de As dissolvido, as amostras de água foram filtradas em bomba a
236 vácuo com membranas filtrantes de acetato de celulose, com porosidade de 0,45 μm
237 (Millipore, Merck). Após esse processo, as amostras foram transferidas para tubos falcon e
238 adicionado padrão interno. Em seguida foram analisadas através de espectrômetro de massas
239 com plasma acoplado por indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Para a análise do As total, a
240 água foi transferida para frascos, onde foi adicionado padrão interno e HNO_3 bidestilado. As
241 amostras foram submetidas a digestão em microondas (MarsXpress, CEM Corporation) por
242 40 minutos para então serem analisadas através do espectrômetro de massas com plasma
243 acoplado por indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Para análise de As foi utilizado o material
244 certificado NIST SRM 1640a, com taxa de recuperação de 102,7% (Holanda et al,2020).

245 Já em sedimento, as amostras foram secas em temperatura ambiente, as partículas do
246 sedimento foram desagregadas e peneiradas em uma peneira granulométrica com malha de
247 2,0 mm. As amostras foram pesadas em massa de 100 mg em tubos de teflon. Posteriormente,
248 o sedimento foi acidificado (1,5 mL de ácido nítrico (HNO_3) 0,5mL ácido clorídrico (HCl),
249 0,5 mL de ácido fluorídrico (HF) e 1 mL de ácido bórico (H_3BO_3)) e submetido a digestão em
250 microondas (MarsXpress, CEM Corporation). As amostras foram transferidas para tubos
251 Falcon e aferidas com ácido nítrico 1%, sendo analisadas em um espectrômetro de massas com
252 plasma acoplado por indução (ICP-MS) 820-MS (Bruker). Para análise de sedimento foi
253 utilizado o material certificado NIST SRM 1944, com taxa de recuperação de 73% e NIST
254 SRM 1646^a, com taxa de recuperação de 84% (SILVA *et al.*, 2018).

255 2.5.2 Tecidos dos peixes

256 As amostras de tecido (brânquias, fígado e músculo) foram homogeneizadas e pesadas em
257 frascos de teflon. Elas passam por um processo de digestão ácida (1,5 mL de ácido nítrico
258 (HNO₃) e 0,5 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂)). Em seguida, as amostras foram levadas
259 ao microondas (MarsXpress, CEM Corporation), por aproximadamente 20 minutos, para que
260 a etapa de digestão fosse completada. Depois de resfriadas as amostras foram transferidas
261 para tubos Falcon sendo aferidas utilizando-se HNO₃ 1%. As concentrações de As total foram
262 verificadas através do Espectrômetro de Massas com Plasma Acooplado por Indução (ICP-
263 MS) 820-MS (Bruker) (SOUZA-ARAÚJO, DE *et al.*, 2022). Para a análise foi utilizado o
264 material certificado DORM-3 do National Research Council of Canadá (NRC-CNRC), com
265 recuperação de 109%.

266 2.6 Análises estatísticas

267 Após reunidos os dados, a normalidade foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk e
268 a homogeneidade de variância através do teste de Levene. A comparação de Hg e As entre as
269 espécies foi testada através de uma anova Two-Way, seguida do teste post-hoc de Duncan. Já
270 a concentração de Hg e As entre os tecidos foi verificada por meio do teste de Kruskal-
271 Wallis, seguido do teste post-hoc de Dunn, ajustado a Bonferroni. A diferença do Hg e As
272 nos tecidos entre os pontos de coleta foi testada através da anova Two-Way, já a correlação
273 entre comprimento a concentração dos metais foi verificada através da regressão linear
274 simples. Todas as análises foram feitas no Ambiente Estatístico R Studio (versão 3.4.2),
275 sendo adotado o valor de $p < 0,05$ para indicar significância dos testes estatísticos.

276 **3. Resultados**

277

278 3.1 Características limnológicas do Hg e As em amostras ambientais

279 Ao analisar a presença de Hg total no sedimento, os pontos que demonstraram
 280 maiores concentrações desse metal foram o P3 (0,128 $\mu\text{g.kg}^{-1}$) e, o P6 (0,124 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). Os
 281 pontos que exibiram menores concentrações de Hg foram os P7 (0,069 $\mu\text{g.kg}^{-1}$) e P8 (0,071
 282 $\mu\text{g.kg}^{-1}$).

283 Na água, a concentração de Hg dissolvido ficou abaixo do limite de detecção em
 284 todos os pontos, já a presença de Hg total demonstrou pouca variação entre os pontos de
 285 coleta, apresentando maior concentração no ponto 1 (0,473 $\mu\text{g.L}^{-1}$), área fora da influência da
 286 hidrelétrica. As concentrações de Hg total na água, em todos os pontos, excederam os limites
 287 estabelecidos pelo CONAMA, que é de 0,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 2)

288 **Tabela 2.** Parâmetros limnológicos e concentrações de Hg e As em água e sedimento dos pontos
 289 amostrais do Rio Xingu.

Pontos amostrais	Hg	As	Hg em água		As em água		Parâmetros limnológicos		
	Sed. ($\mu\text{g/Kg}$)	Sed. ($\mu\text{g/Kg}$)	Total ($\mu\text{g/L}$)	Dissolvido ($\mu\text{g/L}$)	Total ($\mu\text{g/L}$)	Dissolvido ($\mu\text{g/L}$)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	Cond. ($\mu\text{s/cm}$)	pH
P1	0,108±0,015	2,763±0,788	0,473	<LQ	0,354	<LQ	31,86°	16	6,97
P2	0,094±0,004	5,295±0,307	0,458	<LQ	0,000	<LQ	30,57°	16	7,13
P3	0,128±0,034	2,627±0,307	0,437	<LQ	0,367	<LQ	30,7°	17	6,57
P4	0,098±0,015	5,602±0,727	0,463	<LQ	0,448	<LQ	31,5°	18	6,73
P5	0,078±0,017	2,678±0,140	0,442	<LQ	0,469	0,366	31,83°	19	7,2
P6	0,124±0,064	3,492±0,716	0,436	<LQ	0,569	0,333	31,68°	19	7,2
P7	0,069±0,025	3,418±0,303	0,457	<LQ	0,553	<LQ	31,33°	16	7,39
P8	0,071±0,017	3,053±0,657	0,447	<LQ	0,473	<LQ		26	7,14

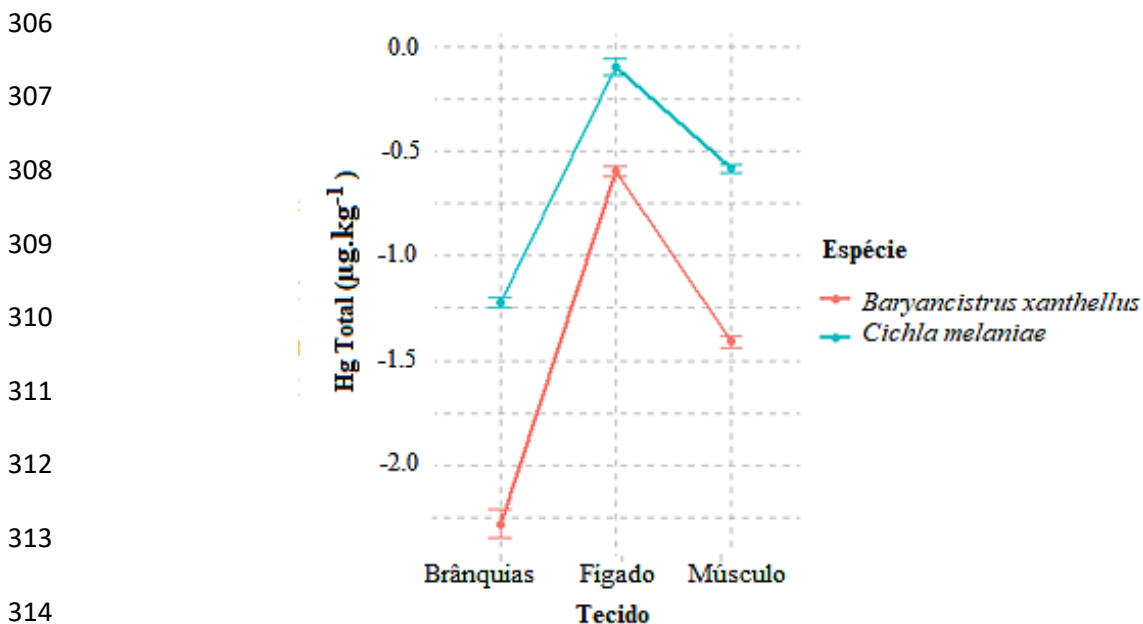
290
 291 Sed=sedimento, Cond=condutividade elétrica, Temp= temperatura, pH=potencial hidrogênio,
 292 <LQ= limite abaixo do quantificável, (Limite de Detecção (LD) = 0,037 e Limite de
 Quantificação (LQ) = 0,123)

293 Quanto a concentração de As total em sedimento, o ponto com maior quantidade
 294 desse metaloide foi o P4 (5,6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). O ponto com menor foi o P3 (2,6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). Na água, o
 295 As dissolvido variou de não detectável a 0,36 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no P3. Já o As total variou de não
 296 detectável a 0,56 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no P6.

297 Em relação as variáveis limnológicas, a condutividade elétrica variou de 16 $\mu\text{s}/\text{cm}$ no
298 ponto 1, a 26 $\mu\text{s}/\text{cm}$ no P6. O pH também variou entre os pontos, apresentando-se levemente
299 ácido no P5 (6,5) e básico no P6 (7,3).

300 3.2 Concentração de metais em tecidos de peixes

301 As concentrações de Hg total nos tecidos foram diferentes em ambas as espécies
302 analisadas ($p=0,001$). Tanto em *Baryancistrus xanthellus* quanto em *Cichla melaniae* as
303 concentrações foram maiores no fígado e menores em músculo e brânquias. Quando
304 comparadas as duas espécies, *Cichla melaniae* apresentou maior concentração desse metal
305 (GL= 2; F= 27,23; $p= 0,001$), como mostrado na Figura 2.



315 **Figura 2.** Comparação da concentração de Hg Total entre as espécies estudadas no rio Xingu (*Cichla*
316 *melaniae* e *Baryancistrus xanthellus*).

317 A Tabela 3 mostra a quantidade média de metais nos tecidos por ponto de coleta, em
318 cada uma das espécies:

319

320

321

322
323

Tabela 3. Concentrações médias de Hg total em tecidos de *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus* por pontos de amostragem

Peixes	Pontos	N	Músculo	Fígado	Brânquias
<i>Cichla melaniae</i>	P1	15	0,253±0,117	0,770±0,420	0,046±0,018
	P2	17	0,287±0,099	1,123±0,449	0,077±0,027
	P5	18	0,259±0,195	0,927±1,402	0,069±0,033
	P6	13	0,264±0,099	1,440±0,989	0,069±0,032
<i>Baryancistrus xanthellus</i>	P1	16	0,039±0,015	0,297±0,130	0,003±0,002
	P2	16	0,078±0,014	0,334±0,089	0,005±0,002
	P5	16	0,026±0,004	0,168±0,084	0,016±0,033
	P6	16	0,033±0,017	0,309±0,089	0,005±0,001

324
325

N= número de amostras

326
327
328
329
330
331
332
333

Quando analisadas as concentrações de Hg em cada tecido de *Cichla melaniae*, o fígado apresentou variação de 0,073 a 6,08 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e, o músculo variou de 0,103 a 0,944 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Em relação às brânquias, a menor quantidade de Hg foi de 0,026 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e a maior 0,150 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Em *Baryancistrus xanthellus*, a menor concentração encontrada no fígado foi de 0,088 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e o maior 0,644 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. No músculo, as quantidades variaram de 0,017 a 0,101 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Nas brânquias, a menor concentração de Hg encontrado foi de 0,001 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e o maior de 0,109 $\mu\text{g.kg}^{-1}$.

334
335

3.3 Concentração de Hg em relação aos pontos de coleta

336
337
338
339
340
341

Em relação aos tecidos de *Cichla melaniae*, o músculo não apresentou variação entre os pontos. O fígado apresentou maiores concentrações de Hg em P2 e P5 (P2-P5, $p=0,0004$), também houve variação nas quantidades desse metal entre P1 e P2 (P1-P2, $p=0,03$) e entre P5 e P6 (P5-P6, $p=0,001$). Nas brânquias, a maior contaminação por Hg foi em P2 e, a menor, em P1 (P1-P2, $p= 0,008$), não havendo variação significativa nas concentrações de Hg entre os demais pontos, como mostrado na Figura 3.

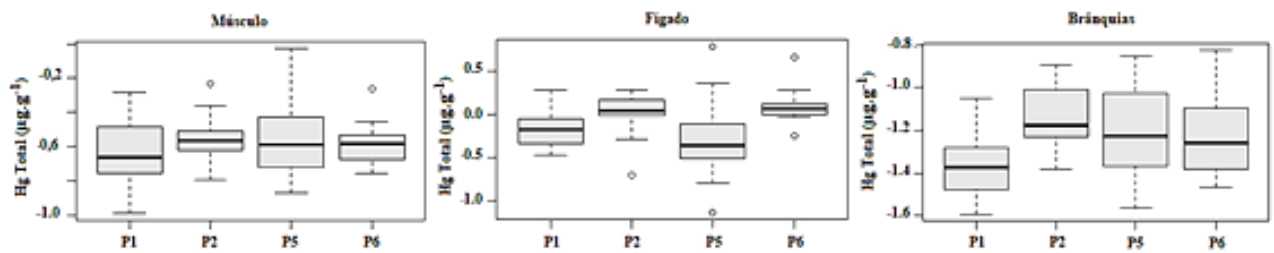


Figura 3. Concentrações de Hg Total nos tecidos de *Cichla melaniae* em relação aos pontos de coleta no rio Xingu.

342
343

344 Para *Baryancistrus xanthellus*, as brânquias não apresentaram variação significativa
345 entre os pontos, entretanto, o músculo apresentou maior quantidade de Hg em P2 quando
346 comparadas as diferenças em relação aos demais pontos (P2-P1, $p=0,00938$); (P2-P5,
347 $p=0,00019$); (P2-P6, $p=0,00106$). O fígado apresentou maior quantidade de Hg em P2, mas
348 também apresentou variação entre os demais pontos (P1-P5, $p=0,03143$); (P2-P5,
349 $p=0,01001$); (P5-P6, $p=0,01889$) (Figura 4).

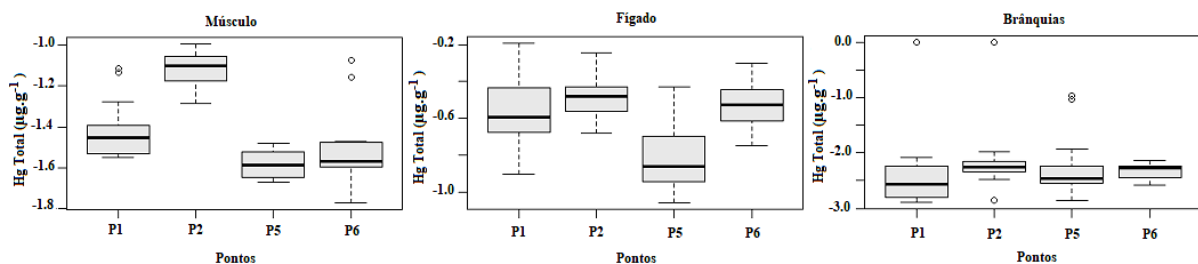


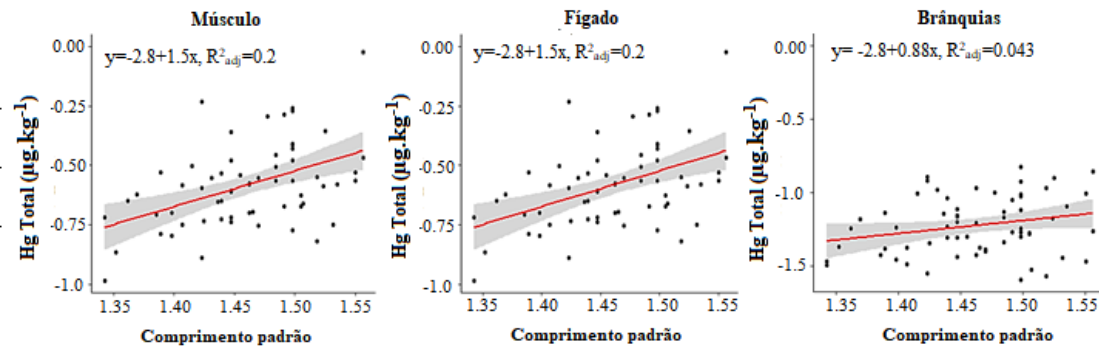
Figura 4. Concentrações de Hg Total nos tecidos de *Baryancistrus xanthellus* em relação aos pontos de coleta no rio Xingu

350
351

352 3.4 Comprimento em relação a concentração de Hg

353 Ao analisar o nível de bioacumulação de Hg nos tecidos, *Cichla melaniae* apresentou
354 correlação positiva entre o tamanho corporal (comprimento padrão) e a concentração desse
355 metal, tanto no fígado ($r^2=0.144$; $p=0,00216$), quanto no músculo ($r^2=0.2161$; $p=0.000124$) e
356 nas brânquias ($r^2=0.05862$; $p= 0.055897$). A Figura 5 apresenta a correlação entre o taanho
357 dos espécimes analisados (cm) e o acúmulo de Hg nos tecidos.

358



359

360

Figura 5. Concentrações de Hg Total nos tecidos de *Cichla melaniae* coletados no rio Xingu em relação ao comprimento (cm).

361

362

363

364

365

366

367

368

369

370

371

372

373

O comportamento do Hg no organismo de *Baryancistrus xanthellus* foi diferente em relação a *Cichla melaniae*, apresentando correlação negativa em relação a bioacumulação no músculo ($r^2= 0.03265$; $p= 0.153$) e fígado ($r^2= 0.02048$; $p= 0.259$). Nas brânquias, não houve correlação ($r^2= 0.0009256$; $p= 0.811$), os valores de p em relação ao acúmulo de Hg nos diferentes tecidos não foram significativos.

3.5 As em tecidos de *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus*

O As apresentou comportamento diferente em relação ao Hg nos tecidos das espécies estudadas ($p=0,001$), sendo as maiores concentrações apresentados por *Cichla melaniae* (GL= 2; F= 12,65; $p= 0,001$), como mostra a Figura 6.

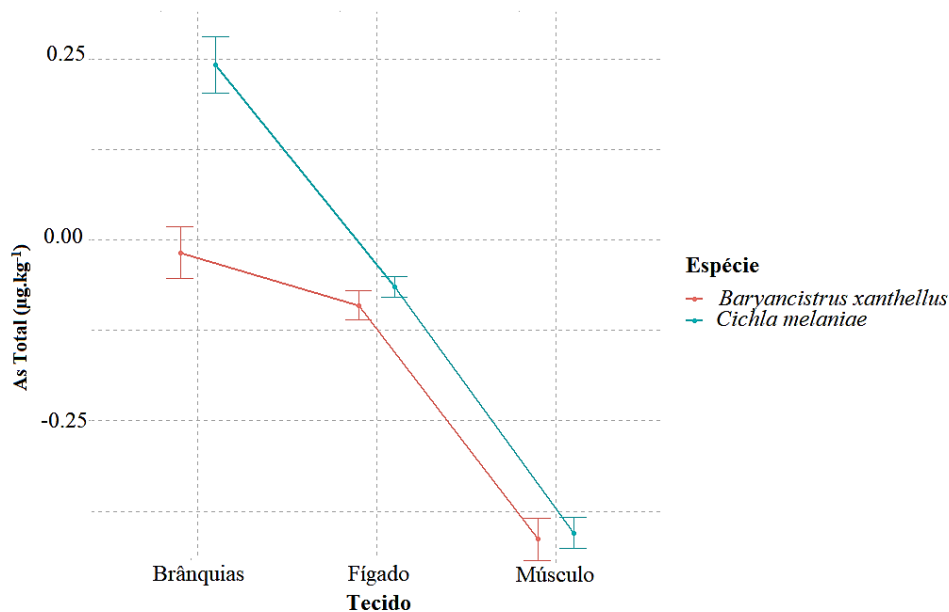


Figura 6. Comparação da concentração de As Total entre as espécies estudadas no rio Xingu.

Em ambas as espécies, as maiores concentrações foram apresentadas pelas brânquias, e as menores pelo fígado e músculo. A Tabela 4 apresenta os valores médios desse metalóide nos tecidos nos quatro pontos de coleta.

Tabela 4. Concentrações médias de As em tecidos de *Cichla melaniae* e *Baryancistrus xanthellus* por pontos de amostragem no rio Xingu

Peixes	Pontos	N(M)	N(F)	N(B)	Músculo	Fígado	Brânquias
<i>Cichla melaniae</i>	P1	15	14	14	0,492±0,334	0,762±0,128	1,116±0,326
	P2	17	16	17	0,535±0,176	1,019±0,229	1,837±0,813
	P5	18	17	17	0,354±0,077	0,938±0,193	2,763±0,937
	P6	13	13	10	0,321±0,167	0,703±0,132	2,262±0,632
<i>Baryancistrus xanthellus</i>	P1	16	6	16	0,432±0,172	0,663± 0,289	0,786±0,219
	P2	16	13	16	0,611±0,208	0,861±0,143	1,405±0,307
	P5	16	14	16	0,329±0,121	0,661±0,131	1,328±0,389
	P6	16	11	16	0,240±0,034	0,582±0,075	1,183±0,364

N(M)= número de amostras de músculo; N(F) = número de amostras de fígado; N(B)= número de amostras de brânquias

Nas brânquias de *Cichla melaniae* as concentrações de As variaram de 0,167 a 3,970 µg.kg⁻¹, no fígado o menor valor foi de 0,530 µg.kg⁻¹ e o maior de 1,532 µg.kg⁻¹. O músculo, com as menores concentrações, apresentou variação de 0,209 a 1,607 µg.kg⁻¹.

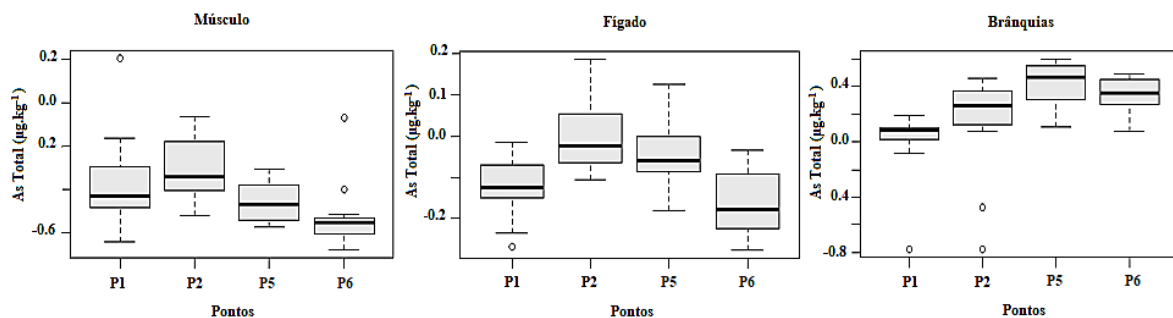
386 Já em *Baryancistrus xanthellus*, as brânquias apresentaram variação nas
387 concentrações de As de 0,507 a 2,234 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. No fígado a menor concentração foi 0,084 a
388 1,192 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. O músculo apresentou variação de 0,176 a 1,291 $\mu\text{g.kg}^{-1}$.

389

390 3.6 Quantificação do As em relação aos pontos de coleta

391

392 Em relação aos pontos de coleta, *Cichla melaniae* apresentou variação na
393 concentração de As nos tecidos ($F= 9.178$; $p= 0,001$). Nas brânquias, em P5 apresentou as
394 maiores quantidades desse metalóide, entretanto, também houve variação entre os demais
395 pontos (P2-P1, $p=0,00446$); (P5-P1, $p=0,001$); (P6-P1, $p=0,001$), (P5-P2, $p=0,00016$); (P6-
396 P2, $p=0,02504$). O fígado demonstrou maior contaminação por As em P2, apresentando
397 variação significativa entre P2 e P6 ($p=0,02034$). No músculo, a maior concentração de As
398 também foi em P2, havendo ainda variação entre os demais pontos (P6-P1, $p=0,01$); (P5-P2,
399 $p=0,00560$); (P6-P2, $p=0,00051$). A Figura 7 mostra a relação do As com os tecidos nos
400 diferentes pontos de amostragem.



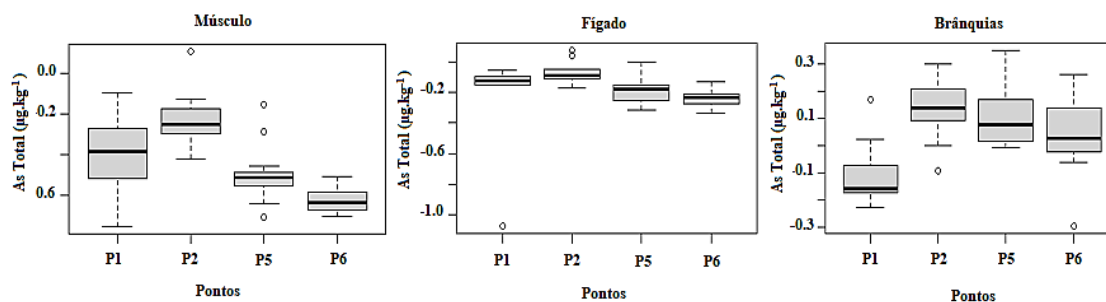
401

Figura 7. Concentrações de As total nos tecidos de *Cichla melaniae* em relação aos pontos de

402

403 Em *Baryancistrus xanthellus*, as brânquias apresentaram maior contaminação por As
404 em P2 e apresentou variação entre os demais pontos (P2-P1, $p=0,001$); (P5-P1, $p=0,001$);
405 (P6-P1, $p=0,00072$). No fígado as maiores concentrações desse metalóide também foram no

406 ponto 2, o As variou ainda entre os demais pontos (P2-P1, $p=0,00588$); (P5-P2, $p=0,01618$);
407 (P6-P2, $p=0,00462$). No músculo, o ponto 2 também apresentou maior concentração de As e
408 variação entre os pontos de coleta (P2-P1, $p=0,00079$); (P5-P1, $p=0,02825$); (P6-P1,
409 $p=0,001$); (P5-P2, $p=0,001$); (P6-P2, $p=0,001$); (P6-P5, $p=0,01075$) como mostrado na
410 Figura 8.



411 **Figura 8.** Concentrações de As total nos tecidos de *Baryancistrus xanthellus* em
412 relação aos pontos de coleta no rio Xingu.

413

414 3.7 Comprimento em relação a concentração de As

415 As análises não apresentaram correlação entre o comprimento de *Cichla melaniae* e o
416 acúmulo de As no músculo ($r^2= 0.001041$; $p= 0.802$), fígado ($r^2= 0.006032$; $p= 0.555$) ou
417 brânquias ($r^2= 0.00446$; $p= 0.618$), sendo os valores de p não significativos.

418 Quando quantificado o As em *Baryancistrus xanthellus*, houve correlação negativa
419 em relação ao músculo e comprimento do espécime ($r^2= 0.02411$; $p= 0.221$), entretanto, não
420 houve correlação no fígado ($r^2= 0.002925$; $p= 0.727$) e nas brânquias ($r^2= 0.0004608$; $p=$
421 0.866). Os valores de p também não foram significativos.

422 4. Discussão

423 Nossos resultados mostraram que na água, o Hg Total se mostrou acima do limite
424 estabelecido pela legislação brasileira, que é de de $0,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ (CONAMA, 2005). No
425 sedimento, as maiores concentrações de Mercúrio (Hg) foram observadas dentro do

426 reservatório e na área da Volta Grande (VG – trecho do rio desviado para a construção da
427 usina). Quanto ao arsênio (As), as maiores concentrações na água foram exibidas na VG e, no
428 sedimento, em duas áreas de coleta dentro do reservatório hidrelétrico.

429 Nos tecidos dos peixes analisados, as maiores concentrações de Hg foram encontradas em
430 *Cichla melaniae*. Em ambas as espécies o fígado foi o órgão com maior concentração desse
431 metal. Este estudo mostrou ainda que, entre os pontos de coleta, os espécimes de *Cichla*
432 *melaniae* apresentaram uma maior concentração de Hg no músculo dentro da área de
433 reservatório, *Baryancistrus xanthellus* também apresentou maiores concentrações desse
434 elemento em todos os seus tecidos na região do reservatório. O As foi quantificado em maior
435 quantidade em *C. melaniae*. Nossos resultados mostraram uma maior concentração de As nas
436 brânquias de espécimes de *C. melaniae* coletados na VG. Nos demais tecidos de *C. melaniae*,
437 assim como em *B. xanthellus*, as maiores concentrações de As foram encontradas dentro do
438 reservatório. Os valores de Hg e As relatados nesse estudo se encontram dentro do padrão
439 estabelecido pela legislação brasileira. Para Hg, os valores máximos permitidos em peixes
440 predadores é de 1 mg.Kg⁻¹ e para espécies não predadoras de 0,5 mg.Kg⁻¹. Em relação ao As,
441 o valor máximo permitido é de 1 mg.Kg⁻¹(Brasil, 2021).

442 As concentrações de Hg total encontradas na água refletem um resultado preocupante,
443 pois esse compartimento ambiental tende a apresentar as menores quantidades desse
444 elemento devido a taxa de volatilização (Sonke et al, 2013). Essas altas concentrações de Hg
445 podem refletir o histórico de mineração da região, bem como o aumento da matéria orgânica
446 na área do reservatório (Bastos et al, 2020).

447 Quanto à contaminação por Hg nos tecidos de *C. melaniae* os resultados refletem o
448 hábito alimentar dessa espécie pois, o processo de biomagnificação se acentua conforme a
449 elevação dos níveis tróficos. Essa transferência de poluentes favorece o acúmulo de metais
450 nos tecidos de peixes predadores (Crespo-Lopez et al., 2021). Gimenes et al. (2021) também

451 observaram esse padrão de contaminação em diversas espécies de peixes carnívoros numa
452 revisão sistemática sobre o MeHg em peixes da Amazônia.

453 Em *B. xanthellus* o Hg não se bioacumula, devido ao seu hábito detritívoro (Azevedo
454 et al., 2020). A sazonalidade também influencia os níveis desse elemento nessa espécie, pois
455 peixes detritívoros tendem a apresentar maiores valores de Hg na época da seca, devido a
456 perda de massa ocasionada por restrições alimentares, como observado em outra espécie, mas
457 da mesma família (Loricariidae) por (Silva et al., 2019). Além disso, o Hg se encontra mais
458 biodisponível no período de estiagem, como indicado por Souza-Araujo et al. (2016) ao
459 estudarem a contaminação por Hg no rio Bacajá (PA), rio que é foz do rio Xingu na área da
460 VG.

461 Quando observado o comportamento do Hg no fígado dos peixes, a detoxificação feita
462 por esse órgão exerce grande influência (Hauser-Davis et al., 2012), como observado nos
463 resultados encontrados. No tecido hepático é comum encontrar as formas inorgânicas desse
464 metal, possuindo, essas espécies químicas, por sua vez, baixa afinidade com tecidos
465 biológicos, sendo excretadas em maior quantidade (Weber et al., 2020). Entretanto, as formas
466 inorgânicas podem se demonstrar nocivas a fisiologia dos peixes ao afetar negativamente
467 proteínas de detoxificação que se ligam a metais, como as metalotioneínas. O Hg inorgânico
468 pode levar ainda a deficiência na produção de lipídeos e carboidratos pelos peixes e até
469 mesmo a morte celular (IBID, 2020). Apesar da contaminação por metais ser um impacto
470 ambiental de grande preocupação, concentrações maiores de Hg no fígado podem indicar que
471 a poluição ainda não se agravou a ponto de aumentar a bioacumulação desse metal no
472 músculo e a sobrecarga do fígado (Silva and Lima, 2020), servindo como alerta para as
473 políticas públicas de conservação ambiental.

474 No músculo dos peixes a forma química mais comum quantificada é o metilmercúrio
475 (MeHg). Essa espécie orgânica é considerada bastante tóxica, ficando bioacumulada através

476 da ligação com as proteínas desse tecido (Genchi et al., 2017). Nosso estudo encontrou no
477 músculo das espécies valores abaixo das concentrações estabelecidas pela legislação
478 brasileira, entretanto, ainda sendo preocupantes. Mesmo que em baixa quantidade, esse metal
479 induz a danos no DNA, como mutações e danos oxidativos, além de diminuição da taxa de
480 reprodução, impactos no sistema nervoso e, em muitos casos, a morte desses animais
481 (Tomasello et al., 2012; Xie et al., 2020). Em seres humanos, esse metal causa distúrbios
482 neurológicos, atrofia nos nervos, câncer e morte em casos de intoxicação crônica (Hacon *et*
483 *al.*, 2020).

484 Já nas brânquias encontramos menores concentrações de Hg, que podem estar
485 relacionadas com as interações bióticas e abióticas desse metal. As formas inorgânicas
486 presentes na água tendem a ter maior contato com esse órgão (Xie et al., 2020), entretanto,
487 elas possuem baixa afinidade com tecidos biológicos, impedindo taxas significativas de
488 bioacumulação (Bebiano et al., 2007). Adicionalmente, na água, esse metal tende a ser
489 menor em relação a outros compartimentos ambientais devido a taxa de volatilização, que
490 influencia a baixa absorção de Hg pelas brânquias (Azevedo et al., 2020).

491 Ainda que o Hg seja natural dos solos amazônicos (Roulet and Lucotte, 1995), nossos
492 dados mostraram diferentes quantificações dependendo do local analisado. Na área do
493 reservatório, por exemplo, o acúmulo desse metal nos tecidos pode ter relação com a
494 contaminação *in locu* gerada pelo barramento do rio (Crespo-Lopez et al., 2021). Essa
495 problemática afeta principalmente peixes como *C. melaniae*, pois essa espécie possui hábito
496 sedentário e preferência por ambientes de fluxo lântico (Kullander and Ferreira, 2006). O
497 impacto sobre a quantidade de indivíduos dessa espécie no ambiente de reservatório é menor,
498 mas os efeitos dos contaminantes na fisiologia desse peixe podem ser preocupantes (Arantes
499 et al., 2019).

500 Quando observados os efeitos do barramento do rio sobre *B. xanthellus* nota-se que a
501 espécie tem indicado ser bastante sensível às modificações do ambiente. Dentro da área do
502 reservatório observou-se uma diminuição desse peixe durante os anos de instalação da
503 hidrelétrica Arantes et al. (2019) observaram efeitos da construção de hidrelétricas sobre
504 espécies de peixes tropicais, verificaram que espécies de ambientes lóticos, como
505 *Baryancistrus xanthellus*, são as mais impactadas devido à mudança no fluxo de água.

506 A bioacumulação do Hg em peixes deve também ser analisada em relação ao tamanho
507 dos espécimes, podendo assim auxiliar na escolha de peixes com menor concentração de Hg
508 para o consumo humano (Arcagni et al., 2017). Em *C. melaniae*, espécimes maiores possuem
509 maior concentração desse metal, pois conforme há o crescimento corporal e de idade, a taxa
510 de eliminação de Hg ocorre de forma mais lenta (Silva et al., 2019).

511 A correlação do tamanho do animal e da quantidade de Hg encontrada no nosso
512 estudo enfatiza a importância do consumo de espécimes menores, a fim de evitar problemas
513 relacionados a intoxicação por Hg, sendo importante observar também os níveis tróficos a
514 que esses animais pertecem. Segundo Silva e Lima (2020) a população da Amazônia
515 brasileira possui a maior taxa de consumo de peixes de água doce do Brasil devido ao hábito
516 cultural alimentar. Nas cidades de Altamira e Senador José Porfírio, por exemplo, Da Silva-
517 Junior et al. (2018) puderam associar na população de estudo sintomas de intoxicação por Hg
518 com o consumo de peixes, despertando preocupação para a contaminação humana na região
519 do nosso estudo.

520 *B. xanthellus* é uma espécie pouco consumida na região quando comparado a *C.*
521 *melaniae*, sendo que não há indicação para a restrição da alimentação humana dessa em
522 relação ao tamanho corporal, devido a correlação negativa entre comprimento e
523 bioacumulação. Esse resultado evidencia o posicionamento trófico da espécie, seu hábito
524 sedentário (Py-Daniel et al., 2011) e a sazonalidade característica da região (Araújo et al.,

525 2019), que exercem influência sobre a contaminação e acúmulo de Hg. Mesmo não sendo de
526 grande consumo alimentar, algumas espécies de bagres se colocam como importante
527 bioindicador, devido a sua sensibilidade às mudanças do ambiente (ARANTES *et al.*, 2019).

528 O As demonstrou um padrão de contaminação parecido com o Hg ao apresentar maior
529 concentração nos tecidos de *C. melaniae*. Entretanto, nesse contexto, o hábito alimentar não
530 exerce grande influência, pois o As tende a sofrer diluição ao longo dos níveis tróficos, não se
531 bioacumulando em taxas significativas (de Souza-Araujo *et al.*, 2022). A contaminação por
532 As e outros metais em *C. melaniae* também foi observada por Ribeiro *et al.* (2017), em um
533 estudo desenvolvido na região do alto Xingu. Os autores verificaram que as concentrações
534 desse metaloide poderiam estar associadas a atividade mineradora na região, sendo que todos
535 os metais analisados estavam em maior quantidade no período de chuvas e o As em ambos os
536 períodos pluviométricos.

537 O comportamento químico desse metaloide nos tecidos se mostra contrário ao do Hg,
538 pois as formas inorgânicas são consideradas mais tóxicas e possuem maior afinidade com os
539 tecidos biológicos, como por exemplo, nas brânquias, uma das principais vias de entrada do
540 As no organismo (Lu *et al.*, 2021). O As (III) e As (V), por exemplo, são consideradas as
541 espécies químicas mais tóxicas que formas metiladas ou parcialmente metiladas e podem ser
542 encontradas na água e sedimento (Hussain *et al.*, 2021). Ao entrar em contato com o
543 organismo desses peixes esse metaloide pode ocasionar lesões teciduais, inflamações,
544 dificuldade de reprodução, inibição do crescimento, problemas respiratórios e
545 cardiovasculares (Lu *et al.*, 2021). A exposição crônica pode gerar ainda distúrbio de
546 metabolismo, danos oxidativos ao DNA e carcinogênese (Cui *et al.*, 2020).

547 Os resultados encontrados no fígado desses animais possuem relação com a função de
548 detoxificação exercida por esse órgão. Nele, o As (III) e As (V) se ligam as proteínas
549 detoxificantes (metallothioneinas) auxiliando na excreção desse metaloide (Chang and Singh,

550 2019). A detoxificação também acontece nos rins e intestino, onde as formas químicas do As
551 são convertidas em ácido monimetilarsônico (MMA^{5+}), ácido dimetilarsínico (DMA^{5+}) e
552 finalmente em arsenobetaina (AsB), forma não tóxica desse metaloide (Cui et al., 2020).
553 Entretanto, a presença de As no tecido hepático pode afetar a síntese proteica e gerar danos
554 oxidativos nos peixes (Moneeb et al., 2020).

555 Nas duas espécies que estudamos, o tecido com menor taxa de contaminação por As
556 foi o músculo, sendo nessa matriz a forma química mais comum a AsB (Kobayashi and
557 Agusa, 2019). As concentrações encontradas no músculo podem se originar da metilação
558 realizada por bactérias resistentes ao As, estando esses microrganismos presentes na
559 microbiota intestinal dos peixes (Song et al., 2022). O consumo de peixes contaminados por
560 formas biodisponíveis do As pode causar diversos impactos no organismo humano, como
561 redução da taxa de respiração celular, danos ao processo de reparo de DNA, problemas
562 gastrointestinais, e em casos de intoxicação crônica, pode levar à morte (Bocca et al., 2020).

563 Em relação a contaminação por As, o tamanho dos espécimes não demonstrou
564 correlação positiva com o acúmulo desse metaloide nos tecidos, devido à baixa taxa de
565 bioacumulação em peixes de água doce (Kobayashi and Agusa, 2019). Há poucos estudos
566 relacionados a concentração de As na área da VG antes do barramento, porém Carvalho *et al.*
567 (2009) estudaram a contaminação por metais através da análise de cabelo da população dessa
568 região, verificando a contaminação por As já existente antes da construção da UHBM.
569 Segundo os autores, os metais encontrados no organismo dos moradores estão relacionados
570 com o histórico de mineração existente nessa região, levantando um alerta para os perigos
571 relacionados a contaminação dessa área.

572 Diante dos dados apresentados neste estudo, medidas importantes podem ser tomadas
573 a fim de diminuir a contaminação por metais através do consumo de peixes. Recomenda-se,
574 em relação ao Hg, o consumo de peixes de menor tamanho a fim de evitar danos à saúde

575 ocasionados pela exposição a esse metal. Em relação as demais matrizes, as taxas de
576 contaminação dos peixes, água e sedimento por As se mostraram maiores em relação ao Hg,
577 levantando a importância do monitoramento da área a médio e longo prazo a fim de entender
578 as mudanças ocorridas no ambiente e o comportamento desses metais na região de influência
579 da UHBM.

580 Neste estudo foi possível observar maior contaminação por metais na área do
581 reservatório. A partir desses dados levanta-se a importância da discussão sobre a viabilidade
582 ambiental e social de empreendimentos hidrelétricos na Amazônia, mesmo que em regime fio
583 d'água, bem como a necessidade de uma matriz energética brasileira mais limpa e
584 sustentável.

585 **5. Referências Bibliográficas**

586

587 Acquavita, A., Floreani, F., Covelli, S., 2021. Occurrence and speciation of arsenic and
588 mercury in alluvial and coastal sediments. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.*

589 <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100272>

590 Ali, H., Khan, E., 2019. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-
591 essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and
592 implications for wildlife and human health. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 25, 1353–1376.

593 <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1469398>

594 Amaral e Silva, A., Braga, M.Q., Ferreira, J., Juste dos Santos, V., do Carmo Alves, S., de
595 Oliveira, J.C., Calijuri, M.L., 2020. Anthropic activities and the Legal Amazon:
596 Estimative of impacts on forest and regional climate for 2030. *Remote Sens. Appl. Soc.*
597 *Environ.* 18, 100304. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100304>

598 Andrade, D.F., Rocha, M.S. da, 2016. A toxicidade do arsênio e sua natureza. *Rev.*
599 *acadêmica Oswaldo Cruz* 3.

600 ANEEL, 2011. Usina classificada como fio d'água [WWW Document]. Resolução Norm. nº
601 425. URL

602 http://www.aneel.gov.br/busca?p_p_id=101&p_p_lifecycle=0&p_p_state=maximized&

603 p_p_mode=view&_101_struts_action=%2Fasset_publisher%2Fview_content&_101_re
604 urnToFullPageURL=http%3A%2F%2Fwww.aneel.gov.br%2Fbusca%3Fp_auth%3DwG
605 CZPA3x%26p_p_id%3D3%26p_p_lifecycle (accessed 1.26.21).

606 Arantes, C. C. *et al.* Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers
607 through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1
608 abr. 2019. v. 37, p. 28–40.

609 Arantes, C.C., Fitzgerald, D.B., Hoeninghaus, D.J., Winemiller, K.O., 2019. Impacts of
610 hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of
611 functional traits. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 37, 28–40.
612 <https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2019.04.009>

613 Araújo, K.R. De, Sawakuchi, H.O., Bertassoli, D.J., Da Silva, K.D., Vieira, T.B., Ward,
614 N.D., Pereira, T.S., 2019. Carbon dioxide (CO₂) concentrations and emission in the
615 newly constructed Belo Monte hydropower complex in the Xingu River, Amazonia.
616 *Biogeosciences* 16, 3527–3542. <https://doi.org/10.5194/bg-16-3527-2019>

617 Arcagni, M., Rizzo, A., Juncos, R., Pavlin, M., Campbell, L.M., Arribére, M.A., Horvat, M.,
618 Ribeiro Guevara, S., 2017. Mercury and selenium in the food web of Lake Nahuel
619 Huapi, Patagonia, Argentina. *Chemosphere* 166, 163–173.
620 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.085>

621 Azevedo, L.S., Pestana, I.A., da Costa Nery, A.F., Bastos, W.R., Souza, C.M.M., 2020.
622 Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western Amazonia:
623 Interaction between seasonality and feeding habits. *Ecol. Indic.* 111.
624 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106056>

625 Azevedo, L.S., Pestana, I.A., Nery, A.F. da C., Bastos, W.R., Souza, C.M.M., 2019.
626 Influence of the flood pulse on mercury accumulation in detritivorous, herbivorous and
627 omnivorous fish in Brazilian Amazonia. *Ecotoxicology* 28, 478–485.
628 <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02044-y>

629 Barbosa, M.S., Carvalho, D.P., Gravena, W., de Almeida, R., Mussy, M.H., Sousa, E.A.,
630 Holanda, I.B.B., de Sousa-Filho, I.F., Bastos, W.R., 2021. Total mercury and
631 methylmercury in river dolphins (Cetacea: Iniidae: *Inia* spp.) in the Madeira River
632 Basin, Western Amazon. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28, 45121–45133.
633 <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13953-z>

- 634 Bárcenas-García, A., Michalski, F., Gibbs, J.P., Norris, D., 2022. Amazonian run-of-river
635 dam reservoir impacts underestimated: Evidence from a before–after control–impact
636 study of freshwater turtle nesting areas. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 32, 508–
637 522. <https://doi.org/10.1002/aqc.3775>
- 638 Barra, C.M., Santelli, R.E., Abrão, J.J., De La Guardia, M., 2000. Especificação de arsénio -
639 Uma revisão. *Quim. Nova* 23, 58–70.
- 640 Bastos, W.R., Dórea, J.G., Lacerda, L.D., Almeida, R., Costa-Junior, W.A., Baía, C.C.,
641 Sousa-Filho, I.F., Sousa, E.A., Oliveira, I.A.S., Cabral, C.S., Manzatto, A.G., Carvalho,
642 D.P., Ribeiro, K.A.N., Malm, O., 2020. Dynamics of Hg and MeHg in the Madeira
643 River basin (Western Amazon) before and after impoundment of a run-of-river
644 hydroelectric dam. *Environ. Res.* 189, 109896.
645 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109896>
- 646 Bebianno, M.J., Santos, C., Canário, J., Gouveia, N., Sena-Carvalho, D., Vale, C., 2007. Hg
647 and metallothionein-like proteins in the black scabbardfish *Aphanopus carbo*. *Food*
648 *Chem. Toxicol.* 45, 1443–1452. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2007.02.003>
- 649 Bocca, B., Pino, A., Brumatti, L.V., Rosolen, V., Ronfani, L., D’Aversa, J., Ruggieri, F.,
650 Petrucci, F., Calamandrei, G., Barbone, F., Alimonti, A., 2020. Children exposure to
651 inorganic and organic arsenic metabolites: A cohort study in Northeast Italy. *Environ.*
652 *Pollut.* 265, 114826. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114826>
- 653 Brasil, 2021. RESOLUÇÃO Nº 1, DE 26 DE MARÇO DE 2021 - RESOLUÇÃO Nº 1, DE
654 26 DE MARÇO DE 2021 - DOU - Imprensa Nacional [WWW Document]. URL
655 [https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-in-n-88-de-26-de-marco-de-](https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-in-n-88-de-26-de-marco-de-2021-311655598)
656 [2021-311655598](https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-in-n-88-de-26-de-marco-de-2021-311655598) (accessed 4.18.22).
- 657 Byeon, E., Kang, H.M., Yoon, C., Lee, J.S., 2021. Toxicity mechanisms of arsenic
658 compounds in aquatic organisms. *Aquat. Toxicol.*
659 <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105901>
- 660 Camargo, M., Carvalho-Júnior, J., Estupinã, R.A., 2012. Peixes Comerciais Da Ecorregião
661 Aquática Xingu-Tapajós, in: *Ecorregiões Aquáticas Xingu-Tapajós*. pp. 175–192.
- 662 Campos, S.A.B., Dal-Magro, J., de Souza-Franco, G.M., 2018. Metals in fish of different
663 trophic levels in the area of influence of the AHE Foz do Chapecó reservoir, Brazil.

664 Environ. Sci. Pollut. Res. 25, 26330–26340. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2522-0>

665 Carvalho, A.S.C., Santos, A.S., Pereira, S.F.P., Alves, C.N., 2009. Levels of As, Cd, Pb and
666 Hg found in the hair from people living in altamira, pará, Brazil: Environmental
667 implications in the Belo Monte area. J. Braz. Chem. Soc. 20, 1153–1163.
668 <https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000600022>

669 Castro-González, M.I., M endez-Armenta, M., 2008. Heavy metals: Implications associated to
670 fish consumption. Environ. Toxicol. Pharmacol. 26, 263–271.
671 <https://doi.org/10.1016/j.etap.2008.06.001>

672 Chang, Y.-W., Singh, K.P., 2019. Arsenic induces fibrogenic changes in human kidney
673 epithelial cells potentially through epigenetic alterations in DNA methylation. J. Cell.
674 Physiol. 234, 4713–4725. <https://doi.org/10.1002/jcp.27244>

675 Chang, Y.W., Singh, K.P., 2019. Arsenic induces fibrogenic changes in human kidney
676 epithelial cells potentially through epigenetic alterations in DNA methylation. J. Cell.
677 Physiol. 234, 4713–4725. <https://doi.org/10.1002/jcp.27244>

678 CONAMA. Resolu o n 357, 18 de março de 2005. Di rio Oficial, 2005. n. 053, p. 58–63.

679 Crespo-Lopez, M.E., Augusto-Oliveira, M., Lopes-Araújo, A., Santos-Sacramento, L., Yuki
680 Takeda, P., Macchi, B. de M., do Nascimento, J.L.M., Maia, C.S.F., Lima, R.R.,
681 Arrifano, G.P., 2021. Mercury: What can we learn from the Amazon? Environ. Int.
682 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106223>

683 Cui, D., Zhang, P., Li, H., Zhang, Z., Song, Y., Yang, Z., 2020. The dynamic effects of
684 different inorganic arsenic species in crucian carp (*Carassius auratus*) liver during
685 chronic dietborne exposure: Bioaccumulation, biotransformation and oxidative stress.
686 Sci. Total Environ. 727, 138737. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138737>

687 Da Silva-Junior, F.M.R., Oleinski, R.M., Azevedo, A.E.S., Monroe, K.C.M.C., Dos Santos,
688 M., Da Silveira, T.B., De Oliveira, A.M.N., Soares, M.C.F., Pereira, T.D.S., 2018.
689 Vulnerability associated with “symptoms similar to those of mercury poisoning” in
690 communities from Xingu River, Amazon basin. Environ. Geochem. Health 40, 1145–
691 1154. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9993-7>

692 de Vasconcellos, A.C.S., Hallwass, G., Bezerra, J.G., Aciole, A.N.S., Meneses, H.N. de M.,
693 Lima, M. de O., de Jesus, I.M., Hacon, S. de S., Basta, P.C., 2021. Health risk

694 assessment of mercury exposure from fish consumption in munduruku indigenous
695 communities in the brazilian amazon. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 18, 7940.
696 <https://doi.org/10.3390/ijerph18157940>

697 Driscoll, C.T., Mason, R.P., Chan, H.M., Jacob, D.J., Pirrone, N., 2013. Mercury as a global
698 pollutant: Sources, pathways, and effects. *Environ. Sci. Technol.*
699 <https://doi.org/10.1021/es305071v>

700 EPE, 2021. Balanço Energético Nacional (BEN), Empresa de Pesquisa Energética.

701 Faita, F., Cori, L., Bianchi, F., Andreassi, M.G., 2013. Arsenic-induced genotoxicity and
702 genetic susceptibility to arsenic-related pathologies. *Int. J. Environ. Res. Public Health*
703 10, 1527–1546. <https://doi.org/10.3390/ijerph10041527>

704 Faria, F.A.M., Davis, A., Severnini, E., Jaramillo, P., 2017. The local socio-economic
705 impacts of large hydropower plant development in a developing country. *Energy Econ.*
706 67, 533–544. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2017.08.025>

707 Fearnside, P.M., 2019. Impactos das hidrelétricas na Amazônia e a tomada de decisão. *Novos*
708 *Cad. NAEA* 22, 69–96. <https://doi.org/10.5801/ncn.v22i3.7711>

709 Ferreira, F.F., de Freitas, M.B.D., Szinwelski, N., Vicente, N., Medeiros, L.C.C., Schaefer,
710 C.E.G.R., Dergam, J.A., Sperber, C.F., 2020. Impacts of the Samarco Tailing Dam
711 Collapse on Metals and Arsenic Concentration in Freshwater Fish Muscle from Doce
712 River, Southeastern Brazil. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 16, 622–630.
713 <https://doi.org/10.1002/ieam.4289>

714 Gamby, R.L., Hammerschmidt, C.R., Costello, D.M., Lamborg, C.H., Runkle, J.R., 2015.
715 Deforestation and cultivation mobilize mercury from topsoil. *Sci. Total Environ.* 532,
716 467–473. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.025>

717 Gao, M., Su, Y., Gao, J., Zhong, X., Li, H., Wang, H., Lü, C., He, J., 2022. Arsenic
718 speciation transformation in soils with high geological background: New insights from
719 the governing role of Fe. *Chemosphere* 302, 134860.
720 <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.134860>

721 Genchi, G., Sinicropi, M.S., Carocci, A., Lauria, G., Catalano, A., 2017. Mercury exposure
722 and heart diseases. *Int. J. Environ. Res. Public Health.*
723 <https://doi.org/10.3390/ijerph14010074>

- 724 Gimenes, T.C., Penteado, J.O., dos Santos, M., da Silva Júnior, F.M.R., 2021.
725 Methylmercury in Fish from the Amazon Region—a Review Focused on Eating Habits.
726 Water. Air. Soil Pollut. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05151-x>
- 727 Gomes, V.M., dos Santos, A., Zara, L.F., Ramos, Dayana D, Forti, J.C., Ramos, Diovany D,
728 Santos, F.A., 2019. Study on Mercury Methylation in the Amazonian Rivers in Flooded
729 Areas for Hydroelectric Use. Water. Air. Soil Pollut. 230.
730 <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4261-3>
- 731 Gonçalves, M., Kishi, R., Fernandes, C., 2016. Poluição por metais pesados na bacia do rio
732 Barigui, estado do Paraná. Rev. Gestão Água da América Lat. 13, 175–185.
733 <https://doi.org/10.21168/rega.v13n2.p175-185>
- 734 Gustin, M.S., Bank, M.S., Bishop, K., Bowman, K., Branfireun, B., Chételat, J., Eckley, C.S.,
735 Hammerschmidt, C.R., Lamborg, C., Lyman, S., Martínez-Cortizas, A., Sommar, J.,
736 Tsui, M.T.K., Zhang, T., 2020. Mercury biogeochemical cycling: A synthesis of recent
737 scientific advances. Sci. Total Environ. 737, 139619.
738 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139619>
- 739 Hacon, S. de S., Oliveira-Da-costa, M., Gama, C. de S., Ferreira, R., Basta, P.C., Schramm,
740 A., Yokota, D., 2020a. Mercury exposure through fish consumption in traditional
741 communities in the Brazilian Northern Amazon. Int. J. Environ. Res. Public Health 17,
742 1–15. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155269>
- 743 Hauser-Davis, R.A., Gonçalves, R.A., Ziolli, R.L., Campos, R.C. de, 2012. A novel report of
744 metallothioneins in fish bile: SDS-PAGE analysis, spectrophotometry quantification and
745 metal speciation characterization by liquid chromatography coupled to ICP-MS. Aquat.
746 Toxicol. 116–117, 54–60. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.03.003>
- 747 Holanda, H. S.; Lima, M. O.; Pereira, T. S. Mercury Levels in Fish from the Xingu River in
748 Environments Under the Influence of the Federal University of Pará Hydroelectric Power
749 Plant. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e
750 Conservação, Universidade Federal do Pará, 2020.
- 751 Horbe, A.M.C., da Costa Lima, C.B., Garnier, J., 2019. Factors driving mercury variability
752 and background values in a tropical region: The case of western Amazonia. J. South
753 Am. Earth Sci. 95, 102279. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2019.102279>

- 754 Hu, Q., Liu, Y., Gu, X., Zhao, Y., 2017. Adsorption behavior and mechanism of different
755 arsenic species on mesoporous MnFe₂O₄ magnetic nanoparticles. *Chemosphere* 181,
756 328–336. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.049>
- 757 Hussain, M.M., Wang, J., Bibi, I., Shahid, M., Niazi, N.K., Iqbal, J., Mian, I.A., Shaheen,
758 S.M., Bashir, S., Shah, N.S., Hina, K., Rinklebe, J., 2021. Arsenic speciation and
759 biotransformation pathways in the aquatic ecosystem: The significance of algae. *J.*
760 *Hazard. Mater.* 403, 124027. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124027>
- 761 Johnson, G.D., Pavilonis, B., Caravanos, J., Grassman, J., 2018. Geo-Spatial Characterization
762 of Soil Mercury and Arsenic at a High-Altitude Bolivian Gold Mine. *Bull. Environ.*
763 *Contam. Toxicol.* 100, 259–264. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2213-4>
- 764 Kobayashi, Y., Agusa, T., 2019. Arsenic Metabolism and Toxicity in Humans and Animals:
765 Racial and Species Differences. pp. 13–28. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-2565-](https://doi.org/10.1007/978-981-13-2565-6_2)
766 [6_2](https://doi.org/10.1007/978-981-13-2565-6_2)
- 767 Kullander, S.O., Ferreira, E.J.G., 2006. A review of the South American cichlid genus *Cichla*,
768 with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyol. Explor.*
769 *Freshwaters* 17, 289–398.
- 770 Lino, A.S., Kasper, D., Guida, Y.S., Thomaz, J.R., Malm, O., 2019. Total and methyl
771 mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin
772 in the Brazilian Amazon. *Chemosphere* 235, 690–700.
773 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.212>
- 774 Lopes, M.C.B., de CARVALHO, G.O., Bernardo, R.R., Macedo, J., Lino, A.S., Ramalho,
775 E.E., Kasper, D., Meire, R.O., Torres, J.P.M., Malm, O., 2020. Total mercury in wild
776 felids occurring in protected areas in the central Brazilian amazon. *Acta Amaz.* 50, 142–
777 148. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201903331>
- 778 Lu, H., Zhao, H., Wang, Y., Guo, M., Mu, M., Liu, Y., Nie, X., Huang, P., Xing, M., 2021.
779 Arsenic (III) induces oxidative stress and inflammation in the gills of common carp,
780 which is ameliorated by zinc (II). *J. Inorg. Biochem.* 225, 111617.
781 <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2021.111617>
- 782 Lyman, S.N., Cheng, I., Gratz, L.E., Weiss-Penzias, P., Zhang, L., 2020. An updated review
783 of atmospheric mercury. *Sci. Total Environ.* 707, 135575.

784 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135575>

785 Magalhães, k. x. Species delimitation of *Baryancistrus* Rapp Py-Daniel, 1989 (Siluriformes:
786 Loricariidae) from the Xingu river and phylogeography of *Baryancistrus xanthellus*
787 Rapp Py-Daniel, Zuanon e Oliveira, 2011. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-
788 Graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará, 2017.
789 ISBN 0297419882161.

790 Mandal, P., 2017. An insight of environmental contamination of arsenic on animal health.
791 Emerg. Contam. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2017.01.004>

792 Mazrui, N.M., Jonsson, S., Thota, S., Zhao, J., Mason, R.P., 2016. Enhanced availability of
793 mercury bound to dissolved organic matter for methylation in marine sediments.
794 Geochim. Cosmochim. Acta 194, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2016.08.019>

795 Meena, R.A.A., Sathishkumar, P., Ameen, F., Yusoff, A.R.M., Gu, F.L., 2018. Heavy metal
796 pollution in immobile and mobile components of lentic ecosystems—a review. Environ.
797 Sci. Pollut. Res. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0966-2>

798 Moneeb, R.H., Mekkawy, I.A., Mahmoud, U.M., Sayed, A.E.D.H., 2020. Histopathological
799 and ultrastructure studies on hepatotoxicity of arsenic in *Clarias gariepinus* (Burchell,
800 1822): Hepatoprotective effect of *Amphora coffeaeformis*. Sci. African 8, e00448.
801 <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00448>

802 Monteiro, M., Coelho, M., Cota, R., 2010. Ouro, empresas e garimpeiros na Amazônia: o
803 caso emblemático de Serra Pelada. Rev. Pós Ciências Sociais 7, 131–158.

804 NESÁ, 2018. Usina a fio d'água e menor área alagada - [WWW Document]. A Norte Energ.
805 S.A. URL <https://www.norteenergiasa.com.br/pt-br/uhe-belo-monte/arranjo> (accessed
806 1.26.21).

807 Parks, J.M., Johs, A., Podar, M., Bridou, R., Hurt, R.A., Smith, S.D., Tomanicek, S.J., Qian,
808 Y., Brown, S.D., Brandt, C.C., Palumbo, A. V., Smith, J.C., Wall, J.D., Elias, D.A.,
809 Liang, L., 2013. The genetic basis for bacterial mercury methylation. Science (80-.).
810 339, 1332–1335. <https://doi.org/10.1126/science.1230667>

811 Parmar, T.K., Rawtani, D., Agrawal, Y.K., 2016. Bioindicators: the natural indicator of
812 environmental pollution. Front. Life Sci. 9, 110–118.
813 <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>

- 814 Popowich, A., Zhang, Q., Chris Le, X., 2017. Arsenobetaine: The ongoing mystery. *Natl. Sci.*
815 *Rev.* 3, 451–458. <https://doi.org/10.1093/nsr/nww061>
- 816 Py-Daniel, L.R., Zuanon, J., de Oliveira, R.R., 2011. Two new ornamental loricariid catfishes
817 of *Baryancistrus* from rio Xingu drainage (Siluriformes: Hypostominae). *Neotrop.*
818 *Ichthyol.* 9, 241–252. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011000200001>
- 819 Queiroz, M.T.A., Queiroz, C.A., Queiroz, F.A., Leão, M.M.D., Amorim, C.C., 2016.
820 ESTUDO DOS PARAMÊTROS FÍSICO-QUÍMICOS, QUALIDADE DA ÁGUA E
821 TROFIA DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE SÁ CARVALHO,
822 MINAS GERAIS, BRASIL. *Rev. Gestão Ind.* 12. <https://doi.org/10.3895/gi.v12n1.3103>
- 823 Rahman, Z., Singh, V.P., 2019. The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic
824 (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total
825 environment: an overview. *Environ. Monit. Assess.* 191, 419.
826 <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7528-7>
- 827 Ribeiro, D.R.G., Faccin, H., Molin, T.R.D., de Carvalho, L.M., Amado, L.L., 2017. Metal
828 and metalloid distribution in different environmental compartments of the middle Xingu
829 River in the Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.* 605–606, 66–74.
830 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.143>
- 831 Roulet, M., Lucotte, M., 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic
832 soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air, Soil Pollut.*
833 80, 1079–1088. <https://doi.org/10.1007/BF01189768>
- 834 Roy, N.K., Murphy, A., Costa, M., 2020. Arsenic methyltransferase and methylation of
835 inorganic arsenic. *Biomolecules* 10, 1–13. <https://doi.org/10.3390/biom10091351>
- 836 Santos-Lima, C. dos, Mourão, D. de S., Carvalho, C.F. de, Souza-Marques, B., Vega, C.M.,
837 Gonçalves, R.A., Argollo, N., Menezes-Filho, J.A., Abreu, N., Hacon, S. de S., 2020.
838 Neuropsychological Effects of Mercury Exposure in Children and Adolescents of the
839 Amazon Region, Brazil. *Neurotoxicology* 79, 48–57.
840 <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2020.04.004>
- 841 Sanyal, T., Paul, M., Bhattacharjee, S., Bhattacharjee, P., 2020. Epigenetic alteration of
842 mitochondrial biogenesis regulatory genes in arsenic exposed individuals (with and
843 without skin lesions) and in skin cancer tissues: A case control study. *Chemosphere* 258,

844 127305. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127305>

845 Scarpelli, W., 2001a. Arsênio na bacia Amazônica [WWW Document]. Serviço Geológico do
846 Bras. - CPRM. URL
847 [http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/arsenico_ba](http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/arsenico_bacia_amazonica.pdf)
848 [cia_amazonica.pdf](http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/arsenico_bacia_amazonica.pdf)

849 Scarpelli, W., 2001b. Arsênio na bacia Amazônica [WWW Document]. Serviço Geológico
850 do Bras. - SGB. URL
851 [http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/arsenico_ba](http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/arsenico_bacia_amazonica.pdf)
852 [cia_amazonica.pdf](http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/arsenico_bacia_amazonica.pdf) (accessed 11.30.20).

853 Schartup, A.T., 2022. Methylmercury as a molecular imposter. *Nat. Chem.*
854 <https://doi.org/10.1038/s41557-021-00885-x>

855 Silva, D.D.C., Bellato, C.R., De O. Marques Neto, J., Fontes, M.P.F., 2018. Arsenic and trace
856 metals in water and sediment of the velhas river, southeastern iron quadrangle region,
857 minas gerais, BRAZIL. *Quim. Nova* 41, 1011–1018. [https://doi.org/10.21577/0100-](https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170275)
858 [4042.20170275](https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170275)

859 Silva, R. G. Da *et al.* Trace elements in oyster farming areas in the Amazon. *Boletim do*
860 *Instituto de Pesca*, 10 nov. 2018. v. 44, n. 4, p. 1–8. Disponível em:
861 <<https://www.pesca.sp.gov.br/boletim/index.php/bip/article/view/1331/1307>>. Acesso
862 em: 30 jun. 2022.

863 Silva, S.F. da, Lima, M. de O., 2020. Mercury in fish marketed in the Amazon Triple Frontier
864 and Health Risk Assessment. *Chemosphere* 248, 125989.
865 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125989>

866 Silva, S.F. da, Oliveira, D.C., Pereira, J.P.G., Castro, S.P., Costa, B.N.S., Lima, M. de O.,
867 2019a. Seasonal variation of mercury in commercial fishes of the Amazon Triple
868 Frontier, Western Amazon Basin. *Ecol. Indic.* 106, 105549.
869 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105549>

870 Silva, S.F. da, Oliveira, D.C., Pereira, J.P.G., Castro, S.P., Costa, B.N.S., Lima, M. de O.,
871 2019b. Seasonal variation of mercury in commercial fishes of the Amazon Triple
872 Frontier, Western Amazon Basin. *Ecol. Indic.* 106.
873 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105549>

- 874 Sim, S.F., Ling, T.Y., Nyanti, L., Ean Lee, T.Z., Mohd Irwan Lu, N.A.L., Bakeh, T., 2014.
875 Distribution of Major and Trace Elements in a Tropical Hydroelectric Reservoir in
876 Sarawak, Malaysia. *Int. Sch. Res. Not.* 2014, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2014/870187>
- 877 Soares, I.M., 2017. Usina Hidrelétrica a Fio D'Água Ou Reservatório? Subsídios À Tomada
878 De Decisão Por Meio De Análise Custo-Efetividade. Universidade de Brasília – UnB.
- 879 Sodhi, K.K., Kumar, M., Agrawal, P.K., Singh, D.K., 2019. Perspectives on arsenic toxicity,
880 carcinogenicity and its systemic remediation strategies. *Environ. Technol. Innov.*
881 <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100462>
- 882 Song, D., Chen, L., Zhu, S., Zhang, L., 2022. Gut microbiota promote biotransformation and
883 bioaccumulation of arsenic in tilapia. *Environ. Pollut.* 305, 119321.
884 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119321>
- 885 Sonke, J.E., Heimbürger, L.E., Dommergue, A., 2013. Mercury biogeochemistry: Paradigm
886 shifts, outstanding issues and research needs. *Comptes Rendus - Geosci.* 345, 213–224.
887 <https://doi.org/10.1016/j.crte.2013.05.002>
- 888 Souza Neto, H.F. de, Pereira, W.V. da S., Dias, Y.N., Souza, E.S. de, Teixeira, R.A., Lima,
889 M.W. de, Ramos, S.J., Amarante, C.B. do, Fernandes, A.R., 2020. Environmental and
890 human health risks of arsenic in gold mining areas in the eastern Amazon. *Environ.*
891 *Pollut.* 265, 114969. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114969>
- 892 Souza-Araujo, J. DE *et al.* Human risk assessment of toxic elements (As, Cd, Hg, Pb) in
893 marine fish from the Amazon. *Chemosphere*, 11 abr. 2022. p. 134575. Disponível em:
894 <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653522010682>>. Acesso em: 18 abr.
895 2022.
- 896 Souza-Araujo, J., Giarrizzo, T., Lima, M.O., Souza, M.B.G., 2016. Mercury and methyl
897 mercury in fishes from Bacajá River (Brazilian Amazon): evidence for bioaccumulation
898 and biomagnification. *J. Fish Biol.* 89, 249–263. <https://doi.org/10.1111/jfb.13027>
- 899 Sun, M., Tan, J., Wang, M., Wen, W., He, Y., 2020. Inorganic arsenic-mediated upregulation
900 of AS3MT promotes proliferation of nonsmall cell lung cancer cells by regulating cell
901 cycle genes. *Environ. Toxicol.* 1–9. <https://doi.org/10.1002/tox.23026>
- 902 Suzuki, T., Akagi, H., Arimura, K., Ando, T., Sakamoto, M., Satoh, H., Naganuma, A., Fut,
903 M., Atsuka, Matsuyama, A., 2004. Mercury analysis manual. *Minist. Environ. Japan* 21–

904 26.

905 Teixeira, M.C., Santos, A.C., Fernandes, C.S., Ng, J.C., 2020a. Arsenic contamination
906 assessment in Brazil – Past, present and future concerns: A historical and critical review.
907 *Sci. Total Environ.* 730, 138217. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.138217>

908 Teixeira, M.C., Santos, A.C., Fernandes, C.S., Ng, J.C., 2020b. Arsenic contamination
909 assessment in Brazil – Past, present and future concerns: A historical and critical review.
910 *Sci. Total Environ.* 730, 138217. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138217>

911 Tomasello, B., Copat, C., Pulvirenti, V., Ferrito, V., Ferrante, M., Renis, M., Sciacca, S.,
912 Tigano, C., 2012. Biochemical and bioaccumulation approaches for investigating marine
913 pollution using Mediterranean rainbow wrasse, *Coris julis* (Linneaus 1798). *Ecotoxicol.*
914 *Environ. Saf.* 86, 168–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.09.012>

915 Torman, V. B. L.; Coster, R.; Riboldi, J. Normalidade de variáveis: métodos de verificação e
916 comparação de alguns testes não-paramétricos por simulação. *Revista HCPA*, 2012. v.
917 32, n. 2, p. 227–234. Disponível em:
918 <<https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/158102>>. Acesso em: 30 jun. 2022.

919 Weber, A.A., Sales, C.F., de Souza Faria, F., Melo, R.M.C., Bazzoli, N., Rizzo, E., 2020.
920 Effects of metal contamination on liver in two fish species from a highly impacted
921 neotropical river: A case study of the Fundão dam, Brazil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*
922 190, 110165. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2020.110165>

923 Xie, D., Chen, Q., Gong, S., An, J., Li, Y., Lian, X., Liu, Z., Shen, Y., Giesy, J.P., 2020.
924 Exposure of zebrafish to environmentally relevant concentrations of mercury during
925 early life stages impairs subsequent reproduction in adults but can be recovered in
926 offspring. *Aquat. Toxicol.* 229, 105655.
927 <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2020.105655>

928 Xu, L., Saatchi, S.S., Yang, Y., Myneni, R.B., Frankenberg, C., Chowdhury, D., Bi, J., 2015.
929 Satellite observation of tropical forest seasonality: Spatial patterns of carbon exchange
930 in Amazonia. *Environ. Res. Lett.* 10, 084005. [https://doi.org/10.1088/1748-](https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/8/084005)
931 [9326/10/8/084005](https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/8/084005)

932 Yancheva, V., Velcheva, I., Stoyanova, S., Georgieva, E., 2016. Histological biomarkers in
933 fish as a tool in ecological risk assessment and monitoring programs: A review. *Appl.*

- 934 Ecol. Environ. Res. https://doi.org/10.15666/aeer/1401_047075
- 935 Yang, L., Zhang, Y., Wang, F., Luo, Z., Guo, S., Strähle, U., 2020. Toxicity of mercury:
936 Molecular evidence. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125586>
- 937 Zhang, H., Huo, S., Yeager, K.M., Xi, B., Zhang, J., He, Z., Ma, C., Wu, F., 2018.
938 Accumulation of arsenic, mercury and heavy metals in lacustrine sediment in relation to
939 eutrophication: Impacts of sources and climate change. *Ecol. Indic.* 93, 771–780.
940 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.059>
- 941 Zhang, M., Sun, Q., Chen, P., Wei, X., Wang, B., 2022. How microorganisms tell the truth of
942 potentially toxic elements pollution in environment. *J. Hazard. Mater.* 431, 128456.
943 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128456>
- 944 Zhong, W., Zhang, Y., Wu, Z., Yang, R., Chen, X., Yang, J., Zhu, L., 2018. Health risk
945 assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China.
946 *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 157, 343–349. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.048>