



Universidade Federal do Amapá
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais



MARCIA DA SILVA COSTA

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DO MÉDIO E BAIXO RIO ARAGUARI PARA GESTÃO
E CONSERVAÇÃO DE PEIXES, AMAPÁ, BRASIL

Macapá - AP
2021

MARCIA DA SILVA COSTA

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DO MÉDIO E BAIXO RIO ARAGUARI PARA GESTÃO
E CONSERVAÇÃO DE PEIXES, AMAPÁ, BRASIL

Projeto apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Federal do Amapá, como requisito à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração:

Ciências Ambientais da Amazônia

Classificação CAPES:

Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Alexandro Cezar Florentino

Co-orientadora: Dra. Lucilene Finoto Viana

MACAPÁ - AP

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal do Amapá
Elaborado por Thalita Rafaela A. Ferreira – CRB-2/1557

Costa, Marcia da Silva.

Diagnóstico ambiental do médio e baixo Rio Araguari para gestão e conservação de peixes, Amapá, Brasil / Marcia da Silva Costa ; Orientador, Alexandre Cezar Florentino ; Co-orientadora, Lucilene Finoto - Macapá, 2021.

84f.

Dissertação (Mestrado) - Fundação Universidade Federal do Amapá, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

1. Ecossistema aquático. 2. Diagnóstico ambiental - Rio Araguari. 3. Contaminantes inorgânicos. 4. *Plagioscion squamosissimus* - Peixe - Espécie. I. Florentino, Alexandre Cezar, orientador. II. Finoto, Lucilene, co-orientadora. III. Fundação Universidade Federal do Amapá. IV. Título.

CDD – 363.739498116 / C837d

MARCIA DA SILVA COSTA

**DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DO MÉDIO E BAIXO RIO ARAGUARI PARA
GESTÃO E CONSERVAÇÃO DE PEIXES, AMAPÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Federal do Amapá como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais.

Aprovada em 29 de setembro de 2021.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente



Alexandro Cezar Florentino
Data: 28/10/2021 09:05:23-0300
Verifique em <https://verificador.itl.br>

Profº. Dr. Alexandro Cezar Florentino – Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) -
Orientador

Profª. Dra. Lucilene Finoto Viana - Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) –
Co-orientadora

Profº. Dr. Alan Cavalcanti da Cunha - Universidade Federal do Amapá
(UNIFAP)

Profº. Dr. Marcelo Costa Andrade - Universidade Federal do Pará (UFPA)

Profº. Dr. Sidnei Eduardo Lima-Junior - Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
(UEMS)

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	12
1.1. Rio Araguari e a economia local.....	13
1.2. Contaminação de contaminantes inorgânicos em ambientes aquáticos.....	15
1.2.1. Arsênio (As).....	15
1.2.2. Cádmio (Cd).....	17
1.2.3. Mercúrio (Hg).....	18
1.3. Peixes como bioindicadores ambientais.....	19
1.4. Acumulação de contaminantes inorgânicos no tecido muscular e otólitos de peixes.....	21
1.4.1. Tecido muscular.....	21
1.4.2. Otólitos.....	21
1.5. <i>Plagioscion squamosissimus</i>	24
1.6. Técnica de Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS) na avaliação de contaminantes inorgânicos em otólitos.....	25
2. REFERÊNCIAS.....	27
3. HIPÓTESES.....	37
4. OBJETIVOS.....	38
3.1. Geral.....	38
3.2. Específicos.....	38
5. CAPÍTULO I. Landscape composition, inorganic contaminants in water and muscle tissue of <i>Plagioscion squamosissimus</i> in the Araguari River (Amazon, Brazil).....	39
6. CAPÍTULO II. Detecção de As, Cd e Hg em otólitos de <i>Plagioscion squamosissimus</i> no Rio Araguari (Amazônia, Brasil) por meio da técnica de LIBS.....	63
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	83
8. ANEXOS.....	84
8.1 Comprovante de submissão do artigo no periódico Science of the Total Environment (https://www.journals.elsevier.com/science-of-the-total-environment).....	84

Lista de figuras

Figura 1- Imagens do Rio Araguari da porção: a) médio e b) baixo, Estado do Amapá, Brasil. Crédito: Alexandro César Florentino.....	14
Figura 2- Esquema da poluição por contaminantes inorgânicos via cadeia alimentar no ambiente aquático. Crédito: Marcia da Silva Costa.....	20
Figura 3- Imagem de otólito <i>Sagitta</i> do lado esquerdo de <i>P. squamosissimus</i> . a) face convexa e b) face côncava. Crédito: Nathan Rodrigues Batista.....	22
Figura 4- Imagem da região dorsal da cabeça e da lateral do ouvido interno de peixe teleósteo. Crédito: VOLPEDO; SANTOS, 2015.....	23
Figura 5- Imagem de exemplar de <i>P. squamosissimus</i> . Crédito: Daniela Leroy, 2009.....	24
Figura 6- Representação esquemática da análise por LIBS. Sendo ICCD (<i>intensified</i> CCD, Andor iStar 320T): detector usado para registrar a radiação espectral dispersada; e OPO: Laser oscilador paramétrico óptico. Crédito: Marcia da Silva Costa.....	26
Figura 7- Location of sampling sites in the middle (1 and 2) and lower (3 and 4), Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.....	44
Figura 8- Land use and cover surrounding the sampling sites in the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.....	47
Figura 9- Risk quotient (RQ): (A) for individual inorganic contaminants and risk index (RI); (B) for the sum of individual RQs of the mean concentrations of inorganic contaminant present in water from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Brazil. RQ/RI above the red dotted line represents values > 1 and, consequently, risks to aquatic biota.....	49
Figura 10- Concentration of inorganic contaminant ($\mu\text{g g}^{-1}$) in muscle tissue of <i>P. squamosissimus</i> from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil. Red line (dotted) above the maximum limit according to Brazilian legislation.....	50
Figura 11- Preliminary assessment of risk to human health related to consumption of <i>P. squamosissimus</i> collected from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil. RQs (A) and RIs (B) above the red dotted line represent a risk to human health (RQs/RIs > 1)	51
Figura 12- Bioaccumulation factor (BAF) of inorganic contaminant in muscle tissue of <i>P. squamosissimus</i> collected from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.....	51
Figura 13- Localização dos locais amostrados no médio (1 e 2), e baixo (3 e 4), Rio Araguari no estado do Amapá, Brasil.....	67

Figura 14- Imagem da espécie de peixe <i>P. squamosissimus</i> . Crédito: Daniela Leroy, 2009.....	68
Figura 15- Imagem de otólitos <i>Sagitta</i> do lado esquerdo de <i>P. squamosissimus</i> , a) face convexa e b) face côncava. Crédito: Nathan Rodrigues Batista.....	68
Figura 16- Espectro de LIBS ampliados em intervalo de comprimento de onda específicos, para destacar as emissões do As, Cd e Hg por indivíduos selecionados das amostras de otólitos <i>Sagittae</i> esquerdo de <i>P. squamosissimus</i> no médio e no baixo Rio Araguari.....	71
Figura 17- Análise de agrupamento da média das intensidades de contaminantes inorgânicos nas amostras de otólitos <i>Sagittae</i> esquerdo de <i>P. squamosissimus</i> no médio e baixo Rio Araguari. Escala de cores: branco = médio; vermelho = desvio padrão acima da média e azul = desvio padrão abaixo da média.....	72

Lista de tabelas

Table 1. Inorganic contaminants concentrations in the water (mean $\pm$ SD, in mg L ⁻¹) from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.....	48
Table 2. The length (cm), weight (g) (mean $\pm$ SD) and feeding behavior of fish specimens collected from sampling sites along the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.	49

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço à Deus, que me deu sabedoria e forças, guiando sempre meus passos, também à minha família (mãe, pai, irmã, noivo e cunhado), que sempre me apoiaram durante todo este percurso.

Agradeço aos meus orientadores, Prof^o. Dr. Alexandro Cezar Florentino e a Prof^a Dra. Lucilene Finoto Viana, que foram essenciais nessa caminhada, obrigada pelo conselho, orientação e parceria. Vocês possuem minha imensa gratidão e carinho!

Agradeço à Prof^a Dra. Claudia Andrea Lima Cardoso pelas análises de contaminantes inorgânicos nas amostras do estudo, assim como ao Prof^o Dr. Luis Humberto da Cunha Andrade, pelas análises de contaminantes inorgânicos em otólitos por meio da técnica de Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS), junto ao laboratório Grupo de Espectroscopia Óptica e Fototérmica - GEOF.

Também agradeço a recepção tão agradável que tive no Grupo de Estudos Aquáticos (GEUQUA), onde pude realizar meus estudos em Dourados-Mato Grosso do Sul, assim como agradeço aos professores e demais da Universidade do Estado de Mato Grosso do Sul (UEMS), por me receberem tão positivamente.

Minha enorme gratidão à Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) pela oportunidade de ingressar no Mestrado de Ciências Ambientais.

Assim como, também ao Laboratório de Ictio e Genotoxicidade (LIGEN), principalmente aos meus colegas de laboratório: Prof^o Dr. Alexandro, Eisla, Alexandre, Jadna, Raquelyne, Débora, Ríverton, Izabelle Alexandra e Jeremias. Todos foram de suma importância para a realização deste estudo. Assim como, agradeço aos pescadores pelo apoio nas coletas e ao seu Jecta por nos abrigar nas estadias de campo.

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Amapá-FAPEAP (Processo 250.203.129/2018), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq (Processos 429400/2016-0 e 311975/2018-6) e Programa Nacional de Cooperação Acadêmica Amazônia da CAPES - PROCAD-AMAZÔNIA (Processo N^o 88881.200561/2018-01) pelo auxílio financeiro que nos permitiu executar as amostragens e deslocamentos. Ao Programa de Desenvolvimento da Pós-Graduação (PDPG - Amazônia Legal, edital 13/2020 – CAPES) pelo apoio em relação a tradução dos artigos

científicos. E, ao ICMBio, por conceder a licença 63366-1, que nos permitiu realizar as análises do estudo.

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos estão vulneráveis ao carreamento e incremento de diversos tipos de contaminantes, com destaque nos contaminantes inorgânicos, oriundos de várias fontes antropogênicas. Assim, o estudo teve como objetivos avaliar a composição da cobertura vegetal no entorno dos pontos no médio e no baixo curso do Rio Araguari como fatores de influência da concentração de contaminantes inorgânicos (As, Cd e Hg) na água, no músculo da espécie de peixes *Plagioscion squamosissimus*, além de detectar esses contaminantes em otólitos da mesma espécie. As amostragens para coleta de água e peixes foram realizadas entre os meses de março e junho de 2019 no médio e baixo Rio Araguari, no estado do Amapá. A avaliação do uso do solo foi realizada por meio do software Argis, a quantificação de contaminantes inorgânicos no tecido muscular da espécie foi feita através da técnica de Espectrofotômetro de absorção atômica e a detecção de contaminantes inorgânicos em otólitos por meio da técnica de Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS). Os trechos do médio e baixo Rio Araguari indicaram maiores proporções de fragmentos florestais e expansões de pastagens bufalinas. As concentrações de Cd e Hg nas amostras de água no médio e baixo Rio Araguari apresentaram valores em desacordo com a legislação e indicaram riscos para preservação da biota aquática. As concentrações de Cd no tecido muscular de *P. squamosissimus* no baixo Rio Araguari apresentaram valores em desacordo com a legislação brasileira, indicando riscos à saúde humana pelo consumo de seu tecido muscular. O fator de bioacumulação indicou que o Hg estava biodisponível na água. Além disso, foram detectados contaminantes inorgânicos As, Cd e Hg em otólitos nos indivíduos do médio e baixo Rio Araguari. As maiores concentrações de As e Cd nos otólitos foram encontradas em exemplares amostrados na porção do médio Rio Araguari e Hg na porção baixa. Os resultados indicaram que o Rio Araguari está passando por processos de distúrbios ambientais, necessitando de projetos que visem o monitoramento constante deste recurso hídrico, bem como de medidas mitigadoras para manutenção da biodiversidade local.

Palavras-chave: Ecossistema aquático, contaminação, contaminantes inorgânicos, *P. squamosissimus*, otólitos

ABSTRACT

Aquatic ecosystems are vulnerable to the carrying and increase of various types of contaminants, especially inorganic contaminants, from various anthropogenic sources. Thus, the study aimed to: evaluate the composition of vegetation cover the points in the middle and lower courses of the Araguari River as factors influencing the concentration of inorganic contaminants (As, Cd and Hg) in the water, in the muscle of the fish species *Plagioscion squamosissimus*, in addition to detecting these contaminants in otoliths of the same species. Sampling for water and fish collection was carried out between March and June 2019 in the middle and lower Araguari River, in the state of Amapá. The evaluation of land use was carried out using the Argis software, the quantification of inorganic contaminants in the muscle tissue of the species was performed using the atomic absorption spectrophotometer technique and the detection of inorganic contaminants in otoliths using the plasma spectroscopy technique Laser Induced (LIBS). The stretches of the middle and lower Araguari River indicated higher proportions of forest fragments and expansions of buffalo pastures. The concentrations of Cd and Hg in the water samples in the middle and lower Araguari River presented values in disagreement with the legislation and indicated risks for the preservation of the aquatic biota. The concentrations of Cd in the muscular tissue of *P. squamosissimus* in the lower Araguari River presented values in disagreement with the Brazilian legislation, indicating risks to human health due to the consumption of its muscular tissue. The bioaccumulation factor indicated that Hg was bioavailable in water. In addition, inorganic As, Cd and Hg contaminants were detected in otoliths in individuals from the middle and lower Araguari River. The highest concentrations of As and Cd in the otoliths were found in specimens sampled in the middle portion of the Araguari River and Hg in the low portion. The results indicated that the Araguari River is undergoing processes of environmental disturbances, requiring projects aimed at the constant monitoring of this water resource, as well as mitigating measures to maintain the local biodiversity.

Keywords: Aquatic ecosystem, contamination, inorganic contaminants, *P. squamosissimus*, otoliths

1 INTRODUÇÃO GERAL

A integridade dos ecossistemas aquáticos encontra-se em constante ameaça desde o processo de industrialização e urbanização que tem ocorrido nas últimas décadas (EZEMONYE et al., 2018). Um dos fatores que contribuem para a alteração da qualidade da água e do desequilíbrio da biota aquática é a substituição da mata ciliar por áreas destinadas a pastagem e produção agrícola (CHERUBIN et al., 2016), interferindo no controle da erosão fluvial, fornecimento de habitat para a fauna e no carreamento de poluentes entre as zonas terrestre e aquática (ARCAUTE; SOLONESKI; LARRAMENDY, 2016; CORTEZ-SILVA et al., 2020). Sendo assim, o crescimento de algumas atividades exercidas pelos seres humanos para fins econômicos, como atividades de mineração, produção de energia (usinas hidrelétricas), fabricação de produtos e metalurgia, resultam na contínua liberação ou biotransformação de contaminantes inorgânicos no ambiente aquático, consequentemente afetando a biota aquática, com destaque nos peixes (LI et al., 2018; VILARDI et al., 2018; YIN et al., 2018; YU et al., 2018), tendo em vista que os elementos químicos produzidos, direta ou indiretamente, atingem o corpo hídrico (EZEMONYE et al., 2018).

As mudanças causadas por excesso de contaminantes inorgânicos no ambiente aquático, são na maioria das vezes, irreversíveis, reduzindo a qualidade dos parâmetros limnológicos. As principais características dos contaminantes inorgânicos, incluem intenso potencial de bioacumulação em peixes, pois estes são repassados por meio da cadeia alimentar, aos seres humanos e a outros organismos que os consomem para sobrevivência (WANG et al., 2018; ZHANG et al., 2018). Deste modo, torna-se imprescindível o estudo dos níveis de contaminantes inorgânicos nos ambientes aquáticos, principalmente os bioconcentrados em tecidos de peixes (WU et al., 2019). Assim as espécies de peixes representam um importante sistema de avaliação da comunidade aquática, pois ocupam diferentes níveis tróficos, apresentam diferentes comportamentos populacionais e são altamente explorados para consumo humano (LEMOS et al., 2007; JESUS et al., 2016; SANTOS et al., 2017).

Neste contexto, os ecossistemas aquáticos estão propensos a poluição, com destaque ao carreamento de poluentes de atividades industriais e agrícolas, além da transformação de elementos químicos em contaminantes tóxicos, em destaque por

condições proporcionadas pelo represamento de água no ambiente aquático (Silva et al., 2020). Esses contaminantes podem se deslocar por toda a bacia e influenciar em danos negativos na saúde dos organismos aquáticos (CASATTI et al., 2009; ZENI et al., 2019). Parte dos poluentes que atingem a água são decantados nos sedimentos do fundo do rio, causando potencial ameaça aos ecossistemas, podendo gerar danos letais ou subletais na biota aquática (CHOW et al., 2005; HOPE, 2006).

1.1 Rio Araguari e a economia local

A bacia do Rio Araguari encontra situada no extremo norte do Brasil, mais precisamente na Região Hidrográfica Amazônica. Ela se localiza entre a altitude de 00° 25' N e 02° 28' N e longitude de 49° 53' W e 53° 02' W e possui área de aproximadamente, 38.000 km². Esse manancial nasce ao Sul das Serras Lombarda e Tumucumaque e tem extensão de 498 km. Ele é dividido em superior, médio e baixo Rio Araguari com 132, 161 e 295 km respectivamente (PROVAM, 1990; SANTOS; CUNHA, 2015). A parte superior dessa bacia é formada por diversas cachoeiras e corredeiras. Na parte média é um rio de águas turbulentas e na qual se localiza uma sequência de três Usinas Hidrelétricas: UHE Cachoeira Caldeirão, UHE Coaracy Nunes e UHE Ferreira Gomes (PROVAM, 1990; BÁRBARA et al., 2010; SANTOS; CUNHA, 2015).

Nas margens do médio curso do rio estudado (Figura 1a) estão situados os três maiores municípios presentes na bacia hidrográfica, sendo: Porto Grande, Ferreira Gomes e Cutias, com populações estimadas, no ano de 2005, de 14.675; 4.321 e 4.285 habitantes, respectivamente (IBGE, 2021). Próximo de Porto Grande ocorre a confluência dos rios Araguari e Amapari onde, a partir de então, o primeiro percorre seu trajeto pela planície costeira do Amapá, até desaguar no Rio Amazonas, através do Canal Urucurituba (SANTOS et al., 2018). No trecho baixo do rio Araguari (Figura 1b), as vegetações predominantes são florestas de terra firme, campos naturais, floresta de várzea e florestas de igapó, as atividades econômicas exercidas neste setor vão desde agricultura até pecuária. O clima é tropical chuvoso (ECOTUMUCUMAQUE, 2010; SILVA, ALVES; PORTILHO, 2016; BELÉM; CABRAL, 2019, CUNHA; STERNBERG, 2018).

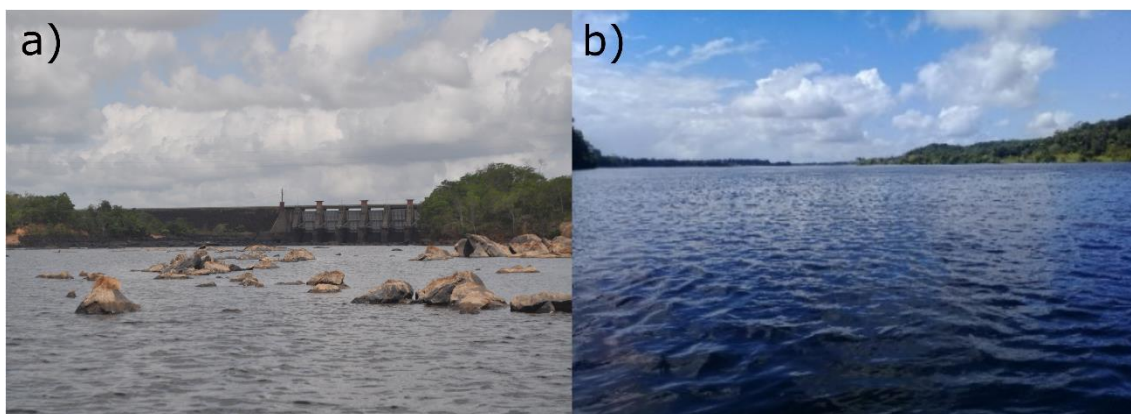


Figura 1. Imagens do Rio Araguari da porção: a) médio e b) baixo, Estado do Amapá, Brasil. Crédito: Alexandro César Florentino.

Neste contexto, a bacia do Rio Araguari em sua totalidade apresenta uma grande representatividade tanto relacionada aos parâmetros ecológicos quanto econômicos (SANTOS; CUNHA; CUNHA, 2014), cujas águas são utilizadas para diversos fins, entre eles estão: irrigação, abastecimento público, mineração (Fe, Au, Mn, seixo e areia), a pecuária, o turismo, a produção de energia, pesca e a exploração de madeira (SANTOS, 2012). Contudo, a reunião de todas as atividades antrópicas realizadas nas proximidades do rio, acarretaram a diminuição das áreas naturais da bacia, gerando perda de vegetação, diminuição da qualidade da água e da captura de grandes peixes migradores (SILVA; SILVA, 2006).

Os empreendimentos de cunho energético, mais especificamente as hidrelétricas apresentam grande relevância para a bacia do Rio Araguari (CORREA; PORTO, 2017). Estes tiveram sua instalação no trecho médio da bacia, englobando municípios de Porto Grande e Ferreira Gomes. A hidrelétrica de Coaracy Nunes, construída nos anos de 1960 e instalada em 1978, gerou novas dinâmicas para as cidades que a abrangem, assim como ocorreu após a instalação da usina de Ferreira Gomes e Cachoeira Caldeirão, localizadas também no Rio Araguari (BRITO et al., 2011; CORREA; PORTO, 2017). Dentro do grupo de efeitos gerados com a construção dessas represas, assim como aquelas construídas em outras regiões do Brasil, pode-se citar: residentes a jusante da barragem sendo afetados pelos efeitos da poluição da água, consequentemente a perda de recursos pesqueiros, avanços no desflorestamento e a metilação do mercúrio (FEARNSIDE, 2015).

1.2 Contaminação por contaminantes inorgânicos em ambientes aquáticos

Os contaminantes inorgânicos escoados para os ecossistemas aquáticos são considerados compostos perigosos devido a sua toxicidade e persistência, pois não são degradados e são transformados em componentes mais prejudiciais por processos químicos e biológicos (RAINBOW, 2007; OLIVEIRA, 2020). Sendo que contaminantes inorgânicos aos processos biológicos acabam acumulando nos organismos dos peixes, ocasionando mudanças em seus aspectos fisiológicos e processos metabólicos (RAINBOW, 2007; OLIVARES-RUBIO; VEGA-LÓPEZ, 2016). Desta forma, pode ocasionar vários distúrbios na saúde dos peixes, tais como problemas neurotóxicos, genotóxicos e mutagênicos, além da diminuição na fertilidade, redução da taxa de crescimento e patologias que podem levar à morte, e posteriormente, interferindo na cadeia alimentar (DEHGHANI et al., 2018; GUPTA et al., 2019; MAURYA et al., 2019). Neste contexto, no presente estudo foram avaliados na água, no tecido e em estruturas calcificadas de uma espécie selecionada, três contaminantes inorgânicos (As, Cd e Hg), considerados tóxicos a vida aquática mesmo em baixas concentrações no ambiente aquático.

1.2.1 Arsênio (As)

O arsênio (As) está entre os elementos encontrados em maior quantidade na crosta terrestre, mais especificamente, sua posição ocupa o vigésimo lugar. Contudo, ele é um metalóide tóxico proveniente naturalmente da terra. Este elemento é um conhecido contaminante (pode incorporar-se no ambiente e provocar danos à saúde) mundial das águas subterrâneas, nos principais rios do leste da Ásia e de países da América do Sul (BUNDSCHUH et al., 2012; HASHIM et al., 2019). Algumas das aplicações do As corresponde à produção industrial, como a manufatura de certos vidros, materiais semicondutores e fotocondutores. Além disso, na agricultura, o As está presente em inseticidas, desfolhantes e herbicidas (BARRA et al., 2000).

O elemento As, apresenta algumas formas com diferentes níveis de toxicidade. A toxicidade de algumas espécies químicas de As relevantes decresce na seguinte ordem: compostos de As^{3+} inorgânico > compostos de As^{5+} inorgânico > compostos de As^{3+} orgânico > compostos de As^{5+} orgânico. Para as formas inorgânicas, a toxicidade do

As^{3+} é 60 (sessenta) vezes maior que a toxicidade do As^{5+} e estas, por sua vez, possuem toxicidade 100 (cem) vezes maiores que a das espécies orgânicas de Arsênio (BURGUERA et al., 1991). Na água, como em corpos hídricos superficiais (lagos e rios), o As geralmente se apresenta na sua forma trivalente (arsenito; As^{3+}) e/ou forma orpentavalente (arsenato; As^{5+}) (TABARAKI; HEIDARIZADI, 2018). O As^{3+} é considerado a forma mais solúvel de As, o que está intrinsecamente ligado a sua mobilidade. Além dessa característica, essa forma de As apresenta consequências muito mais danosas na saúde humana (VACLAVIKOVA et al., 2008; MONDAL et al., 2013). Os compostos de As são facilmente absorvidos, tanto oralmente quanto por inalação, sendo a extensão da absorção dependente da solubilidade do composto (BURGUERA et al., 1991). No corpo, a metilação dele ocorre por meio de um mecanismo de desintoxicação que acontece nos rins e minimiza a afinidade do composto com o tecido. Enquanto que o As inorgânico se mantém acumulado no fígado e rins (BURGUERA et al., 1991).

Sendo assim a exposição a longo prazo aos compostos inorgânicos de As, comumente por meio da ingestão de água contaminada, pode conduzir a enfermidades, tais como: conjuntivite, hiperqueratose, hiperpigmentação, doenças cardiovasculares, distúrbios no sistema nervoso central e vascular periférico, além de câncer de pele (IKEM; EGIEBOR, 2005; YANG et al., 2018). O As inorgânico também apresenta influência sobre o aparecimento de diabetes (NAVAS-ACIEN et al., 2008), assim como de outros distúrbios endócrinos (DAVEY et al., 2008). Além disso, formas de As metilado são carcinogênicos para o ser humano (STÝBLO et al., 2002).

Os peixes estão continuamente expostos ao As por meio de suas guelras e ingestão de alimentos contaminados. O As acumula principalmente nos tecidos, retina, fígado e rim (AHMED et al., 2008). Ele é metabolizado em órgãos como o fígado, devido sua função de autodepuração e biotransformação, apresentando características e facilidades de bioacumular (AHMED et al., 2008). A exposição aguda pode causar morte imediata devido ao aumento do muco causado pelo As, resultando em sufocação ou efeitos prejudiciais diretos no epitélio branquial (HUGHES, 2002). A exposição crônica pode levar ao acúmulo de níveis tóxicos de metaloides e causar uma variedade de doenças, como necrose subprincipal e hiperplasia do ducto biliar (HUGHES, 2002). Um dos principais motivos é que ele interfere no sistema imunológico desses animais ao inibir

anticorpos (GOSH et al., 2007). Além disso, pode alterar o tempo de resposta dos linfócitos B e T, tornando-os suscetíveis à infecção (LIAO et al., 2004; GOSH et al., 2006).

1.2.2 Cádmio (Cd)

O cádmio (Cd) é um elemento químico pertencente ao grupo dos metais, apresenta massa atômica 112,41 u, seu ponto de fusão é 321,07 °C, seu ponto de ebulição é 766,87 °C, e sua densidade 8,64 g cm⁻³ (STERCKEMAN et al., 2000). O Cd possui sua origem no intemperismo das rochas, erupções vulcânicas (maiores fontes de emissão na atmosfera), além de fontes antrópicas, urbanas, industriais e agrícolas (STERCKEMAN et al., 2000).

O elemento Cd apresenta 79% das suas aplicações na produção de baterias de Ni-Cd (79%), 11% na produção de pigmentos de Cd, 2% na produção de estabilizadores de Cd, 7% na produção de revestimentos de Cd e 1% na produção das ligas de Cd e os componentes eletrônicos de Cd (FAROON et al., 2012). O Cd é um elemento não essencial aos processos biológicos, podendo gerar efeitos adversos a saúde dos seres vivos em baixas concentrações (TAVARES; CARVALHO, 1992). Sessenta por cento do Cd em circulação no corpo é encontrado nas células sanguíneas, parte desse está ligado a metalotioneína (proteína não enzimática) e o restante circulando através do plasma (TAVARES; CARVALHO, 1992). A sua excreção por meio da urina é pouco significativa, o que acarreta o acúmulo no corpo ao longo do tempo (TAVARES; CARVALHO, 1992). Posto isso, as maneiras mais comuns de exposição ao Cd são por via pulmonar, gastrointestinal e cutânea. Porém, em condições normais, uma quantidade pouco significativa de Cd é absorvida pela pele, cerca de 0,5% (FAROON et al., 2012).

Dentro do organismo humano, o Cd pode afetar vários órgãos, como o fígado, rins, pulmões, ovários e ossos (FAROON et al., 2012; BEHBAHANI et al., 2013). Enquanto na vida aquática, por ser muito tóxico, esse elemento pode influenciar no crescimento das plantas, reduzir a fotossíntese e modificar suas atividades metabólicas (BENAVIDES; GALLEGOS; TOMARO, 2005). Mais especificamente, nos peixes, seus efeitos estão relacionados às alterações patológicas em diferentes órgãos, como rins, fígados e brânquias, causando danos hepáticos, renais, respiratórios e neurológicos

(JIANG et al., 2018; YADAV et al., 2018; KUMAR et al., 2019), mutagênicos, carcinogênico e gastrointestinais (CHOWDHURY; MCDONALD; WOOD, 2004; VIANA et al., 2020).

1.2.3 Mercúrio (Hg)

O mercúrio (Hg) é considerado um metal não essencial aos organismos, pois possui seu peso atômico (200,59u) na faixa de 63,546μ a 207,2μ (AMLUND; LUNDEBYE; BERNTSSEN, 2007). A sua utilização abrange fortemente indústrias, medicamentos e aplicações agrícolas (DENG et al., 2015). O Hg apresenta uma tendência a ser retido e armazenado pelo solo, em especial, solos argilosos (YIN et al., 2013). Este elemento também pode atingir sistemas fluviais, como por meio das chuvas, onde ele é carregado dos solos para o corpo d'água (YIN et al., 2013). Vários fatores poderão influenciar sobre a dinâmica do Hg, como processos físicos, químicos e biológicos, os quais ocorrem nas interfaces ar/água e água/sedimento (BISINOTI; JARDIM, 2004).

O Hg é um dos elementos de grande preocupação no ambiente aquático, pois baixas concentrações podem provocar graves riscos à saúde dos peixes, por meio da elevada capacidade desses organismos absorverem os compostos de Hg. Sejam de origem orgânica ou inorgânica, podendo levar a efeitos mutagênicos, genotóxicos e carcinogênicos, e consequentemente afetar também os seres humanos, por meio de seu consumo (BARKAY; MILLER; SUMMERS, 2003).

Nos ambientes aquáticos, há três formas de o Hg estar presente: mercúrio metálico (Hg^0), mercúrio inorgânico e mercúrio orgânico (AMLUND; LUNDEBYE; BERNTSSEN, 2007). Um exemplo de mercúrio orgânico é o metilmercúrio (CH_3Hg^+ ; metilHg), considerado a forma de Hg mais perigosa encontrada no ambiente (AMLUND; LUNDEBYE; BERNTSSEN, 2007). O metilmercúrio (CH_3Hg^+ ; metilHg) é visto dessa forma, especialmente, pela capacidade de ser bioacumulado através da adsorção em corpos superficiais, na ingestão de alimentos, principalmente de peixes, bem como sua entrada antrópica no ambiente, em até um milhão de vezes ao longo da cadeia alimentar aquática (LACERDA; MALM, 2008). O processo de metilação do mercúrio eleva consideravelmente, na cadeia alimentar, a sua biodisponibilidade e acumulação (LACERDA; MALM, 2008).

A metilação do Hg pode ocorrer por meio de dois processos, na presença e na ausência de oxigênio. O primeiro mecanismo refere-se ao biológico, onde é influenciado por microrganismos e fungos, normalmente pela interação com a metilcobalamina ($C_{63}H_{91}CN_{13}O_{14}P$), que é um composto capaz de transferir o grupo metila para o íon Hg^{2+} tanto em condições aeróbicas, quanto anaeróbicas (NASCIMENTO; CHASIN, 2001). O outro processo é o químico (abiótico), que pode manifestar-se de três formas: I. Via reação de transmetilação (formação de compostos pela união de substâncias com grupos metilo); II. Através da radiação ultravioleta na presença de compostos orgânicos que ofertam o grupo metila e III. Por interação com os ácidos húmico e fúvico (NASCIMENTO; CHASIN, 2001).

Os peixes absorvem o Hg facilmente, acumulando-o em seus tecidos, especialmente na forma metilada (NASCIMENTO; CHASIN, 2001). Esta forma de Hg nos peixes apresenta persistência consideravelmente elevada, em decorrência da lenta metabolização e do tempo de vida de cada indivíduo, normalmente o intervalo é de 1 a 3 anos (NASCIMENTO; CHASIN, 2001). Nesses organismos, os danos podem ser irreversíveis, além de efeitos nocivos na reprodução, renais, hepáticos, respiratório e neurológicos (JIANG et al., 2018; YADAV et al., 2018; KUMAR et al., 2019), alterações comportamentais e cognitivas, ataxia e convulsões (AUTHMAN et al., 2015; BECKERS; RINKLEBE, 2017). Nos seres humanos, o metilHg se distribui entre o plasma e as células vermelhas, se acumulando nos rins, fígado e sistema nervoso central, podendo levar a distúrbios visuais, ataxia, perda da audição, deterioração mental, tremor muscular, distúrbio da motilidade e nos casos de exposição grave, câncer, paralisia e morte (BISINOTI; JARDIM, 2004).

1.3 Peixes como bioindicadores ambientais

Indicadores biológicos são considerados organismos que respondem a alterações em diferentes níveis estruturais, desde fisiológicos, celulares, bioquímicos, genéticos e histológicos em mudanças nos padrões de comportamento (LIMA et al., 2018). Essas mudanças podem interferir na estrutura populacional das espécies de peixes como respostas às pressões ambientais (LIMA et al., 2018).

Em ecossistemas aquáticos, os peixes são considerados bons indicadores da qualidade do ambiente aquático devido a fatores como suas diferentes posições na cadeia alimentar, tamanho corporal, longo ciclo de vida e fácil crescimento (ZHOU et al., 2008; LIMA et al., 2018; SILVA et al., 2019; WEBER et al., 2020). Tendo em vista que peixes são organismos que se mantêm frequentemente presentes em corpos d'água, eles são considerados importante objeto de identificação de danos e desequilíbrios na qualidade hídrica, contribuindo com informações, recuperação e manutenção da integridade ambiental (SÁ et al., 2019).

Deste modo, os peixes são frequentemente usados como indicadores biológicos da qualidade ambiental do ecossistema aquático (ZHOU et al., 2008; LIMA et al., 2018; SILVA et al., 2019; WEBER et al., 2020). Porém, é importante ressaltar que contaminantes químicos podem afetar negativamente vários processos metabólicos em peixes, podendo levar a morte dos indivíduos mais sensíveis (JEZIERSKA; ŁUGOWSKA, K; WITESKA, 2009). Sendo assim, para os peixes serem utilizados como bioindicadores ambientais, eles não podem ser sensíveis às alterações ambientais. Devem ser resistentes aos contaminantes inorgânicos tóxicos, com destaque no Hg, Cd e As, que possuem tendência de se biomagnificar no tecido dos peixes (Figura 2), podendo atingir todos os níveis da cadeia alimentar (RUSHINADHA et al., 2016; KUMAR et al., 2019).

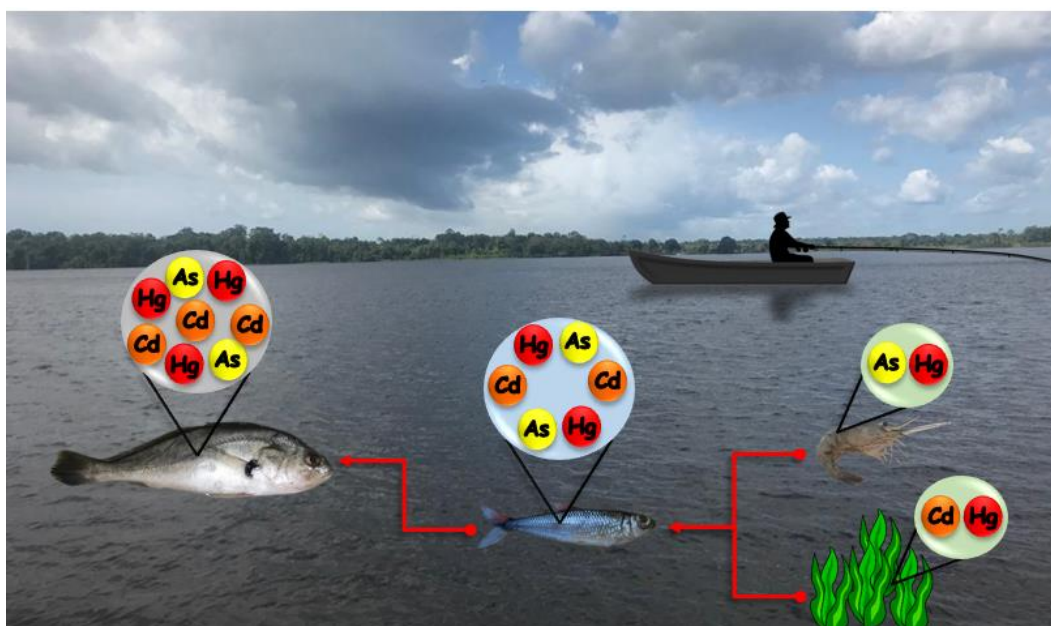


Figura 2. Esquema da poluição por contaminantes inorgânicos via cadeia alimentar no ambiente aquático. Crédito: Marcia da Silva Costa.

1.4 Acumulação de contaminantes inorgânicos no tecido muscular e otólitos de peixes

1.4.1 Tecido muscular

Contaminantes, com destaque nos contaminantes inorgânicos, possuem duas maneiras principais de alcançar a cadeia alimentar aquática. A primeira é por meio da exposição na água. A segunda, por meio de alimentos contaminados que atingem o trato digestivo e membranas permeáveis (RIBEIRO et al., 2005). Palaniappan et al. (2009) salientaram que os contaminantes inorgânicos são encontrados em maior quantidade em tecidos como brânquias, vísceras, fígado e rins. Estes órgãos têm, relativamente, maior potencial de acumulação metálica. Portanto, em alguns casos, elevadas concentrações de íons metálicos em musculatura de peixes são detectadas quando há contaminação elevada em órgãos acumuladores, evidenciando a presença de contaminantes em ambientes aquáticos (DEB; FUKUSHIMA, 1999).

Contudo, de maneira geral, a análise de tecidos em peixes varia de acordo com o que se deseja analisar. Por exemplo, as amostras de fígado geralmente são escolhidas para analisar o estado da saúde dos peixes e o tecido muscular é comumente utilizado em estudos que objetivam analisar o risco para os seres humanos ao consumirem o tecido muscular dos peixes (BRUMBAUGH; SCHMITT; MAY, 2005; MONNA et al., 2011).

1.4.2 Otólitos

Os otólitos são estruturas calcificadas localizadas no labirinto dos peixes utilizados como bons biomarcadores de contaminantes inorgânicos (Figura 3), podendo oferecer registro permanente de exposição à contaminantes, sendo, de maneira geral, utilizados para a análise do acúmulo de contaminantes inorgânicos em períodos de exposição de longo prazo (BRUMBAUGH; SCHMITT; MAY, 2005; ŁUSZCZEK-TROJNAR; DRAG-KOZAK; POPEK, 2013).

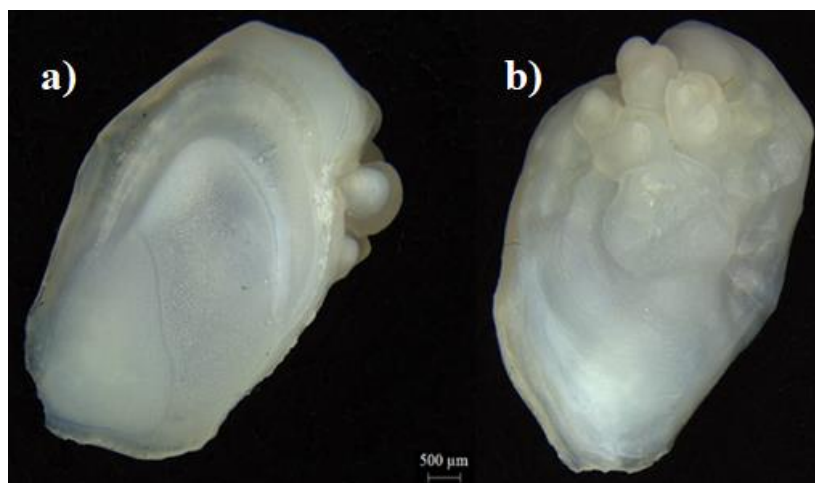


Figura 3. Imagem de otólito *Sagitta* do lado esquerdo de *P. squamosissimus*. a) face convexa e b) face côncava. Crédito: Nathan Rodrigues Batista

Os otólitos crescem continuamente durante a vida do peixe e ao longo de sua formação, elementos são aderidos à porção orgânica ou inorgânica de sua matriz (CAMPANA, 1999). O acúmulo de concentrações de metais em otólitos está relacionado com as atuais condições ambientais (RANALDI; GAGNON, 2010). Desta forma, os otólitos são considerados bons bioindicadores ambientais, podendo bioacumular contaminantes nas suas matrizes, como registro, impressão digital química dos eventos de poluição do ambiente ao qual o peixe habita (KAUR; DUA 2012; ALMEIDA et al., 2016; SANTANA et al., 2016).

Os otólitos possuem seu nome proveniente do grego, onde oto = ouvido e lithos = pedra (SCHULZ-MIRBACH et al., 2014). A localização dos otólitos se dá no ouvido interno dos teleósteos, compondo parte do labirinto. Os ouvidos internos dos peixes teleósteos apresentam três canais semicirculares que detectam as acelerações lineares e angulares, concedendo ao peixe manter o equilíbrio no meio (CAMPANA, 1999; SCHULZ-MIRBACH et al., 2014; LIMBURG et al., 2015). Estes canais se encontram ligados a três bolsas óticas, denominado utrículo, lagena e sáculo (CAMPANA, 1999). As câmaras utrículos servem de abrigo para os otólitos *Lapillus*, as lagenas abrigam os otólitos *Asteriscus* e os sáculos acomodam os otólitos *Sagittae*. Estes compõem os três pares de otólitos presentes em cada peixe teleósteo (Figura 4).

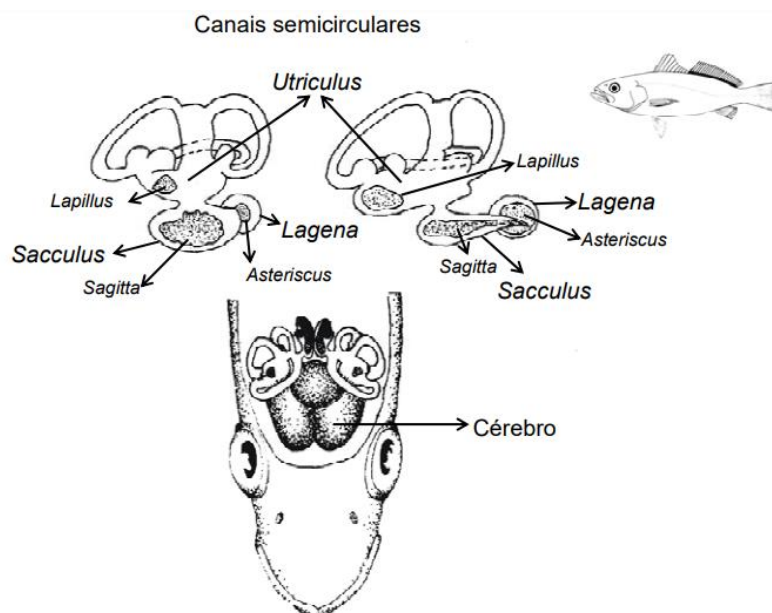


Figura 4. Imagem da região dorsal da cabeça e da lateral do ouvido interno de peixe teleosteo. Crédito: VOLPEDO; SANTOS, 2015.

Os otólitos nos peixes têm função de audição e equilíbrio (CAMPANA, 1999; SCHULZ-MIRBACH et al., 2014; LIMBURG et al., 2015). Os otólitos apresentam, aderidos a sua estrutura, oligoelementos que o circundam, como por exemplo água e alimentos, por isso tem sido feito o uso de otólitos de peixes para o registro de substâncias químicas na água (CAMPANA, 1999). Por meio deles, também podem ser adquiridos conhecimentos sobre padrões de migração, desova e mudanças ambientais (CAMPANA, 1999). Régnier et al. (2017) relataram a capacidade de os otólitos incorporarem em seu arranjo os oligoelementos característicos do ambiente em que o peixe viveu.

Devido as suas características (dimensões, especificidade morfológica, composição química e forma de crescimento), os otólitos são amplamente utilizados para estudo de ecologia e atividade pesqueira (CAMPANA; THORROLD, 2001; GOMIERO et al., 2007). Assim como analisam essas estruturas na busca pela reconstrução da história ambiental dos peixes (IZZU et al., 2016; RIOU et al., 2016), apenas uma quantidade pequena de estudo investigou a sua capacidade de adesão das ligações de contaminantes inorgânicos. Assim, há poucos trabalhos que avaliem seu potencial como marcador de poluição química (DAVERAT et al., 2012; BARBEE et al., 2013; BARBEE et al., 2014; SELLESLAGH et al., 2016; SHOTYK et al., 2019). O par de otólitos mais utilizado para análise da informação sobre a história de vida e mudanças ambientais é o par *sagitta* (os

sagittae), por serem maiores, quando comparado com os pares de otólitos *asteriscus* (os *astericii*) e o par de *lapillus* (os *lapillii*) (BEGG et al., 2005; LIMBURG et al., 2015). Desta forma, neste estudo vamos avaliar acumulação de alguns contaminantes inorgânicos considerados não essenciais para a vida aquática e humana, com destaque para o tecido muscular e os otólitos da espécie de peixe *Plagioscion squamosissimus*.

1.5 *Plagioscion squamosissimus*

A espécie selecionada como bioindicadora ambiental foi *Plagioscion squamosissimus* pertencendo à família *Sciaenidae* da ordem dos Perciformes, conhecida popularmente como: pescada, pescada-branca, corvina e pescada-do-Piauí, sendo proveniente da bacia Amazônica, introduzido nas regiões nordeste e sudeste, apresentando hábitos bentônicos e de meia água (RINGUELET et al., 1967). Importante ressaltar que a espécie *P. squamosissimus* realiza seu ciclo biológico tanto em água salgada quanto em água doce, nos períodos de vazante e seca (SANTOS et al., 2014). A sua alimentação, quando jovem, abrange larvas de crustáceos, insetos aquáticos e copépodes. Porém, quando adultos, também se alimentam de outros peixes capturados durante a estação das chuvas (LATINI et al., 2016). A espécie *P. squamosissimus* tem como características físicas, o corpo longínquo, cercado de uma estrutura escamosa de cor prateada-azulada, dentes pontudos e curvados, nadadeira caudal com a forma de um romboide e um pouco pontiaguda (SANTOS et al., 2014). A espécie *P. squamosissimus* (Figura 5), pode chegar a um comprimento superior a 50 cm de comprimento e pesar até 5 kg (SANTOS et al., 2014).



Figura 5. Imagem de exemplar de *P. squamosissimus*. Crédito: Daniela Leroy, 2009.

A espécie *P. squamosissimus* possui grande importância para a economia pesqueira da região amazônica, com grande importância comercial (SANTOS et al., 2014; SEVERINO et al., 2021). Segundo Rocha et al. (2006), a pesca extrativista continental na região Norte do Brasil apresentou uma produção de 132.292,5 toneladas de peixes, sendo que deste total a pescada-branca perfaz 6.169 toneladas (4,6%). Dentre os estados da região Norte que contribuíram para a produção relacionadas a espécie, o Amapá alcançou 994,5 toneladas (16,12%). Sendo assim, pode apresentar um impacto maior caso haja a contaminação de seu organismo com substâncias tóxicas, o que faz dessa espécie um importante indicador de contaminação por contaminantes inorgânicos. A pescada é utilizada em estudos da determinação das concentrações de contaminantes inorgânicos no tecido muscular de peixes na região Amazônica (SILVA; ESTANISLAU, 2015; BITTARELLO, 2019) e mais especificamente do Estado do Amapá (LIMA et al., 2015). A espécie *P. squamosissimus* é um peixe predador de topo, possui relação com o restante da cadeia alimentar inferior, indicando possíveis danos crônicos, acumulativos e persistentes a cadeia ou ao indivíduo (LINS et al., 2010). Além disso, as espécies deste gênero possuem grande importância comercial na região amazônica em relação a pesca estuarina e de água doce, utilizada pela população ribeirinha para consumo e amplamente comercializada em feiras da região (PINAYA et al., 2016). Em relação, a outros gêneros de cianídeos de água doce, as espécies do gênero *Plagioscion* são as que se encontram com mais frequência e as que apresentam maior importância como recurso pesqueiro na bacia amazônica (PINAYA et al., 2016).

1.6 Técnica de Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS) na avaliação de contaminantes inorgânicos em otólitos

A Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS) é um tipo de espectroscopia de emissão atômica para análise de vários elementos inorgânicos, com destaque nos contaminantes inorgânicos (WANG et al., 2018). A técnica LIBS utiliza a espectroscopia de emissão atômica através de um laser pulsado, com uma fonte de excitação (ALVIRA et al., 2015). No estudo, foram utilizados por meio da técnica de LIBS (Figura 6), a detecção de contaminantes inorgânicos acumulados em otólitos de *P. squamosissimus* e possíveis danos a biota aquática, do médio e baixo Rio Araguari, tendo em vista que a análise de contaminantes inorgânicos nos otólitos é uma essencial

ferramenta de monitoramento da integridade ambiental (DE JONGE et al., 2015; YAMAMOTO et al., 2016).

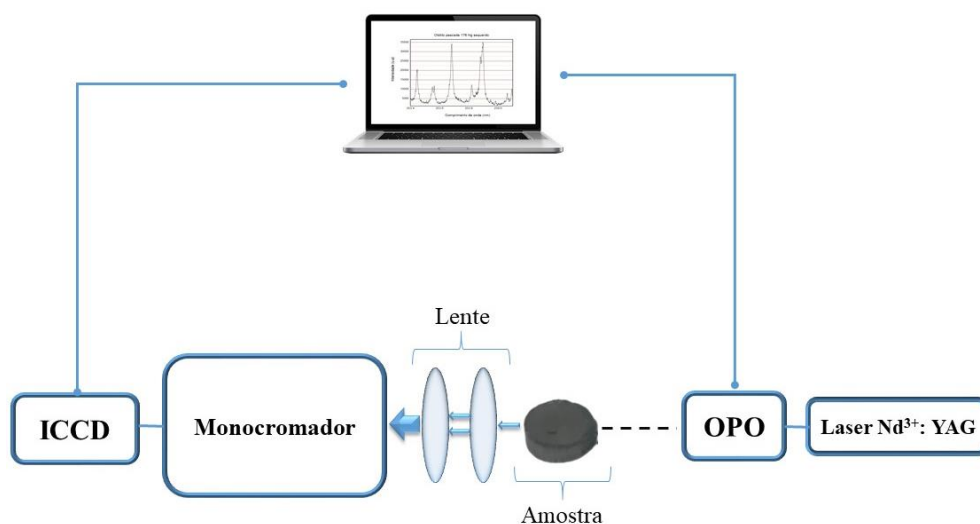


Figura 6. Representação esquemática da análise por LIBS. Sendo ICCD (*intensified* CCD, Andor iStar 320T): detector usado para registrar a radiação espectral dispersada; e OPO: Laser oscilador paramétrico óptico. Crédito: Marcia da Silva Costa.

2 REFERÊNCIAS

- AHMED, K. et al. Toxicity of arsenic (sodium arsenite) to fresh water spotted snakehead *Channa punctatus* (Bloch) on cellular death and DNA content. **American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental**, v. 4, n. 1, p. 18-22, 2008.
- ALMEIDA, F. S. et al. Discrimination of *Astyanax altiparanae* (Characiformes, Characidae) populations by applying Fourier transform-infrared photoacoustic spectroscopy in the fish scales. **Infrared Physics & Technology**, v. 76, p. 303-307, 2016.
- ALVIRA, F. C. et al. Qualitative evaluation of Pb and Cu in fish using laser-induced breakdown spectroscopy with multipulse excitation by ultracompact laser source. **Applied Optics**, v. 54, n. 14, p. 4453-4457, 2015.
- AMLUND, H.; LUNDEBYE, A.; BERNTSEN, M. H. Accumulation and elimination of methylmercury in Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) following dietary exposure. **Aquatic Toxicology**, v. 83, n. 4, p. 323-330, 2007.
- ARCAUTE, C. R.; SOLONESKI, S.; LARRAMENDY, M. L. Toxic and genotoxic effects of the 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid (2, 4-D)-based herbicide on the Neotropical fish *Cnesterodon decemmaculatus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 128, p. 222-229, 2016.
- AUTHMAN, M. M. et al. Use of fish as bio-indicator of the effects of heavy metals pollution. **Journal of Aquaculture Research & Development**, v. 6, n. 4, p. 1-13, 2015.
- BÁRBARA, V. F. et al. Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP. **Revista Biociências**, v. 16, n. 1, 2010.
- BARBEE, N. C.; GANIO, K.; SWEARER, S. E. Integrating multiple bioassays to detect and assess impacts of sublethal exposure to metal mixtures in an estuarine fish. **Aquatic Toxicology**, v. 152, p. 244-255, 2014.
- BARBEE, N. C.; GREIG, A.; SWEARER, S. E. Validating the use of embryonic fish otoliths as recorders of sublethal exposure to copper in estuarine sediments. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 441-446, 2013.
- BARKAY, T.; MILLER, S. M.; SUMMERS, A. O. Bacterial mercury resistance from atoms to ecosystems. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 27, n. 2-3, p. 355-384, 2003.
- BARRA, C. M. et al. Especificação de arsênio—uma revisão. **Química Nova**, v. 23, n. 1, p. 58-70, 2000.
- BECKERS, F.; RINKLEBE, J. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 9, p. 693-794, 2017.
- BEGG, G. A. et al. Otolith research and application: current directions in innovation and implementation. **Marine and Freshwater Research**, v. 56, n. 5, p. 477-483, 2005.

BEHBAHANI, M. et al. Application of multiwalled carbon nanotubes modified by diphenylcarbazine for selective solid phase extraction of ultra traces Cd (II) in water samples and food products. **Food Chemistry**, v. 141, n. 1, p. 48-53, 2013.

BELÉM, F. L.; C., João Batista Pereira. Dinâmica da paisagem na bacia hidrográfica da Usina Hidrelétrica de Ferreira Gomes-Amapá, Brasil. **Caderno de Geografia**, v. 29, n. 56, p. 119-133, 2019.

BENAVIDES, M. P.; GALLEGO, S. M.; TOMARO, M. L. Cadmium toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 21-34, 2005.

BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Química Nova**, v. 27, n. 4, p. 593-600, 2004.

BITTARELLO, A. C. et al. Characterization of molecular biomarkers of mercury exposure to muscle tissue of *Plagioscion squamosissimus* and *Colossoma macropomum* from the Amazon region. **Food Chemistry**, v. 276, p. 247-254, 2019.

BRITO, A. do C. U.; CUNHA, A. da C.; CUNHA, H. F. A. Análise da avaliação de desempenho do sistema de gestão ambiental (ISO 14001) de usina hidrelétrica: relação empresa-comunidades. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, n. 24, p. 37-53, 2012.

BRUMBAUGH, W. G.; SCHMITT, C. J.; MAY, T. W. Concentrations of cadmium, lead, and zinc in fish from mining-influenced waters of northeastern Oklahoma: sampling of blood, carcass, and liver for aquatic biomonitoring. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 49, n. 1, p. 76-88, 2005.

BUNDSCHUH, J. et al. One century of arsenic exposure in Latin America: a review of history and occurrence from 14 countries. **Science of The Total Environment**, v. 429, p. 2-35, 2012.

BURGUERA, M. et al. Flow-injection atomic spectrometric determination of inorganic arsenic (III) and arsenic (V) species by use of an aluminium-column arsine generator and cold-trapping arsine collection. **Analytica Chimica Acta**, v. 261, n. 1-2, p. 105-113, 1991.

CAMPANA, S. E. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. **Marine Ecology Progress Series**, v. 188, p. 263-297, 1999.

CAMPANA, S. E.; THORROLD, S. R. Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations?. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 1, p. 30-38, 2001.

CASATTI, L.; PAULA F. C. de; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, n. 1, p. 273-283, 2009.

CHERUBIN, M. R. et al. Phosphorus pools responses to land-use change for sugarcane expansion in weathered Brazilian soils. **Geoderma**, v. 265, p. 27-38, 2016.

CHOW, T. E. et al. Habitat and exposure modelling for ecological risk assessment: A case study for the raccoon on the Savannah River Site. **Ecological Modelling**, v. 189, n. 1-2, p. 151-167, 2005.

CHOWDHURY, M. J.; MCDONALD, D. G.; WOOD, C. M. Gastrointestinal uptake and fate of cadmium in rainbow trout acclimated to sublethal dietary cadmium. **Aquatic Toxicology**, v. 69, n. 2, p. 149-163, 2004.

CORREA, K. M. A.; PORTO, J. L. R. Os empreendimentos hidrelétricos no rio Araguari e seus efeitos no espaço urbano amapaense. **Anais ENANPUR**, v. 17, n. 1, 2017.

CORTEZ-SILVA, E. E. et al. Response of cladoceran assemblages to restoration of riparian vegetation: A case study in a tropical reservoir of Brazil. **Limnologica**, v. 85, p. 125822, 2020.

CUNHA, A. C. da et al. Evento Extremo de chuva-vazão na bacia hidrográfica do Rio Araguari, Amapá, Brasil. 2014.

CUNHA, A. C.; STERNBERG, L. da S. L. Using stable isotopes ^{18}O and ^2H of lake water and biogeochemical analysis to identify factors affecting water quality in four estuarine Amazonian shallow lakes. **Hydrological processes**, v. 32, n. 9, p. 1188-1201, 2018.

DAVERAT, F. et al. Accumulation of Mn, Co, Zn, Rb, Cd, Sn, Ba, Sr, and Pb in the otoliths and tissues of eel (*Anguilla anguilla*) following long-term exposure in an estuarine environment. **Science of The Total Environment**, v. 437, p. 323-330, 2012.

DAVEY, J. C. et al. Arsenic as an endocrine disruptor: arsenic disrupts retinoic acid receptor–and thyroid hormone receptor–mediated gene regulation and thyroid hormone–mediated amphibian tail metamorphosis. **Environmental Health Perspectives**, v. 116, n. 2, p. 165-172, 2008.

DE JONGE, M. et al. Temporal distribution of accumulated metal mixtures in two feral fish species and the relation with condition metrics and community structure. **Environmental Pollution**, v. 197, p. 43-54, 2015.

DEB, S. C.; FUKUSHIMA, T. Metals in aquatic ecosystems: mechanisms of uptake, accumulation and release-Ecotoxicological perspectives. **International Journal of Environmental Studies**, v. 56, n. 3, p. 385-417, 1999.

DEHGHANI, M H. et al. Adsorptive removal of noxious cadmium from aqueous solutions using poly urea-formaldehyde: a novel polymer adsorbent. **MethodsX**, v. 5, p. 1148-1155, 2018.

DENG, Li et al. Ultrasensitive and highly selective detection of bioaccumulation of methyl-mercury in fish samples via Ag/Hg amalgamation. **Analytical Chemistry**, v. 87, n. 4, p. 2452-2458, 2015.

ECOTUMUCUMAQUE. PBA – Plano Básico Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico Cachoeira Caldeirão. Volume I. Apresentação – Programas Institucionais - Programas de Controles Ambientais das Obras e Construções, 2010.

EZEMONYE, L. I. et al. Potential health risk consequences of heavy metal concentrations in surface water, shrimp (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River, Nigeria. **Toxicology Reports**, v. 6, p. 1-9, 2018.

FAROON, O. et al. Toxicological profile for cadmium. 2012.

FEARNSIDE, P. M. Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras, v. 2, 2015.

GOMIERO, L. M. et al. Descrição dos otólitos de tucunarés (*Cichla* sp. e *Cichla monoculus*) no reservatório da hidrelétrica de Volta Grande (SP–MG). **Ciência Animal Brasileira**, v. 8, n. 1, p. 119-126, 2007.

GOSH, D. et al. Long-term exposure to arsenic affects head kidney and impairs humoral immune responses of *Clarias batrachus*. **Aquatic Toxicology**, v. 81, n. 1, p. 79-89, 2007.

GUPTA, N. et al. Trace elements in soil-vegetables interface: translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration-a review. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 2927-2942, 2019.

HASHIM, M. A. et al. Arsenic removal by adsorption on activated carbon in a rotating packed bed. **Journal of Water Process Engineering**, v. 30, p. 100591, 2019.

HOPE, B. K. An examination of ecological risk assessment and management practices. **Environment International**, v. 32, n. 8, p. 983-995, 2006.

HUGHES, M. F. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. **Toxicology Letters**, v. 133, n. 1, p. 1-16, 2002.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Informações do Estado do Amapá. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=ap>>. Acesso em: 20 jun. 2021.

IKEM, A.; EGIEBOR, N. O. Assessment of trace elements in canned fishes (mackerel, tuna, salmon, sardines and herrings) marketed in Georgia and Alabama (United States of America). **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 18, n. 8, p. 771-787, 2005.

IZZO, C.; DOUBLEDAY, Z. A.; GILLANDERS, B. M. Where do elements bind within the otoliths of fish?. **Marine and Freshwater Research**, v. 67, n. 7, p. 1072-1076, 2016.

JESUS, I. S. et al. Genotoxicity effects in freshwater fish from a Brazilian impacted river. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 96, n. 4, p. 490-495, 2016.

JEZIERSKA, B.; ŁUGOWSKA, K.; WITESKA, M. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 35, n. 4, p. 625-640, 2009.

JIANG, Z. et al. Metal concentrations and risk assessment in water, sediment and economic fish species with various habitat preferences and trophic guilds from Lake Caizi, Southeast China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 157, p. 1-8, 2018.

KAUR, R.; DUA, A. Fish scales as indicators of wastewater toxicity from an international water channel Tung Dhab drain. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 5, p. 2729-2740, 2012.

KUMAR, S. et al. Hazardous heavy metals contamination of vegetables and food chain: Role of sustainable remediation approaches-A review. **Environmental Research**, v. 179, p. 108792, 2019.

LACERDA, L. D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.

LATINI, A. O. et al. Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil. Brasília: MMA, 2016. 791p. (Série Biodiversidade, 39).

LEMOS, C. T. et al. Water genotoxicity evaluation using micronucleus assay in fish erythrocytes. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 66, n. 3, p. 391-401, 2007.

LI, J. et al. Metal-organic framework-based materials: superior adsorbents for the capture of toxic and radioactive metal ions. **Chemical Society Reviews**, v. 47, n. 7, p. 2322-2356, 2018.

LIAO, C. M. et al. Organ-specific toxicokinetics and dose-response of arsenic in tilapia *Oreochromis mossambicus*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 47, n. 4, p. 502-510, 2004.

LIMA, D. P. de et al. Contaminação por metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. **Acta Amazonica**, p. 405-414, 2015.

LIMA, L. B. D. et al. Use of biomarkers to evaluate the ecological risk of xenobiotics associated with agriculture. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 611-624, 2018.

LIMBURG, K. E. et al. In search of the dead zone: use of otoliths for tracking fish exposure to hypoxia. **Journal of Marine Systems**, v. 141, p. 167-178, 2015.

LINS, J. A. P. N. et al. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica Ciência Animal**, v. 8, n. 4, p. 469-484, 2010.

ŁUSZCZEK-TROJNAR, E.; DRAĞ-KOZAK, E.; POPEK, W. Lead accumulation and elimination in tissues of *Prussian carp*, *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), after long-term dietary exposure, and depuration periods. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 5, p. 3122-3132, 2013.

MAURYA, P. K. et al. Bioaccumulation and potential sources of heavy metal contamination in fish species in River Ganga basin: Possible human health risks evaluation. **Toxicology Reports**, v. 6, p. 472-481, 2019.

MONDAL, P. et al. Remediation of inorganic arsenic in groundwater for safe water supply: a critical assessment of technological solutions. **Chemosphere**, v. 92, n. 2, p. 157-170, 2013.

MONNA, F. et al. Wild brown trout affected by historical mining in the Cévennes National Park, France. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 16, p. 6823-6830, 2011.

NASCIMENTO, E. S.; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos. In: **Cadernos de Referência Ambiental**, 2001.

NAVAS-ACIEN, A. et al. Arsenic exposure and prevalence of type 2 diabetes in US adults. **Jama**, v. 300, n. 7, p. 814-822, 2008.

OLIVARES-RUBIO, H. F.; VEGA-LÓPEZ, A. Fatty acid metabolism in fish species as a biomarker for environmental monitoring. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 297-312, 2016.

OLIVEIRA, T. M. **Influência da atividade humana nos ecossistemas aquáticos: uma análise cienciométrica e um estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Sociedade), Universidade Estadual de Goiás, MORRINHOS, 2020.

PALANIAPPAN, P. R.; KARTHIKEYAN, S. Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and wholebody tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions with nickel. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, n. 2, p. 229-236, 2009.

PINAYA, W. H. D. et al. Multispecies fisheries in the lower Amazon River and its relationship with the regional and global climate variability. **Plos One**, v. 11, n. 6, p. e0157050, 2016.

PROVAM-Programa de Estudos e Pesquisas nos Vales Amazônicos. **Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia**, 1990. IBGE.

RAINBOW, P. S. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. **Environment International**, v. 33, n. 4, p. 576-582, 2007.

RANALDI, M. M.; GAGNON, M. M. Trace metal incorporation in otoliths of pink snapper (*Pagrus auratus*) as an environmental monitor. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 152, n. 3, p. 248-255, 2010.

RÉGNIER, T. et al. Otolith chemistry reveals seamount fidelity in a deepwater fish. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 121, p. 183-189, 2017.

RIBEIRO, C. O. et al. Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. **Aquatic Toxicology**, v. 74, n. 1, p. 53-69, 2005.

RINGUELET, R. A. et al. Los peces argentinos de água dulce. 1967.

RIOU, A. et al. The usefulness of otolith chemistry to determine the life history of the honeycomb grouper around Reunion Island (SW Indian Ocean). **Fisheries Research**, v. 179, p. 104-114, 2016.

ROCHA, J. C. et al. A reprodução da pescada-branca *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840). (Perciformes: Sciaenidae) no reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí (Pará-Brasil). **Boletim Técnico-Científico do Cepnor**, v. 6, n. 1, p. 49-60, 2006.

RUSHINADHA R. K.; SREEDHAR, U.; SREERAMULU, K. Spatial variation of heavy metal accumulation in coastal sea water, east coast of Andhra Pradesh. **International Journal of Applied Research**, v. 2, n.12, p. 394-399, 2016.

SÁ, R. J. da S. de et al. Indicadores biológicos de qualidade da água e as mudanças climáticas. **Multidisciplinary Reviews**, v. 2, p. 2019006 - 2019006, 2019.

SANTANA, C. A. et al. Laser-induced fluorescence in fish scales to evaluate the environmental integrity of ecosystems. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, v. 165, p. 80-86, 2016.

SANTOS, E. S. DOS; CUNHA, A. C. da; CUNHA, H. F. A. Hydroelectric power plant in the Amazon and socioeconomic impacts on fishermen in Ferreira Gomes county-Amapá State1. **Ambiente & Sociedade**, v. 20, p. 191-208, 2017.

SANTOS, E. S. et al. The impact of channel capture on estuarine hydro-morphodynamics and water quality in the Amazon delta. **Science of The Total Environment**, v. 624, p. 887-899, 2018.

SANTOS, E. S. **Modelagem hidrodinâmica e qualidade da água na foz do Rio Araguari-AP**. 2012. 108f. Tese de Doutorado (Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Tropical PPGBIO). Universidade Federal do Amapá. 2012.

SANTOS, E. S.; CUNHA, A. C. Análise de cenários hidrossedimentométricos para estimar taxas de assoreamento e vida útil do reservatório da UHE Cachoeira Caldeirão no Rio Araguari/AP-Brasil. **Biota Amazônia**, v. 5, n. 3, p. 88-97, 2015.

SANTOS, E. S.; CUNHA, A. C.; CUNHA, E. D. de S. Análise espaço-sazonal da qualidade da água na zona flúvio-marinha do Rio Araguari-Amazônia Oriental-Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 215-226, 2014.

SANTOS, N. C. L. et al. Uso de recursos alimentares por *Plagioscion squamosissimus*-piscívoro não-nativo no reservatório de Sobradinho-BA, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 40, n. 3, p. 397-408, 2014.

SCHULZ-MIRBACH, T. et al. Are accessory hearing structures linked to inner ear morphology? Insights from 3D orientation patterns of ciliary bundles in three cichlid species. **Frontiers in Zoology**, v. 11, n. 1, p. 25, 2014.

SELLESLAGH, J. et al. Can analysis of *Platichthys flesus* otoliths provide relevant data on historical metal pollution in estuaries? Experimental and in situ approaches. **Science of the Total Environment**, v. 557, p. 20-30, 2016.

SEVERINO, W. M. S.; SANTOS, E. S. dos; ALBUQUERQUE-CUNHA, Helenilza Ferreira. Hydropower plant in Eastern Amazon and its impacts on the local population's eating habits. **Revista Ambiente & Água**, v. 16, 2021.

SHOTYK, W. et al. Bioaccumulation of Tl in otoliths of Trout-perch (*Percopsis omiscomaycus*) from the Athabasca River, upstream and downstream of bitumen mining and upgrading. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 2559-2566, 2019.

SILVA, E. B. da; ALVES, C. S.; PORTILHO, J. C. dos S. Diagnóstico participativo de saneamento básico na comunidade rural do baixo Rio Araguari, Município de Ferreira Gomes-Amapá, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 6, n. 2, p. 17-23, 2016.

SILVA, G. C. X. da et al. Environmental impacts of dam reservoir filling in the east amazon. **Frontiers in Water**, v. 2, p. 11, 2020.

SILVA, L. M. A.; SILVA, S. L. F. A Atividade Pesqueira na Região Atlântica da Costa do Amapá: Município de Amapá, Pracuúba, Tatarugalzinho e Baixo Araguari. In: Salustiano Vilar da Costa Neto. Inventário Biológico das Áreas do Sucuriçu e Região dos Lagos no Estado do Amapá. Macapá: IEPA, 2006, p. 173-187.

SILVA, M. W.; ESTANISLAU, C. A. M. Concentração de mercúrio em peixes da Amazônia. **Associação Brasileira de Limnologia**, v. 41, n. 1, p. 08-14, 2015.

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

STERCKEMAN, T. et al. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. **Environmental Pollution**, v. 107, n. 3, p. 377-389, 2000.

STÝBLO, M. et al. The role of biomethylation in toxicity and carcinogenicity of arsenic: a research update. **Environmental Health Perspectives**, v. 110, n. 5, p. 767-771, 2002.

TABARAKI, R.; HEIDARIZADI, E. Simultaneous biosorption of Arsenic (III) and Arsenic (V): Application of multiple response optimizations. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 166, p. 35-41, 2018.

TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do recôncavo baiano. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 147-154, 1992.

VACLAVIKOVA, M. et al. Removal of arsenic from water streams: an overview of available techniques. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 10, n. 1, p. 89-95, 2008.

VIANA, L. F. et al. Bioaccumulation of metal in liver tissue of fish in response to water toxicity of the Araguari-Amazon River, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 12, p. 1-11, 2020.

VILARDI, G. et al. On the removal of hexavalent chromium by olive stones coated by iron-based nanoparticles: Equilibrium study and chromium recovery. **Journal of Cleaner Production**, v. 190, p. 200-210, 2018.

WANG, X. et al. Effect of graphene oxide surface modification on the elimination of Co (II) from aqueous solutions. **Chemical Engineering Journal**, v. 344, p. 380-390, 2018.

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

WU, Y. et al. Environmental remediation of heavy metal ions by novel-nanomaterials: a review. **Environmental Pollution**, p.608-620, 2019.

YADAV, K. K. et al. GIS-based evaluation of groundwater geochemistry and statistical determination of the fate of contaminants in shallow aquifers from different functional areas of Agra city, India: levels and spatial distributions. **The Royal Society of Chemistry Advances**, v. 8, n. 29, p. 15876-15889, 2018.

YAMAMOTO, F. Y. et al. Bioavailability of pollutants sets risk of exposure to biota and human population in reservoirs from Iguaçu River (Southern Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 18, p. 18111-18128, 2016.

YANG, Q. et al. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: pollution and risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 642, p. 690-700, 2018.

YIN, L. et al. Rationally designed core-shell and yolk-shell magnetic titanate nanosheets for efficient U (VI) adsorption performance. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 725-738, 2018.

YIN, R. et al. Mercury isotope variations between bioavailable mercury fractions and total mercury in mercury contaminated soil in Wanshan Mercury Mine, SW China. **Chemical Geology**, v. 336, p. 80-86, 2013.

YU, S. et al. Rational design of carbonaceous nanofiber/Ni-Al layered double hydroxide nanocomposites for high-efficiency removal of heavy metals from aqueous solutions. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1-11, 2018.

ZENI, J. O. et al. How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 29, n. 8, p. 1238-1252, 2019.

ZHANG, C. et al. Synthesis of ordered mesoporous carbonaceous materials and their highly efficient capture of uranium from solutions. **Science China Chemistry**, v. 61, n. 3, p. 281-293, 2018.

ZHOU, Q. et al. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. **Analytica Chimica Acta**, v. 606, n. 2, p. 135-150, 2008.

3 HIPÓTESES

- A composição da cobertura vegetal do entorno da área de estudo está interferindo na qualidade da água do baixo e médio Rio Araguari.
- As águas do médio e baixo Rio Araguari possuem contaminantes inorgânicos.
- A espécie de peixes *P. squamosissimus* no médio e baixo curso do Rio Araguari está bioacumulando contaminantes inorgânicos.
- Contaminantes inorgânicos representa risco para a biota aquática e para a saúde humana, pelo consumo do tecido muscular da espécie de peixes *P. squamosissimus* no médio e baixo Rio Araguari.
- Há presença de contaminantes inorgânicos em otólitos de *P. squamosissimus*, demonstrando contaminação na espécie no médio e baixo rio Araguari.

4 OBJETIVOS

4.1 Geral

Avaliar a composição da cobertura vegetal e elevação da área no entorno dos pontos no médio e no baixo curso do Rio Araguari e se interfere na qualidade da água, além de quantificar a concentração de contaminantes inorgânicos (As, Cd e Hg) na água, no músculo e detectá-los em otólitos na espécie de peixes *P. squamosissimus*.

4.2 Específicos

- Avaliar a composição da cobertura vegetal no entorno dos pontos selecionados, analisando um raio de 2 km, no médio e no baixo curso do Rio Araguari e se interfere na qualidade da água.
- Quantificar As, Cd e Hg na água e no músculo na espécie de peixes *P. squamosissimus* no médio e baixo curso do Rio Araguari.
- Calcular o fator de bioacumulação de contaminantes inorgânicos, avaliação de risco para a biota aquática e na saúde humana.
- Detectar a presença de As, Cd e Hg em otólitos de *P. squamosissimus* com a técnica de LIBS.
- Comparar as intensidades de As, Cd e Hg em otólitos de *P. squamosissimus* entre médio e baixo Rio Araguari.

5 CAPÍTULO I. Landscape composition, inorganic contaminants in water and muscle tissue of *Plagioscion squamosissimus* in the Araguari River (Amazon, Brazil)

Marcia da Silva Costa¹, Lucilene Finoto Viana², Claudia Andrea Lima Cardoso³, Eísla Delaine Gonar Silva Isacksson⁴, Jadna Costa Silva⁵, Alexandro Cézar Florentino^{2*}

¹Graduate Program in Environmental Sciences, Federal University of Amapá, (UNIFAP), Rod. Juscelino Kubitschek, km 02 - Jardim Marco Zero, 68903-419 Macapá, AP, Brazil.

²Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental (CTA) Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), Rod. Dourados Itahum km 12, Dourados, MS, Brasil, Caixa Postal: 79804-970

³Graduate Program in Natural Resources (PGRN), State University of Mato Grosso do Sul (UEMS), Rod. Dourados Itahum km 12, Caixa Postal 351, 79804-970 Dourados, MS, Brazil.

⁴Laboratório de Ictio e Genotoxicidade, Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), Rod. Juscelino Kubitschek, km 02 - Jardim Marco Zero, 68903-419 Macapá, AP, Brasil.

⁵Laboratório de Ictio e Genotoxicidade, Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), Rod. Juscelino Kubitschek, km 02 - Jardim Marco Zero, 68903-419 Macapá, AP, Brasil.

*Corresponding author: alexandrocezar@unifap.br, **phone:** (55) 96 3312-1742

ABSTRACT

The purpose of study was to characterize the composition of vegetation cover the and elevation of the area surrounding sampling sites on stretches of the middle and lower courses of the Araguari River and whether these interfere with water quality. The concentrations of arsenic (As), cadmium (Cd) and mercury (Hg) in the water were evaluated to determine the risks to the preservation of aquatic biota, together with the bioaccumulation of these inorganic contaminants in muscle tissue of the species *Plagioscion squamosissimus*, which could pose risks to human health due to its consumption, and the factor of inorganic contaminants bioaccumulation along stretches of the middle and lower Araguari River. Water samples and fish specimens were collected in the middle and lower Araguari River in 2019. These stretches of the Araguari River presented higher proportions of forest fragments and evident expansion of buffalo pastures. The study sections are influenced by the implementation of hydroelectric plants along the course of the middle Araguari River, affecting the presence of contaminants.. The concentrations of Cd and Hg in the water samples presented nonconformities in relation to Brazilian legislation and risk quotient values > 1 that indicate risks to the preservation of the aquatic biota. The concentrations of Cd in the muscle tissue of *P. squamosissimus* in the lower Araguari River presented values not compliant with Brazilian legislation, findings that indicate risks to human health due to the consumption of the species *P. squamosissimus*. Furthermore, the bioaccumulation factor indicated that

Hg is bioavailable in the water. The study shows that both the middle and lower courses of the Araguari River is experiencing water imbalances that are compromising aquatic life.

Keywords: Aquatic environment, Environmental contaminants, Toxicity, Fish

1. Introduction

The Amazonian aquatic ecosystems are increasingly fragile, mainly due to the conversion of native riparian forest by various anthropogenic activities, particularly the advances in agricultural frontiers and pastures that demand large areas, in addition to the establishment of mining companies, many of which are illegal (Zuccato et al., 2005; Santos; Vital, 2016; Viana et al., 2019). Changes in the landscape surrounding aquatic environments, as well as changes in the watershed drainage system (Mertzanis, Mertzanis, 2013) interfere with the biota and landscape ecology, causing changes in ecosystem services (Kimmerer, 2002), causing serious environmental disturbances, imbalances in limnological parameters and subsequent loss in local biodiversity (Marmontel, Rodrigues, 2015; Message et al., 2016). The creation of reservoirs by Hydroelectric Power Plants causes oscillations in the water level that modify the biogeochemical conditions of aquatic ecosystems, altering the acid-base characteristics and redox potential of sediments, in addition to the interaction of the microbial community. These changes can make it susceptible to the release or absorption of inorganic contaminants (Jonge et al., 2012; Nedrich et al., 2017). Damping leads to an increase in the area of flooded soil, with the flooded soil releasing contaminants into the water column, in addition to the sediments, when rewetted by the flood, becoming sources of inorganic contaminants for aquatic organisms (Snodgrass et al., 2000; Selch et al., 2007). Since contaminants linked to suspended or dissolved organic matter tend to be released into the water body as a result of increased decomposition of the flooded land (Hylander et al., 2005). Highlighting Hg, presents its increased bioavailability in reservoirs, due to the increase in Hg methylation, due to conditions of increased dissolved organic carbon and reduced dissolved oxygen concentration, which favor the addition of the methyl group to metallic mercury (Hylander et al., 2005; Huguet et al., 2010).

In this context, numerous aquatic environments have become the recipients of varying mixtures of toxic contaminants, mainly because their margins are unprotected due to the lack of riparian vegetation, itself due to human activity (Marmontel; Rodrigues, 2015). Many of the contaminants draining into water courses are types of potentially toxic inorganic contaminants, which form xenobiotic mixtures in the aquatic environment and later settle in sediments and bioaccumulate in fish tissue (Cherubin et al., 2016; Yi et al., 2017). Thus, the bioaccumulation of inorganic contaminants in fish is associated with the

environmental conditions to which these specimens are subjected, meaning that bioaccumulation is an important bioindicator of environmental quality (Sioen et al., 2017; Rajeshkumar and Li, 2018).

Among the impacts caused by the accumulation of inorganic contaminants in fish, genetic changes and reproductive interference can result in decreasing populations (Simonato et al., 2016; Viana et al., 2017). In addition, toxic inorganic contaminants can also reach the human body via the food chain, compromising human health through numerous forms, including neurological, carcinogenic, renal, cutaneous, pulmonary, cardiovascular, hepatocellular and intravascular damage, as well as hypertension, melanosis and peripheral gastrointestinal bleeding (Shah et al., 2012; Genthe et al., 2018).

The hydrographic basin of the Araguari River, which forms part of the Amazon biome, has been suffering serious anthropogenic pressures resulting from numerous economic activities, including mining, energy production, wood exploration, and the expansion of buffalo ranching (Bárbara et al., 2010; Santos; Cunha; Cunha, 2014), in which native forest is converted to extensive areas destined for pastures. The Araguari River is composed of a vast ichthyofauna that is a source of livelihood for riverside and indigenous communities in the region, while the water is used for several purposes, especially energy production, navigation, animal husbandry and domestic use (Viana et al., 2020). For many families of riverside dwellers, it is their only source of drinking water. In addition to these factors, fishing activity is of high economic relevance in the Amapá region (Santos; Cunha; Cunha, 2014. Severino et al., 2021). Assessment of the water quality of the Araguari River and the bioaccumulation of inorganic contaminants in the muscle tissue of the fish species *Plagioscion squamosissimus* are essential to predict risks to human health, because of the high consumption of this fish in the Amazon region (Begossi et al., 2019).

Considering that arsenic (As), cadmium (Cd) and mercury (Hg) are considered toxic contaminants to aquatic life and human health, with great potential for causing genotoxic, neurotoxic, mutagenic and carcinogenic damage (Shah et al., 2012 ; Genthe et al., 2018; Viana et al., 2020). In addition, contamination by these compounds is widely associated with the presence of mineral extraction industries, as a result of the use of Hg for gold amalgamation (Santos et al., 2003; Salazar-Camacho, 2017; Mello et al. , 2020), use of Cd with reagent for the extraction of Zinc, Lead and Copper (Júnior, 2013; Huang

et al., 2021) and by the affinity of As with ores such as Manganese and Iron (Scarpelli, 2003; Monteiro, 2003; Santos; et al., 2003, Ferreira et al., 2019). Thus, the purpose of this study was to characterize the composition of vegetation cover and the elevation of the area around the study sites in stretches of the middle and lower courses of the Araguari River and ascertain whether these interfere with water quality, to quantify concentrations of arsenic (As), cadmium (Cd) and mercury (Hg) in the water to determine the risks for aquatic biota preservation in the middle and lower Araguari River, to evaluate the bioaccumulation of As, Cd and Hg in the muscle tissue of the species *P. squamosissimus* and determine the risks to human health due to its wide consumption, and to calculate the bioaccumulation factor.

2. Material and methods

2.1. Study area

The Araguari River is considered the largest in the State of Amapá. It is about 617 km in length (Cunha et al., 2011), and the headwaters emerge in a conservation unit – Tumucumaque Mountains National Park – in the northwestern region of the river basin (Cunha et al., 2011). The main channel of the Araguari River basin is subdivided into upper, middle and lower courses. The area studied it was designated by the authors as the middle and lower courses of the Araguari River. The main water body was selected for the study because it is where local fishermen catch important fish traded in the region. The middle course is located above the Ferreira Gomes hydroelectric plant, while the lower course encompasses the municipality of Ferreira Gomes and the river mouth (Eletronorte, 1999), which is subject to the influence of Atlantic Ocean tides (Eletronorte, 1999). Along these stretches of the Araguari River, two sites were sampled and specimens *Plagioscion squamosissimus*, top predator (Lins et al., 2010) and of great commercial importance in the Amazon region (Pinaya et al., 2016), were taken in each, between March and June 2019 (Fig. 7).

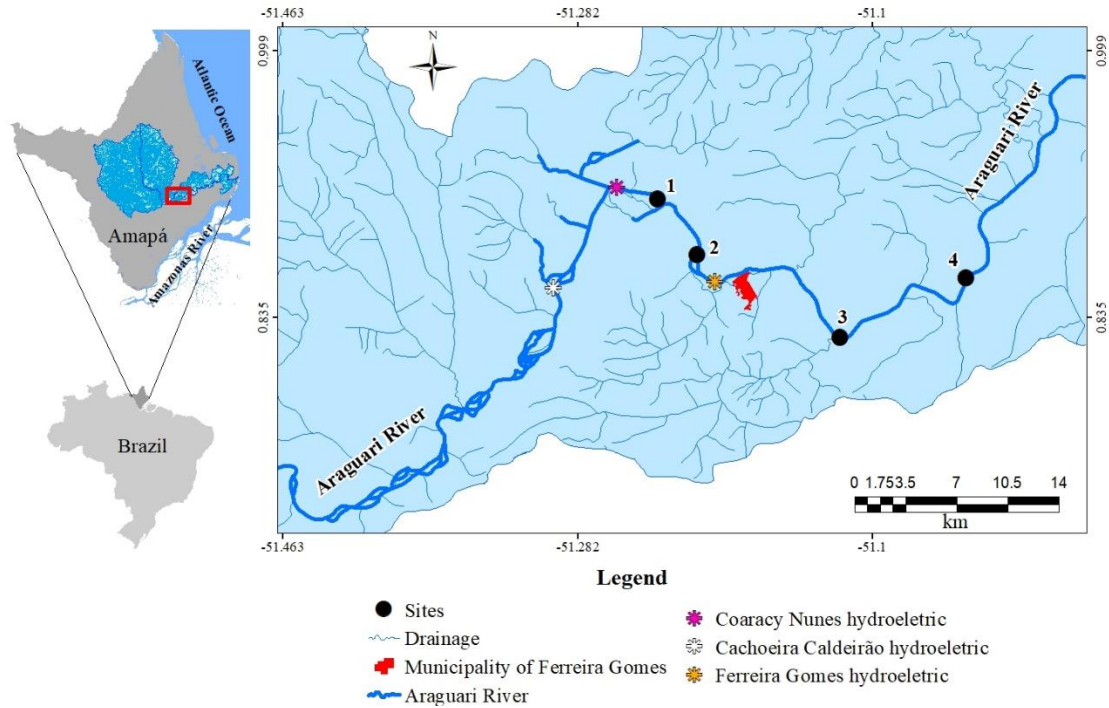


Fig. 7. Location of sampling sites in the middle (1 and 2) and lower (3 and 4), Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.

2.1. Land use and cover

Land use and cover surrounding the sampling sites along the middle and lower Araguari River were determined by unsupervised classification, which was carried out with a geographic information system (GIS), using Sentinel-2 images at a resolution of 10 m. The study area limits were determined by a 2 km radius buffer around each sampling site, to assess changes in land use near the Araguari River and observe their impact on water quality. The land uses were classified as follows: flooded area, rocky area, water body, buildings, road, forest fragment, pasture, fish farming, sandy soil, exposed soil, and undergrowth, according to IBGE (2013). To interpret the Sentinel-2 images, the unsupervised classification used was based on classification tools provided by the program, and the areas and percentages for each class within the buffers were calculated. All data were processed in ArcGis®.

2.2. Collection and analysis of water samples and fish specimens

Water was collected to analyze for As, Cd and Hg using 50 mL samples, following the method described by Olmedo et al. (2013). At the same sites and during the same period that the water samples were collected, specimens of the species *P. squamosissimus* (South American silver croaker) were also caught. The fish were collected during the day and at night with the aid of drift nets, using a mesh ranging from 1.5 to 8.0 cm between adjacent knots, and hand-cast nets. Immediately following collection, the fish were immersed in cold water *in situ* to reduce their activity. Next, the specimens were taken to the laboratory and frozen for a maximum period of 30 days until further analysis. Part of the muscle tissue was separated between the dorsal fin and the end of the caudal peduncle. Muscle tissue samples of 1 g were analyzed for As, Cd and Hg using the method described by Olmedo et al. (2013). The project was approved by the Animal Ethics Committee (CEUA) of the Federal University of Amapá (UNIFAP), under protocol no. 017/2019, and licensed by ICMBio (SISBIO 63366-1).

2.3. Instruments

To determine the presence of As, Cd and Hg in the muscle tissue and water samples, a hydride generator coupled with inductively coupled plasma optical emission spectrometry (Varian model AA 240FS) was used following the method of Olmedo et al. (2013). The concentrations verified for Cd and Hg in water samples from the lower course of the Araguari River were used according to the results obtained in the published article by Viana et al. (2020).

2.4. Risk assessment for the preservation of aquatic biota

The risk quotient (RQ) was calculated using the value of each inorganic contaminants quantified in the water from the sites analyzed in the Araguari River, divided by the value stipulated in Brazilian legislation for Class II fresh water, CONAMA 357/2005 (Conselho Nacional do Meio Ambiente – National Council for the Environment). When the value is > 1 , it indicates possible risks to the preservation of aquatic biota (Godoy et al., 2015). The risk index (RI) for the preservation of aquatic biota was also calculated, using the sum of the RQ values obtained for each individual inorganic

contaminants, where high RI values > 1 increase the level of concern for risks to aquatic life (Evans et al., 2015; Gustavsson et al., 2017).

2.5. Preliminary risk assessment to human health from fish consumption

For preliminary assessment of the risk to human health, the concentrations of inorganic contaminants quantified in the muscle tissue of *P. squamosissimus* were used, divided by the values considered safe according to Brazilian Health Regulatory Agency legislation (ANVISA, 2013). When the calculated value of RQ is < 1 , it is unlikely that adverse health effects will occur. However, when this value is > 1 , the possibility of adverse effects on human health is established (USEPA, 2000; Ullah et al., 2017; Varol et al., 2017). The risk index (RI) was also determined from the sum of the RQ of each individual inorganic contaminants. A high RI of > 1 increases the level of concern for risks to human health.

2.6. Bioaccumulation factor

The bioaccumulation factor (BAF) was calculated as the concentration of bioaccumulated contaminants in the muscle tissue of *P. squamosissimus* divided by the inorganic contaminant concentration quantified in water samples from the middle and lower Araguari River (Viana et al., 2020). A result of BAF > 100 indicates greater availability of inorganic contaminants in the water, thus offering greater risk and potential bioaccumulation of these elements in fish tissue (Wang et al., 2017; Ahmed et al., 2019).

3. Results

3.1. Land use and coverage

Regarding land use and cover in the middle Araguari River, the largest proportion of the area of site 1 was forest fragments (37.15%), followed by water bodies (29.10%), pasture (24.50%) and rocky areas (9.16%). Site 2 presented greater occupation by water bodies (39.63%), followed by forest fragments (27.21%), pasture (11.06%) and exposed soil (3.67%). In the lower Araguari River, the largest proportion of the area of site 3 was forest fragments (47.84%), followed by pasture areas (27.21%), flooded areas (11.06%)

and buildings (09.73%). Site 4 presented greater occupation by forest fragments (63.84%), water bodies (18.42%), pasture (12.41%) and flooded areas (5.22%) (Fig. 8).

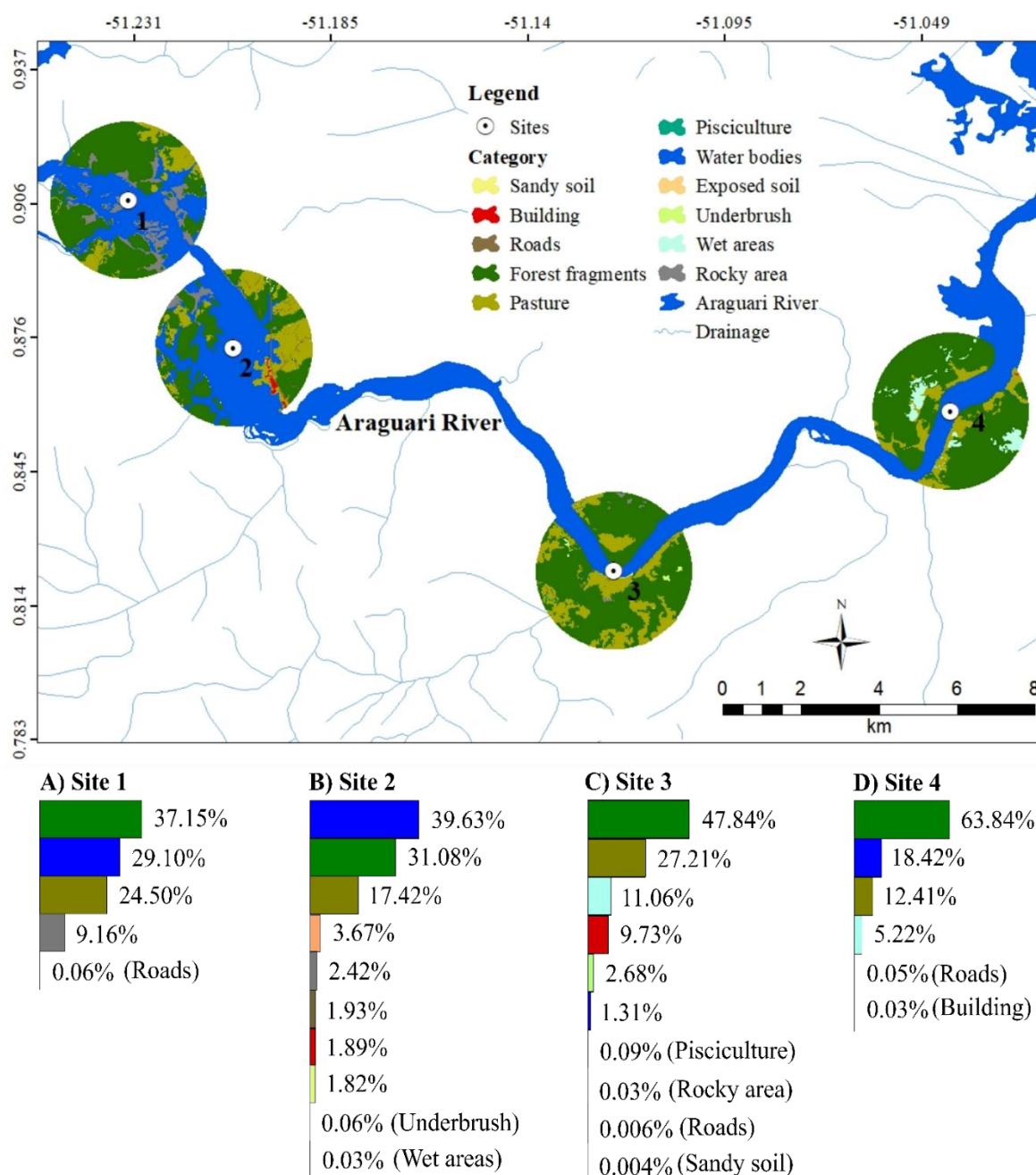


Fig. 8. Land use and cover surrounding the sampling sites in the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.

3.2. Inorganic contaminants concentrations in water sample

The concentrations of Cd and Hg in the water samples in the middle and lower Araguari River presented values above that considered safe for aquatic life, according to CONAMA legislation (357/2005) for Class II fresh water (Table 1).

Table 1

Inorganic contaminants concentrations in the water (mean $\pm$ SD, in mg L⁻¹) from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.

		Inorganic contaminants		
Araguari River	Sites	As	Cd	Hg
Middle	Site 1	0.0100 $\pm$ 0.0000	0.0050 $\pm$ 0.0000*	0.0006 $\pm$ 0.0000*
	Site 2	0.0100 $\pm$ 0.0000	0.0050 $\pm$ 0.0000*	0.0005 $\pm$ 0.0000*
Lower	Site 3	ND	0.0090 $\pm$ 0.0000*	0.0085 $\pm$ 0.0007*
	Site 4	ND	0.0088 $\pm$ 0.0005*	0.0078 $\pm$ 0.0005*
Reference values	CONAMA 357/2005	0.01	0.001	0.0002

*Values above the legal limit, according to CONAMA resolution 357/2005 for Class II water. ND, not detected.

3.3. Risk assessment for the preservation of aquatic biota

The RQ values for Cd and Hg in water samples from the middle and lower Araguari River were > 1 , indicating a risk to the preservation of aquatic biota (Fig. 9A). The value for As was < 1 indicating low or no risk to aquatic life (Fig. 9A). When the RI was evaluated, that is, the combination of inorganic contaminant in the water samples in the middle and lower Araguari River, it indicated potential risks and damage to aquatic organisms, especially in the lower course of the Araguari River, with values around 50 (Fig. 9B).

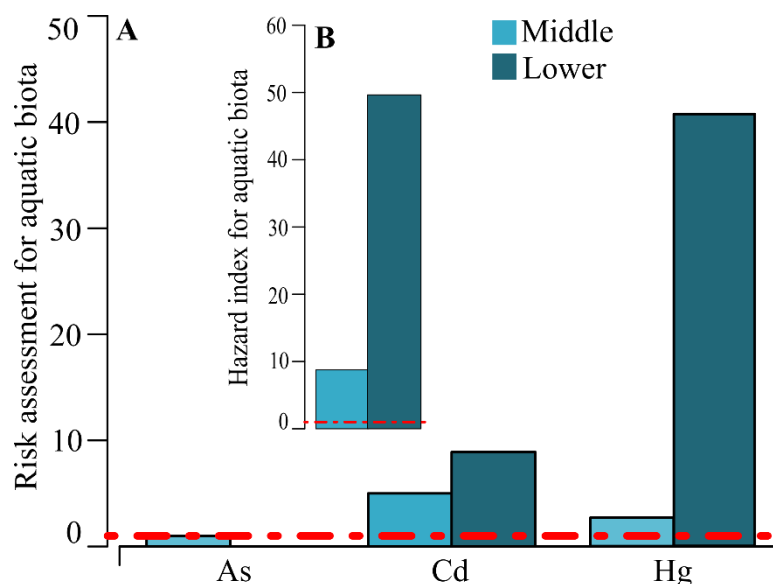


Fig. 9. Risk quotient (RQ): (A) for individual inorganic contaminants and risk index (RI); (B) for the sum of individual RQs of the mean concentrations of inorganic contaminant present in water from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Brazil. RQ/RI above the red dotted line represents values > 1 and, consequently, risks to aquatic biota.

3.4. Fish specimen characteristics and biometric data

Twenty-seven specimens of *P. squamosissimus* were collected from the middle and twenty-five lower stretches of the Araguari River, a species with carnivorous, pelagic feeding habits that is of great commercial interest in the Amazon region (Table 2).

Table 2

The length (cm), weight (g) (mean $\pm$ SD) and feeding behavior of fish specimens collected from sampling sites along the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.

Sites	N	<i>P. squamosissimus</i>	
		Standard length (cm)	Total weight (kg)
Middle	27	25.5074 $\pm$ 4.8620	2.9579 $\pm$ 1.2710
Lower	25	19.4360 $\pm$ 5.4084	1.5406 $\pm$ 2.1433

3.5. Inorganic contaminant concentrations in fish tissue samples

Cd concentrations in the muscle tissue of *P. squamosissimus* from the lower Araguari River presented values not compliant with current Brazilian legislation (ANVISA, 2013) (Fig. 10B). In contrast, the concentrations of As and Hg in the muscle tissue of *P. squamosissimus* from both stretches of the Araguari River presented values in accordance with Brazilian legislation (Fig. 10C).

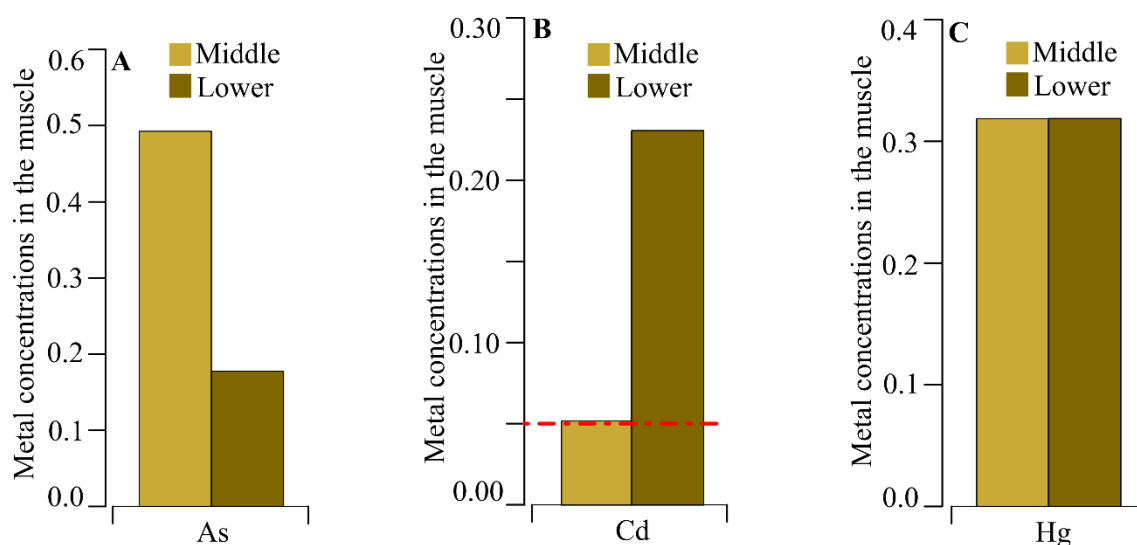


Fig. 10. Concentration of inorganic contaminant ($\mu\text{g g}^{-1}$) in muscle tissue of *P. squamosissimus* from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil. Red line (dotted) above the maximum limit according to Brazilian legislation

3.6. Preliminary assessment of risk to human health from fish consumption

In the middle stretch of the Araguari River, As, Cd and Hg showed a QR value < 1 indicating that there is little or no risk to human health (Fig. 11A). However, in the lower Araguari River, Cd showed a QR value > 1 in the muscle tissue of *P. squamosissimus*, indicating a risk to human health from the consumption of this fish species (Fig. 11A), while the QR for As and Hg was < 1 (Fig. 11A). The risk index showed values > 1 , both in the middle and lower stretches of the Araguari River, indicating potential risks of the combined inorganic contaminants in the fish tissue for human health, especially in the lower Araguari River, which presented a value five times the legal limit (Fig. 11B).

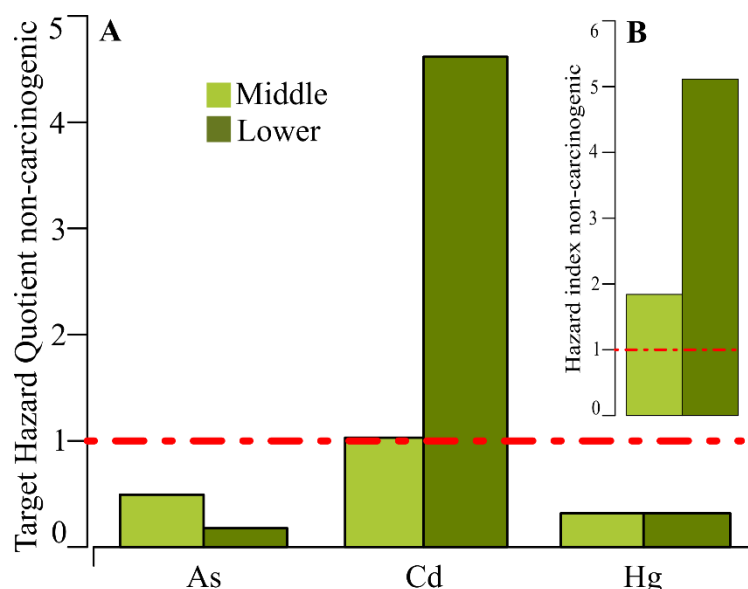


Fig. 11. Preliminary assessment of risk to human health related to consumption of *P. squamosissimus* collected from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil. RQs (A) and RIs (B) above the red dotted line represent a risk to human health (RQs/RIs > 1).

3.7. Bioaccumulation factor

Hg had a bioaccumulation factor value above 100 in the middle Araguari River, suggesting that this element is bioavailable in the water. As and Cd showed values below 100 in both the middle and lower Araguari River (Fig. 12).

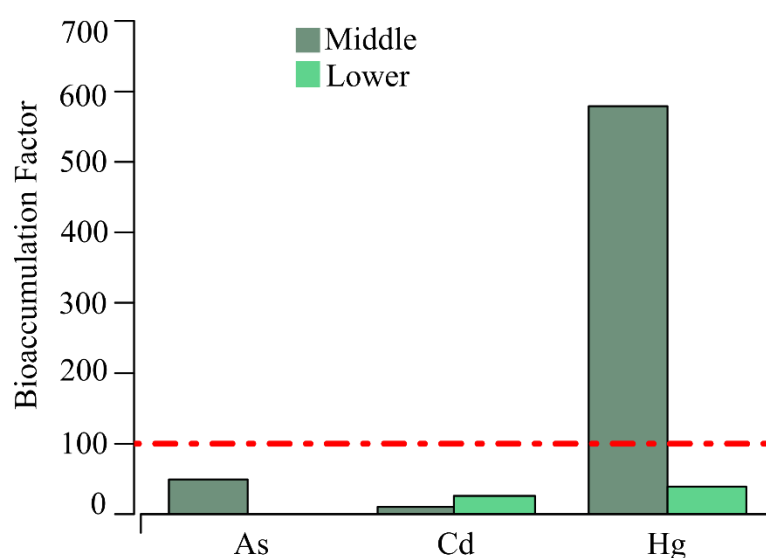


Fig. 12. Bioaccumulation factor (BAF) of inorganic contaminant in muscle tissue of *P. squamosissimus* collected from the middle and lower Araguari River, in the State of Amapá, Amazon, Brazil.

4. Discussion

In the middle and lower stretches of the Araguari River, forest fragments constituted the largest area in the buffers surrounding the sampling sites, in addition to extensive pasture areas. Among its multiple functions, the riparian forest controls the physical-chemical parameters of the water, acting as a physical barrier in the retention of contaminants and sediments, while also preventing erosion on the margins of water bodies (Tambosi et al., 2015; Metzger et al., 2019). The greater the proportion of plants surrounding aquatic environments, the better the environmental conditions are for aquatic life (Pinto; Roma; Balieiro, 2012). Another factor that can interfere with the water quality of the Araguari River refers to the implementation of dams, which can change the morphology of the rivers, as they reduce the flow of sediments and water (Vörösmarty et al., 2003; Dai et al., 2008; Latrubesse et al., 2017), modify the hydrological regimes, the time and duration of the flows and, as a consequence, the ecological integrity (Magilligan; Nislow, 2005). Both the middle and lower courses of the Araguari River presented concentrations of Cd and Hg in the water samples above that considered safe for aquatic life, according to CONAMA legislation 357/2005 for Class II freshwater. Since Cd and Hg have potential toxicity even at low concentrations, they can cause serious damage to the health of aquatic and human biota (Ullah et al., 2017). Cd is related to liver, mutagenic, carcinogenic, respiratory and gastrointestinal disorders (Bhutiani et al., 2016; Viana et al., 2020). One possible source of Cd release in the waters of the Araguari River is the process of rock weathering, precisely because in the highest region of the basin there are several rocky areas. This weathering can be facilitated by the low pH of the water, thus facilitating the release of inorganic contaminant contained in rocks (Silva et al., 2013; Viana et al., 2020). However, even though it is a natural process, it presents signs of health risks to the aquatic biota, interfering with the physiological processes of organisms and because it is a bioaccumulative metal (Ullah et al., 2017). The greater part of the evidence of Cd concentrations in the lower Araguari River could be related to the influence of urban and household waste on this stretch of the Araguari River, as well as several riverside communities that inhabit the banks of the watershed. Hg

damage is mainly linked to problems in the central nervous system, cardiovascular, kidney and liver disease, and to visual impairment (Authman et al., 2015; Beckers; Rinklebe, 2017). The concentrations of Hg in the waters of the Araguari River could be related to the ore extraction in this region, often irregular or illegal, in which metallic Hg is used in gold extraction and cleaning processes, causing serious issues related to the safety of aquatic and human life (Salazar-Camacho, 2017; Mello et al., 2020).

The Cd and Hg concentrations in the water samples from the middle and lower Araguari River also indicated risks to the preservation of aquatic biota. It is important to highlight that these are highly toxic elements due to their potential for bioaccumulation in aquatic organisms. The combination of all three elements quantified in the water samples from the middle and lower Araguari River also indicated serious risks to aquatic life, especially in the lower portion of the basin, considering that these elements are of global concern due to their high mutagenicity, neurotoxicity and carcinogenicity (Yimah et al., 2018). It is worth emphasizing that good water quality conditions are one of the predominant factors for the maintenance of aquatic biota, especially for fish (Flores-Lopes et al., 2010; Viana et al., 2017).

Regarding the quantification of inorganic contaminant in the muscle tissue of *P. squamosissimus*, Cd exceeded the limits considered safe for human consumption, according to current Brazilian legislation (ANVISA, 2013). The bioaccumulation of Cd in fish can lead to serious damage to their health in relation to growth, fertility and reproduction, together with problems related to interference in physiological processes and cell division, resulting in serious genomic damage, which can lead to loss of local biodiversity (Wang et al., 2018; Araújo et al., 2019; Hussain et al., 2019). In humans, Cd can interfere with the functioning of the liver, skeleton, kidneys, lungs, ovaries and bones (Behbahani et al., 2013; Zeinali et al., 2019). Contamination by potentially inorganic contaminant in Amazonian aquatic environments, especially in fish, is well documented in the literature. Montes et al. (2020) identified high concentrations of Cd in the species *Serrasalmus rombeus*. Albuquerque et al. (2020) reported As, Cd and Hg concentrations in samples of several species of fish of commercial interest: *Pterygoplichthys pardalis*, *Pygocentrus nattereri*, *Arapaima* sp, *Pseudoplatystoma fasciatum* and *Cichla ocellaris*. Silva and Lima (2020) also reported Hg concentrations in several fish species, such as *Hoplerethrinus unitaeniatus*, *Hoplosternum littoral*, *Hoplias malabaricus*, *Pellona castelnaeana*, *Prochilodus nigricans*, *Leporinus trifasciatus*, *Metynnis hypsauchen* and

Pterygoplichthys pardalis. Viana et al. (2020) also quantified high concentrations of Cd in the liver of *P. squamosissimus*, specifically in the lower course of the Araguari River, reporting serious health problems for native fish species of great commercial interest in the Amazon region. Hacon et al. (2020) highlighted Hg concentrations in carnivorous fish species in the Araguari River, indicating risks to human health. Thus, our data corroborate the literature, since we also identified concentrations of potentially toxic elements in the muscle tissue of a species of native fish that is highly appreciated and consumed as a source of protein in the Amazon region.

In the stretch of the lower Araguari River, the concentrations of Cd in the muscle tissue of *P. squamosissimus* indicated a risk for human health regarding its consumption, which could cause serious food poisoning. The combination of the three elements bioaccumulated in the muscle tissue of *P. squamosissimus* indicated risks for consumption, forming a mix of contaminants, both in the middle and lower Araguari River. These elements together increase toxicity to both fish and human health via the food chain (Kortei et al., 2020). The bioaccumulation factor indicated that Hg was bioavailable in the water, with a value above 100, suggesting damage to aquatic biota, in addition to health problems in riverine and indigenous communities in the region, who depend on this resource for their livelihood, as well as its consumption for breeding animals (Dehghani et al., 2018). Potentially toxic contaminants that are bioavailable in Amazonian aquatic ecosystems, like Hg, can lead to the extinction of native fish species that are more sensitive to environmental disturbances, leaving only the most tolerant species, that is, those that show ecological resilience to anthropogenic pressures. This is mainly because numerous contaminants interfere in the cell division process of fish species, compromising their genetic material, resulting in genomic or mutagenic damage that leads to genetic erosion (Viana et al., 2020).

5. Conclusions

The middle and lower courses of the Araguari River showed higher proportions of forest fragments and evident expansion of buffalo pastures, and in the middle Araguari River it also has the interference in the water quality of three hydroelectric plants. The concentrations of Cd and Hg in the water samples in the middle and lower Araguari River showed nonconformities with current Brazilian legislation, in addition to indicating risks

to the preservation of the aquatic biota. When evaluating the risk index based on the combined values of all three inorganic contaminants in the water samples, this also indicated risks to the preservation of the aquatic biota. The concentrations of Cd in the muscle tissue of *P. squamosissimus* in the lower Araguari River showed a value not compliant with Brazilian legislation, and indicated risks in relation to the consumption of this species in the human diet, since it could lead to food poisoning. When considering the combination of all three bioaccumulated inorganic contaminants in the tissue of *P. squamosissimus*, this further indicated risks to human health through its consumption. The bioaccumulation factor indicated that Hg is bioavailable in the water, facilitating its bioaccumulation and contamination in the aquatic biota. Thus, both the middle and lower Araguari River are going through processes of environmental imbalances and water stress, requiring mitigation and recovery projects aimed at the conservation of native aquatic life.

Acknowledgements

The authors are grateful to the Fundação de Amparo à Pesquisa do Amapá (FAPEAP) [Amapá Research Support Foundation] (process number 250.203.129/2018). ICMBio (license 63366-1), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; process number 429400/2016-0 and 311975/2018-6), e National Academic Cooperation Program in the Amazon (PROCAD/AMAZÔNIA/CAPES; process no. 88881.200561/2018-01), and the Graduate Development Program (PDPG/Amazônia Legal/CAPES).

References

- Ahmed, A. S. S., Rahman, M., Sultana, S., Babu, S. M. O. F., Sarker, M. S. I., 2019. Bioaccumulation and heavy metal concentration in tissues of some commercial fishes from the Meghna River Estuary in Bangladesh and human health implications. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 436-447. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.035>
- Albuquerque, F. E. A., Minervino, A. H. H., Miranda, M., Herrero-Latorre, C., Júnior, R. A. B., Oliveira, F. L. C., Sucupira, M. C., Ortolani, E. L., López-Alonso, M., 2020. Toxic and essential trace element concentrations in fish species in the Lower Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 732, 1-40. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138983>

ANVISA, 2013. Agência Nacional de Vigilância Sanitária do Brasil. Portaria nº685, de 27 de agosto de 2013. <http://www.agricultura.gov.br> (Accessed in June 3, 2020)

Araújo, A. P. da C., Mesak, C., M., M. F., Freitas, I. N., Chagas, T. Q., Malafaia, G., 2019. Anti-cancer drugs in aquatic environment can cause cancer: insight about mutagenicity in tadpoles. *Science of the Total Environment*. 650, 2284-2293. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.373>

Authman, M. M., Zaki, M. S., Khallaf, E. A., Abbas, H. H., 2015. Use of fish as bioindicator of the effects of heavy metals pollution. *Journal of Aquaculture Research & Development*, 6, 1-13. <http://dx.doi.org/10.4172/2155-9546.100032>

Barbara, V. F.; Cunha, A. C.; Rodrigues, A. S. L. Siqueira, E. Q., 2010. Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP. *Revista Biociências (Taubaté)*, 16, 57-72.

Beckers, F., Rinklebe, J., 2017. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47, 693-794. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1326277>

Begossi, A., Salivonchyk, S. V., Hallwass, G., Hanazaki, N., Lopes, P. F. M., Silvano, R. A. M., Dumaresq, D., Pittock, J., 2018. Fish consumption on the Amazon: a review of biodiversity, hydropower and food security issues. *Brazilian Journal of Biology*, 79, 345-357. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.186572>

Behbahani, M., Bagheri, A., Amini, M. M., Sadeghi, O., Salarian, M., Najafi, F., Taghizadeh, M., 2013. Application of multiwalled carbon nanotubes modified by diphenylcarbazide for selective solid phase extraction of ultra traces Cd (II) in water samples and food products. *Food Chemistry*, 141, 48-53. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.03.011>

Bhutiani, R., Kulkarni, D. B., Khanna, D. R., Gautam, A., 2016. Water quality, pollution source apportionment and health risk assessment of heavy metals in groundwater of an industrial area in North India. *Exposure and Health*, 8, 3-18. <https://doi.org/10.1007/s12403-015-0178-2>

Bu, H., Meng, W., Zhang, Y., Wan, J., 2014. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, 41, 187-197. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.003>

Cherubin, M. R., Franco, A. L., Cerri, C. E., Karlen, D. L., Pavinato, P. S., Rodrigues, M., Davies, C. A., Cerri, C. C., 2016. Phosphorus pools responses to land-use change for sugarcane expansion in weathered Brazilian soils. *Geoderma*, 265, 27-38. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.017>

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Resolução n 357. Diário Oficial da União de 17 de Março de 2005.

[<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>]. (Accessed on June 2, 2020)

Cunha, A. C., Brito, D. C., Cunha, H. F. A., Schulz, H. E., 2011. Dam effect on stream reaeration evaluated with the Qual2kw model: Case study of the Araguari River, Amazon Region, Amapá State/Brazil. *Sustainable Water Management in the Tropics and Subtropics: and case studies in Brazil*, 2, 150-174.

Dai, S.B., Yang, S.L., Cai, A.M., 2008. Catena impacts of dams on the sediment flux of the Pearl River, southern China. *Catena*, 76, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.08.004>

Dehghani, M. H., Tajik, S., Panahi, A., Khezri, M., Zarei, A., Heidarinejad, Z., Yousefi, M., 2018. Adsorptive removal of noxious cadmium from aqueous solutions using poly urea-formaldehyde: a novel polymer adsorbent. *MethodsX*, 5, 1148-1155. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.09.010>

Eletronorte. Estudos de Inventário Hidrelétrico - Bacia Hidrográfica do rio Araguari no Estado do Amapá: Relatório Final. Macapá. 1999. <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-248/topico-287/1%20-%20AAI%20-%20Relat%C3%B3rio%20final.pdf>. (Accessed in Dec 10, 2020)

Evans, R. M., Scholze, M., Kortenkamp, A., 2015. Examining the feasibility of mixture risk assessment: A case study using a tiered approach with data of 67 pesticides from the Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (JMPR). *Food and Chemical Toxicology*, 84, 260-269. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2015.08.015>

Ferreira, G. A., de Assis, G. H. R., Cordeiro, J., Bernardes, C. D., Lage, M. A., Cordeiro, J. L., 2019. A presença de arsênio em atividades minerárias: uma análise cienciométrica. *Research, Society and Development*, 8, 9, 01-28. ISSN: 2525-3409.

Flores-Lopes, F.; Cetra, M.; Malabarba, L. R., 2010. Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. *Biota Neotropica*, 10, 183-193. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400024>

Genthe, B., Kapwata, T., Le Roux, W., Chamier, J., Wright, C. Y., 2018. The reach of human health risks associated with metals/metalloids in water and vegetables along a contaminated river catchment: South Africa and Mozambique. *Chemosphere*, 199, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.160>

Godoy, A. A., Kummrow, F., Pamplin, P. A. Z., 2015. Ecotoxicological evaluation of propranolol hydrochloride and losartan potassium to *Lemna minor* L. (1753) individually and in binary mixtures. *Ecotoxicology*, 24, 1112-1123. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1455-3>

Gonçalves Jr, A. C., 2013. Descontaminação e monitoramento de águas e solos na região amazônica utilizando materiais adsorventes alternativos, visando remoção de metais pesados tóxicos e pesticidas. *Inclusão Social*, 6, 2. Recuperado de <http://revista.ibict.br/inclusao/article/view/1747>

Gustavsson, M., Kreuger, J., Bundschuh, M., Backhaus, T., 2017. Pesticide mixtures in the Swedish streams: environmental risks, contributions of individual compounds and consequences of single-substance oriented risk mitigation. *Science of the Total Environment*, 598, 973-983. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.122>

Hacon, S. D. S., Oliveira-da-Costa, M., Gama, C. D. S., Ferreira, R., Basta, P. C., Schramm, A., Yokota, D., 2020. Mercury exposure through fish consumption in traditional communities in the Brazilian Northern amazon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 5269. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155269>

Huang, R., Pan, H., Zhou, M., Jin, J., Ju, Z., Ren, G., Shein, M., Zhou, P., Chen, X., 2021. Potential liver damage due to co-exposure to As, Cd, and Pb in mining areas: Association analysis and research trends from a Chinese perspective. *Environmental Research*, 201, 111598. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111598>

Huguet, L., Castelle, S., Schäfer, J., Blanc, G., Maury-Brachet, R., Reynouard, C., Jorand, F., 2010. Mercury methylation rates of biofilm and plankton microorganisms from a hydroelectric reservoir in French Guiana. *Science of The Total Environment*, 408, 1338-1348. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.058>

Hussain, B., Sultana, T., Sultana, S., Al-Ghanim, K. A., AlMisned, F., Mahboob, S., 2019. Influence of habitat degradation on the fatty acid profiles of fish, microalgae, and zoobenthos in a river ecosystem. *Process Safety and Environmental Protection*, 123, 24-32. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.12.024>

Hylander, L. D., Gröhn, J., Tropp, M., Vikström, A., Wolpher, H., e Silva, E. D. C., Meili, M., Oliveira, L. J., 2006. Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of environmental management*, 81, 2, 155-166. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.025>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2019. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ap/ferreira-gomes/panorama>. (Accessed on July 10, 2020)

Jonge, M.D., Teuchies, J., Meire, P., Blust, R., Bervoets, L., 2012. The impact of increased oxygen conditions on metal-contaminated sediments part I: effects on redox status, sediment geochemistry and metal bioavailability. *Water research*. 46, 7, 2205-2214. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.052>

Kimmerer, W.J., 2002. Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms: physical effects or trophic linkages? *Marine Ecology Progress Series*, 243, 39–55. <https://doi.org/10.3354/meps243039>

- Kortei, N. K., Heymann, M. E., Essuman, E. K., Kpodo, F. M., Akonor, P. T., Lokpo, S. Y., Boadi, N. O., Ayim Akonor, M., Tettey, C., 2020. Health risk assessment and levels of toxic metals in fishes (*Oreochromis niloticus* and *Clarias anguillaris*) from Ankobrah and Pra basins: Impact of illegal mining activities on food safety. *Toxicology Reports*, 7, 360-369. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2020.02.011>
- Latrubesse, E.M., Arima, E.Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V.R., d'Horta, F.M., Wight, C., Wittmann, F., Zuanon, J., Baker, P.A., Ribas, C.C., Norgaard, R.B., Filizola, N., Ansar, A., Flyvbjerg, B., Stevaux, J.C., 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature*, 546, 363–369. <https://doi.org/10.1038/nature22333>
- Lins, J. A. P. N., Kirschnik, P. G., da Silva Queiroz, V., Cirio, S. M., 2010. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. *Revista Acadêmica Ciência Animal*, 8, 4, 469-484. <http://dx.doi.org/10.7213/cienciaanimal.v8i4.11018>
- Magilligan, F.J., Nislow, K.H., 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* 71:61–78. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.017>
- Marmontel, C. V. F., Rodrigues, V. A., 2015. Parâmetros indicativos para qualidade da água em nascentes com diferentes coberturas de terra e conservação da vegetação ciliar. *Floresta e Ambiente*, 22, 171-181. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.082014>
- Mertzanis, A., Mertzanis, K., 2013. Impact of river damming and river diversion projects in a changing environment and in geomorphological evolution of the Greek coast. *British Journal of Environment and Climate Change*, 3, 127–159. <https://doi.org/10.9734/BJECC/2013/1954>.
- Mello, K de; Taniwaki, R. H., Paula, F.R de, Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., Leal, C. G., Rodrigues, C. B., Hughes, R. M., 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- Message, H. J., Santos, D. A., Baumgartner, M. T., Affonso, I. P., 2016. Planícies de inundação: a biodiversidade do rio Paraná ameaçada. *Ciência Hoje*, 56, 334. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138983>
- Metzger, J. P., Bustamante, M. M. C., Ferreira, J., Fernandes, G.W., Libran-Embid, F., Pillar, V. D., Overbeck, G. E., 2019. Why Brazil needs its legal reserves. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17, 91-103. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>
- Monteiro, M. D. A., 2003. A ICOMI no Amapá: Meio século de exploração mineral. *Novos Cadernos*. 6, 2, 113 -168. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v6i2.90>
- Montes, S. C., Ferreira, M. A. P., Giarrizzo, T., Amado, L. L., Rocha, R. M., 2020. Evaluation of metal contamination effects in piranhas through biomonitoring and multi biomarkers approach. *Heliyon*, 6, 8, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04666>

Nedrich, S. M., & Burton, G. A., 2017. Indirect effects of climate change on zinc cycling in sediments: The role of changing water levels. *Environmental toxicology and chemistry*, 36, 9, 2456-2464. <https://doi.org/10.1002/etc.3783>

Olmedo, P., Pla, A., Hernández, A. F., Barbier, F., Ayouni, L., Gil, F., 2013. Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples. Risk assessment for the consumers. *Environment International*, 59, 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.05.005>

Pinto, L. V. A., Roma, T. N., Balieiro, K. R. C., 2012. Avaliação qualitativa da água de nascentes com diferentes usos do solo em seu entorno. *Cerne*, 18, 495-505. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602012000300018>

Pinaya, W. H. D., Lobon-Cervia, F. J., Pita, P., Buss de Souza, R., Freire, J., & Isaac, V. J., 2016. Multispecies fisheries in the lower Amazon River and its relationship with the regional and global climate variability. *Plos One*, 11, 6, 0157050. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157050>

Rajeshkumar, S., Li, X., 2018. Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology Reports*, 5, 288-295. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.01.007>

Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Marrugo-Madrid, S., Marrugo-Negrete, J., Díez, S., 2017. Dietary human exposure to mercury in two artisanal small-scale gold mining communities of northwestern Colombia. *Environment International*, 107, 47-54. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.06.011>

Santos, C. L. dos, Vital, S. R. O., 2016. Formation of processes erosion associated with the use and occupation of soil in the Ribeira river basin, city of Santa Rita/PB. Formação de erosão de processos associada ao uso e ocupação do solo na bacia do rio Ribeira, cidade de Santa Rita/PB. *Revista Geama*, 2, 309-323. <http://www.journals.ufpr.br/index.php/geama/article/view/847/1365>

Santos, E. S., Cunha, A. C., Cunha, E. D. D. S., 2014. Análise espaço-sazonal da qualidade da água na zona flúvio-marinha do Rio Araguari-Amazônia Oriental-Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19, 215-226. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n3.p215-226>

Santos, E. C., Jesus, I. M. D., Brabo, E. D. S., Fayal, K. F., Sá Filho, G. C., Lima, M. D. O., Miranda, A. M. M., Mascarenhas, A. S., Sá, L. L. C., Silva, A. P., Câmara, V. D. M., 2003. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, 6, 171-185. <https://doi.org/10.1590/S1415-790X2003000200010>

Scarpelli, W., (2008). Arsênio do minério de manganês de Serra do Navio. *Novos Cadernos NAEA*, 6, 1. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v6i1.85>

Shah, M. T., Ara, J., Muhammad, S., Khan, S., Tariq, S., 2012. Health risk assessment via surface water and sub-surface water consumption in the mafic and ultramafic terrain,

Mohmand agency, northern Pakistan. Journal of Geochemical Exploration, 118, 60-67. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.04.008>

Severino, W. M. S.; Santos, E. S.; Cunha, H. F. A., 2021. Hydropower plant in Eastern Amazon and its impacts on the local population's eating habits. Revista Ambiente e Água, 16, 1-16. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2700>

Selch, T. M., Hoagstrom, C. W., Weimer, E. J., Duehr, J. P., & Chipps, S. R., 2007. Influence of fluctuating water levels on mercury concentrations in adult walleye. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 79, 1, 36-40. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9229-0>

Silva, M. D. S. R., Miranda, S. Á. F., Domingos, R. N., Silva, S. L. R., Santana, G. P., 2013. Classificação dos Rios da Amazônia: uma estratégia para preservação desses recursos. Holos Environment, 13, 163-174. <https://doi.org/10.14295/holos.v13i2.7344>

Silva, S. F. da; Oliveira L., M., 2020. Mercury in fish marketed in the Amazon triple frontier and health risk assessment. Chemosphere, 248, 125989. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125989>

Simonato, J. D., Mela, M., Doria, H. B., Guiloski, I. C., Randi, M. A., Carvalho, P. S., Meleti, P., Assis, H. C. S., Bianchini, A., Martinez, C. B., 2016. Biomarkers of waterborne copper exposure in the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. Aquatic Toxicology, 170, 31-41, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.11.012>

Sioen, I., De Henauw, S., Verdonck, F., Van Thuyne, N., Camp, J. V., 2007. Development of a nutrient data base and distributions for use in a probabilistic risk-benefit analysis of human seafood consumption. Subtropical Plant. Sci., 20, 662-670. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2006.11.001>

Snodgrass, J. W., Jagoe, C. H., Bryan, Jr, A. L., Brant, H. A., Burger, J., 2000. Effects of trophic status and wetland morphology, hydroperiod, and water chemistry on mercury concentrations in fish. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57, 1, 171-180. <https://doi.org/10.1139/f99-199>

Tambosi, L. R., Vidal, M. M., Ferraz, S. F. D. B., Metzger, J. P., 2015. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. Estudos Avançados, 29, 151-162. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000200010>

Ullah, A. A., Maksud, M. A., Khan, S. R., Lutfi, L. N., Quraishi, S. B., 2017. Dietary intake of heavy metals from eight highly consumed species of cultured fish and possible human health risk implications in Bangladesh. Toxicology Reports, 4, 574-579. <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.10.002>

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories; Risk Assessment and fish consumption limits; 2000 [EPA/823/B-00/008]

- Varol, M., Kaya, G. K., Alp, A., 2017. Heavy metal and arsenic concentrations in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farmed in a dam reservoir on the Firat (Euphrates) River: Risk-based consumption advisories. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.052>
- Viana, L. F., Suárez, Y. R., Cardoso, C. A. L., Lima, S. M., da Cunha Andrade, L. H., Lima-Junior, S. E., 2019. Use of fish scales in environmental monitoring by the application of Laser-Induced Breakdown Spectroscopy (LIBS). *Chemosphere*, 228, 258-263. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.070>
- Viana, L. F., Cardoso, C. A. L., Lima-Junior, S. E., Suárez, Y. R., Florentino, A. C., 2020. Bioaccumulation of metal in liver tissue of fish in response to water toxicity of the Araguari-Amazon River, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08696-2>
- Viana, L. F., Suárez, Y. R., Cardoso, C. A. L., Crispim, B. do A., Grisolia, A. B., Lima-Junior, S. E., 2017. Mutagenic and genotoxic effects and metal contaminations in fish of the Amambai River, Upper Paraná River, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 27104-27112. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0276-8>
- Vörösmarty, C.J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P., Syvitski, J.P., 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global Planet Change*. 39, 169–190. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00023-7)
- Wang, H., Xu, R., Chen, H., Yuan, Q., 2018. Synthesis of nitrogen and sulfur co-doped yolk-shell porous carbon microspheres and their application for Pb (II) detection in fish serum. *J. Journal of Solid State Chemistry*. 266, 63-69. <https://doi.org/10.1016/j.jssc.2018.07.002>
- Yi, Y., Tang, C., Yi, T., Yang, Z., Zhang, S., 2017. Health risk assessment of heavy metals in fish and accumulation patterns in food web in the upper Yangtze River, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145, 295-302. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.022>
- Zeinali, T., Salmani, F., Naseri, K., 2019. Dietary intake of cadmium, chromium, copper, nickel, and lead through the consumption of meat, liver, and kidney and assessment of human health risk in Birjand, Southeast of Iran. *Biological Trace Element Research*, 191, 338-347, 2019. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-1637-6>
- Zuccato, E., Castiglioni, S., Fanelli, R., 2005. Identification of the pharmaceuticals for human use contaminating the Italian aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 122, 205-209. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.03.001>

6 **CAPÍTULO II. Detecção de As, Cd e Hg em otólitos de *Plagioscion squamosissimus* no Rio Araguari (Amazônia, Brasil) por meio da técnica de LIBS**

Marcia da Silva Costa¹, Lucilene Finoto Viana², Luis Humberto da Cunha Andrade³,
Alexandro Cezar Florentino^{4*}

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), Rod. Juscelino Kubitschek, km 02 - Jardim Marco Zero, Macapá - AP, Brasil, Caixa Postal: 68903-419

²Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental (CTA) Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), Rod. Dourados Itahum km 12, Dourados, MS, Brasil, Caixa Postal: 79804-970.

³Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais (PGRN), Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS), Rod. Dourados Itahum km 12, Dourados, MS, Brasil, Caixa Postal: 79804-970.

⁴Grupo de Pesquisa de Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Amazônia Oriental, Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), Rod. Juscelino Kubitschek, km 02 - Jardim Marco Zero, Macapá - AP, Brasil, Caixa Postal: 68903-419

Autor correspondente. E-mail: alexandrocezar@unifap.br, tel.: +963312-1742

Resumo

Contaminantes potencialmente tóxicos afetam a vida aquática e provocam graves riscos ecológicos. Desta maneira, objetivo do estudo foi detectar concentrações de As, Cd e Hg em otólitos *Sagittae* de *P. squamosissimus*, por meio da técnica de Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS), no médio e baixo Rio Araguari, no estado do Amapá, como bioindicador ambiental. As amostragens foram realizadas nos períodos diurno e noturno, na parte do médio e baixo Rio Araguari, entre os meses de março a junho de 2019. Otólitos *Sagittae*, foram extraídos de ambos os lados da cabeça do peixe por uma incisão no crânio. Os contaminantes inorgânicos analisados foram As, Cd e Hg nas amostras de otólitos por meio da Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS). Nos otólitos de *P. squamosissimus* foram detectados os contaminantes

inorgânicos As, Cd e Hg nos indivíduos do médio e baixo Rio Araguari. Os indivíduos *P. squamosissimus* apresentaram maiores intensidades de As e Cd nos otólitos no médio e Hg no baixo Rio Araguari. Esses resultados podem estar relacionados as diversas atividades antrópicas realizadas na bacia ao longo do Rio Araguari. Neste contexto, há necessidade de ações mitigadoras no Rio Araguari para manutenção e conservação da biota, pois diferentes intensidades de contaminantes, podem colocar em risco a saúde da biota aquática, mais especificamente a dos peixes.

Palavras-chave. Ambiente aquáticos, contaminantes ambientais, toxicidade, peixes

Introdução

A contaminação em ambientes aquáticos amazônicos tem se intensificado nos últimos anos, em decorrência principalmente de atividades antrópicas insustentáveis causando fragmentação, degradação e desmatamentos de áreas florestais e subsequente perda da qualidade hídrica e graves impactos negativos na saúde da biota aquática (Santos; Vital, 2016; Viana et al., 2019; Capparelli et al., 2020).

A implantação de usinas hidrelétricas fornece um ambiente de represa com oscilações do nível de água que influenciam nas condições biogeoquímicas de ambientes aquáticos, modificando as características ácido-básicas e potencial redox de sedimentos, assim como o comportamento da comunidade microbiana, tornando susceptível a liberação ou absorção de contaminantes inorgânicos (Jonge et al., 2012; Nedrich et al., 2017). Além disso, a formação de represas eleva a área de solo inundado, liberando contaminantes na coluna de água, principalmente pelos sedimentos reumidecidos que se tornam fontes de contaminantes inorgânicos para os organismos aquáticos (Snodgrass et al., 2000; Selch et al., 2007). Sendo que os contaminantes ligados a matéria orgânica do solo, são liberados no corpo hídrico devido o aumento da decomposição ocasionado pela inundação (Hylander et al., 2005). Além disso, o processo de afundamento de contaminantes inorgânicos no meio aquático é acelerado pela diminuição da velocidade do fluxo e o longo tempo de residência da água ocasionados pelo represamento (Bao et al., 2015; Tang et al., 2016).

Desta maneira, poluentes potencialmente tóxicos, como contaminantes inorgânicos, afetam a vida aquática e provocam graves riscos ecológicos (Milošković et

al., 2016; Zuliani et al., 2019), contribuindo para a redução da biodiversidade local (Gonçalves et al., 2019; Bernalte et al., 2020; Casatti et al., 2020).

Neste sentido, a acumulação de contaminantes inorgânicos em peixes pode gerar danos ao sistema neurológico, renal, hepático e reprodutivo, além de efeitos mutagênicos, genotóxicos e carcinogênicos, podendo levar a morte dos indivíduos (Simonato et al., 2016; Wang et al., 2018; Hussain et al., 2019; Viana et al., 2017, Viana et al., 2020). Desta forma, os peixes podem bioacumular contaminantes inorgânicos em diferentes partes do seu corpo pelo tempo de exposição aos contaminantes químicos no meio aquático ou pela dieta alimentar (Jawad; Adams, 2021). Visto que, contaminantes inorgânicos acumulados no corpo dos peixes podem ocasionar diversas alterações e deformações, dentre elas danos na estrutura esquelética, na mandíbula e na coluna vertebral e causa danos no seu desenvolvimento, crescimento e sobrevivência (Jawad; Adams 2021). Além disso, a investigação de concentrações de contaminantes inorgânicos em tecidos moles no corpo dos peixes necessita de monitoramento contínuo para avaliar os status ecotoxicológico do meio aquático, pois muitos tecidos podem metabolizar e desintoxicar componentes tóxicos (Selleslagh et al., 2016).

Diante do exposto, o tecido calcificado rígido, como otólitos, é um bom indicador de contaminação por contaminantes inorgânicos (Selleslagh et al., 2016). Neste aspecto, os otólitos são constituídos por carbonato de cálcio (CaCO_3), que se cristaliza em torno de uma matriz orgânica, sendo responsável pelo equilíbrio e audição em peixes teleósteos (Campana, 1999; Limburg et al., 2015; Abdulsamad et al., 2020; Hansson et al., 2020; Bano; Serajuddin, 2021). O seu crescimento e forma são influenciados por fatores ambientais ou ecológicos sendo alterado devido aos desequilíbrios ambientais (Vandenbussche; Spennato; Pierson, 2019; Hansson et al., 2020). Essas características dos otólitos torna uma ferramenta potencialmente interessante para investigações de contaminantes ambientais ao longo do tempo. Nas quais atuam como bons indicadores de contaminantes acumulados por serem estruturas metabolicamente inertes, que registam características da história de vida dos indivíduos ao longo da vida dos peixes (Łuszczek-Trojnar et al., 2013; Selleslagh et al., 2016; Vandenbussche; Spennato; Pierson, 2019; Hansson et al., 2020). Neste contexto, o Rio Araguari, pertencendo ao bioma amazônico, está em crescente processo de distúrbios ambientais, oriundos do estresse antropogênico, com o escoamento de contaminantes tóxico no curso hídrico (Viana et al., 2020; 2021).

E este recurso hídrico tem grande representatividade ecológica e socioeconômica para região amapaense, compondo uma vasta biodiversidade de espécies de peixes e muitas de interesse comercial (Santos; Cunha; Cunha, 2014; Severino et al., 2021). Assim, a espécie *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) popularmente conhecida por corvina, é um peixe de água doce, nativo da região Amazônica, que foi introduzida em outras bacias brasileiras, sendo amplamente distribuídos pela América do Sul. É considerada uma espécie comestível, mas também como importante indicador de distúrbios ambientais devido sua resiliência e tolerância aos estresses ecológicos (Santos et al., 2018).

Tendo em vista os danos causados a saúde aquática e a humana por contaminantes inorgânicos, foram selecionados para o estudo, os contaminantes arsênio (As), cádmio (Cd) e mercúrio (Hg), que apresentam intenso potencial causador de danos genotóxicos, neurotóxicos, mutagênicos e carcinogênicos (Shah et al., 2012; Genthe et al., 2018; Viana et al., 2020), além de a contaminação do meio ambiente por estes elementos apresentarem relação com a implantação de indústrias mineradoras (Monteiro, 2003; Santos et al., 2003; Scarpelli, 2003; Júnior, 2013; Ferreira et al., 2019; Salazar-Camacho, 2017; Mello et al., 2020; Huang et al., 2021). Desta maneira, objetivo do estudo foi detectar concentrações de As, Cd e Hg em otólitos *Sagittae* de *P. squamosissimus*, por meio da técnica de Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS), no médio e baixo Rio Araguari no estado do Amapá, como bioindicador ambiental.

Material e métodos

Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Araguari é a maior e mais importante bacia hidrográfica do Estado do Amapá, nascendo na Serra do Tumucumaque e se estendendo por 617 quilômetros na foz do Oceano Atlântico (Cunha et al., 2011; Santos; Cunha 2015). Está conceitualmente dividido em alto, médio e baixo Rio Araguari, com 132 km, 161 km e 205 km de extensão, respectivamente (Cunha et al., 2011; Santos; Cunha 2015). Deste modo, a bacia do Rio Araguari abrange uma gama de recursos naturais rentáveis para a população, como para o consumo e comercialização de peixes, geração de energia elétrica e mineração, além do uso de suas águas serem utilizadas para o consumo e recreação de humanos e para criação de animais (Viana et al., 2020 Santos; Cunha, 2015; Belém; Cabral, 2019). A área de pesquisa inclui os trechos do médio e baixo do Rio

Araguari, cujo autores optaram por assim designar. Sendo o médio Rio Araguari, localizado acima da Estação Hidrelétrica Ferreira Gomes, e no trecho inferior do Rio Araguari inclui a cidade de Ferreira Gomes e sua foz (Eletronorte, 1999). Na parte do médio e baixo Rio Araguari foram amostrados dois pontos de coletas entre os meses de março a junho de 2019 (Figura 13).

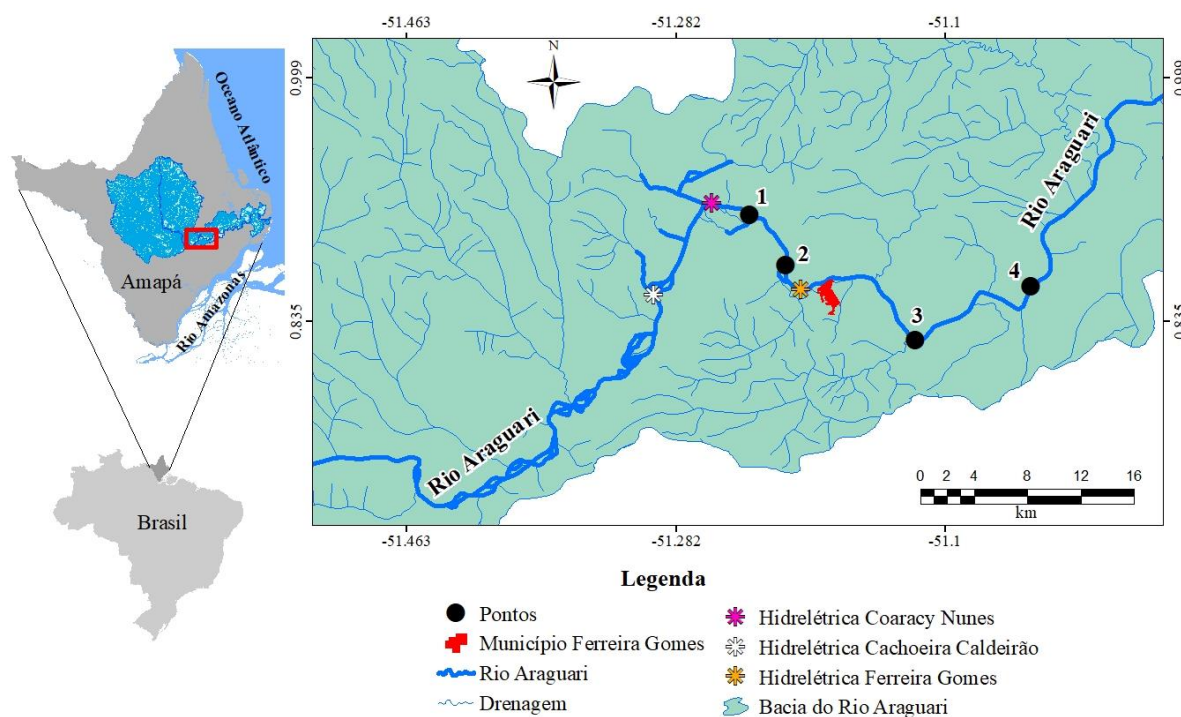


Figura 13. Localização dos locais amostrados no médio (1 e 2), e baixo (3 e 4), Rio Araguari no estado do Amapá, Brasil.

Coleta dos peixes

Os peixes foram coletados com auxílio de redes de espera, com malha variando entre 1,5 a 8,0 cm entre nós adjacentes e tarrafas. Logo após a coleta, os peixes foram imersos em água gelada *in situ* para reduzir a sua atividade. Em seguida armazenados em caixa térmicas e levados ao laboratório, onde foram congelados em freezer à -20°C até a extração dos otólitos. O projeto foi aprovado pela Comissão de Ética no uso de Animais/UNIFAP (017/2019) e licença do ICMBio (SISBIO 63366-1). As amostragens foram realizadas tanto nos períodos diurno e noturno e foram capturados exemplares de peixes da espécie *P. squamosissimus* (Figura 14), no médio e no baixo Rio Araguari.



Figura 14. Imagem da espécie de peixe *P. squamosissimus*. Crédito: Daniela Leroy, 2009.

Também foram obtidos comprimento padrão (mm) e peso total (g) dos indivíduos de *P. squamosissimus* no médio e baixo Rio Araguari, com 27,20 (cm) e 17,5 (cm) e peso total de 0,37 (g) e 0,51(g), respectivamente.

2.3. Extração, preparação e análise de contaminantes inorgânicos em otólitos de *P. squamosissimus*

Otólitos *Sagittae* (Figura 15) foram extraídos de ambos os lados da cabeça do peixe por uma incisão no crânio, para retirada dos otólitos da parte sacular do ouvido interno.

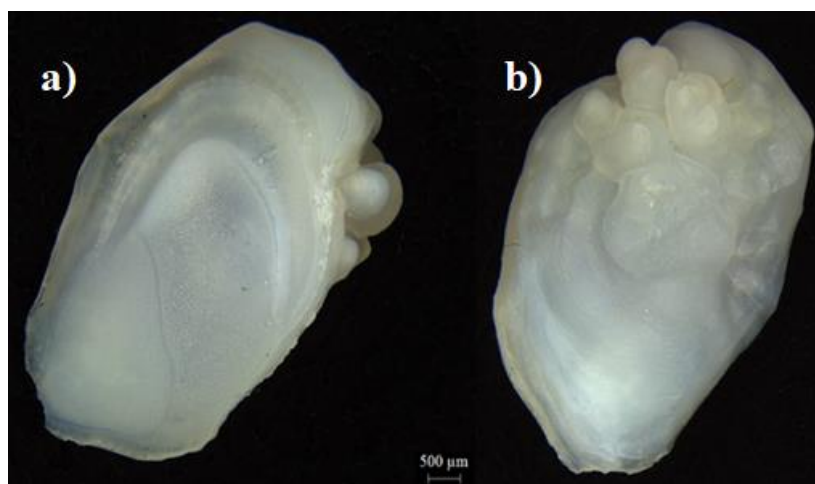


Figura 15. Imagem de otólitos *Sagitta* do lado esquerdo de *P. squamosissimus*, a) face convexa e b) face côncava. Crédito: Nathan Rodrigues Batista.

Em seguida, lavados, limpos com escova de náilon e enxaguados com água destilada, logo após, secos ao ar antes de ser individualmente armazenados em microtubos e devidamente etiquetados para posteriores análises. Foram analisados 10 otólitos *Sagittae* esquerdo de *P. squamosissimus* sendo 5 da porção do médio e 5 do baixo Rio Araguari. A preparação das amostras ocorreu, primeiramente, por meio da pesagem dos otólitos *Sagittae* de *P. squamosissimus* individualmente com peso de 1.05 (g) do médio Rio Araguari e 0.32 (g) da parte baixa do Rio Araguari. Em seguida, foram macerados e pesados novamente, para homogeneização com grafite na proporção de 10%. Logo após, a obtenção da mistura de pó de otólito e grafite foram colocados em um pastilhador e prensados utilizando prensa hidráulica em pressão de 6 toneladas. Cada amostra foi compactada por período de 20 min, para a formação de pastilhas. Entre o preparo das amostras o pastilhador foi higienizado a fim de evitar qualquer contaminação entre as amostras.

Os contaminantes inorgânicos analisados foram As, Cd e Hg nas amostras de otólitos por meio da Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS), no Laboratório de Grupo de Espectroscopia Óptica e Fototérmica (GEOF) da Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul (UEMS). A técnica LIBS utiliza a espectroscopia de emissão atômica através de um laser pulsado, com fonte de excitação (Alvira et al., 2015). Os espectros foram obtidos em três disparos do laser, correspondendo a diferentes regiões da pastilha. Todas as leituras foram obtidas nas mesmas condições experimentais e as linhas de emissões foram identificadas de acordo com diferentes comprimentos de ondas padrão para cada contaminante inorgânico obtidos no banco de dados disponível do NIST, para As: 234,98 nm, Cd: 441,53 nm e Hg: 253,65 nm. Para obtenção dos espectros por meio do LIBS nas pastilhas foi usado o laser de Nd³⁺:YAG (Radiant 355) em 1064 nm, operando em frequência de 1 Hz, energia de 20 mJ por pulso e tempo de 10 ns. Os picos de cada contaminante inorgânico foram comparados com o banco de dados disponível no NIST. Para obtenção das fotos dos otólitos foi obtido por meio de um microscópio óptico acoplado com câmera.

Análise de dados

Com o objetivo de visualizar similaridade de intensidades dos contaminantes inorgânicos nas amostras de otólitos utilizamos agrupamento hierárquico por porções no

Rio Araguari. A intensidade de contaminantes inorgânicos por meio da técnica de LIBS por locais foi centrada pela média (zero) e desvio padrão (1). Usando um comando "mapa de calor" no pacote "gplots", geramos um agrupamento codificado por cores específico do local quando a intensidade de contaminante inorgânico atingiu proporções fora da faixa normal. Escala de cores representa valores médios, em que os quadrados vermelhos indicam valores acima da média para um determinado contaminante inorgânico, enquanto quadrados em azul indicam valores abaixo da média. As análises foram realizadas utilizando a plataforma (R Development Core Team, 2020). Os gráficos de espectros de contaminantes inorgânicos nos otólitos foram tratados no software Origin.

Resultados

Nas amostras de otólitos *Sagittae* esquerdo de *P. squamosissimus* foram detectadas concentrações dos contaminantes inorgânicos As, Cd e Hg tantos nos indivíduos do médio e baixo Rio Araguari (Figura 16 a-f).

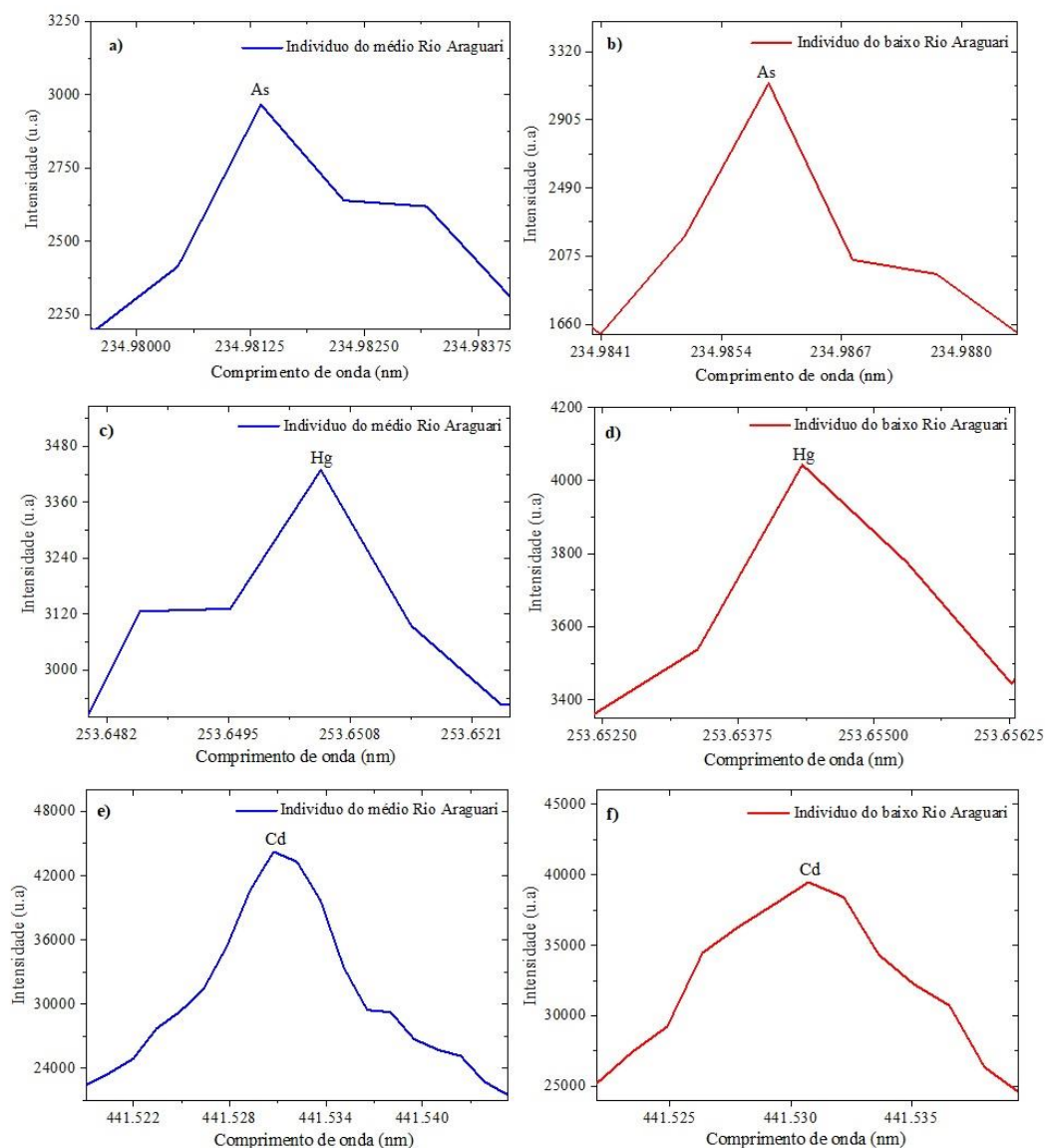


Figura 16. Espectro de LIBS ampliados em intervalo de comprimento de onda específicos, para destacar as emissões do As, Cd e Hg por indivíduos selecionados das amostras de otólitos *Sagittae* esquerdo de *P. squamosissimus* no médio e no baixo Rio Araguari.

Em relação as intensidades dos contaminantes inorgânicos As, Cd e Hg nas amostras de otólitos *Sagittae* esquerdo de *P. squamosissimus* constatamos maiores proporções de As e Cd nos exemplares amostrados na porção do médio Rio Araguari e Hg na porção baixa (Figura 17).

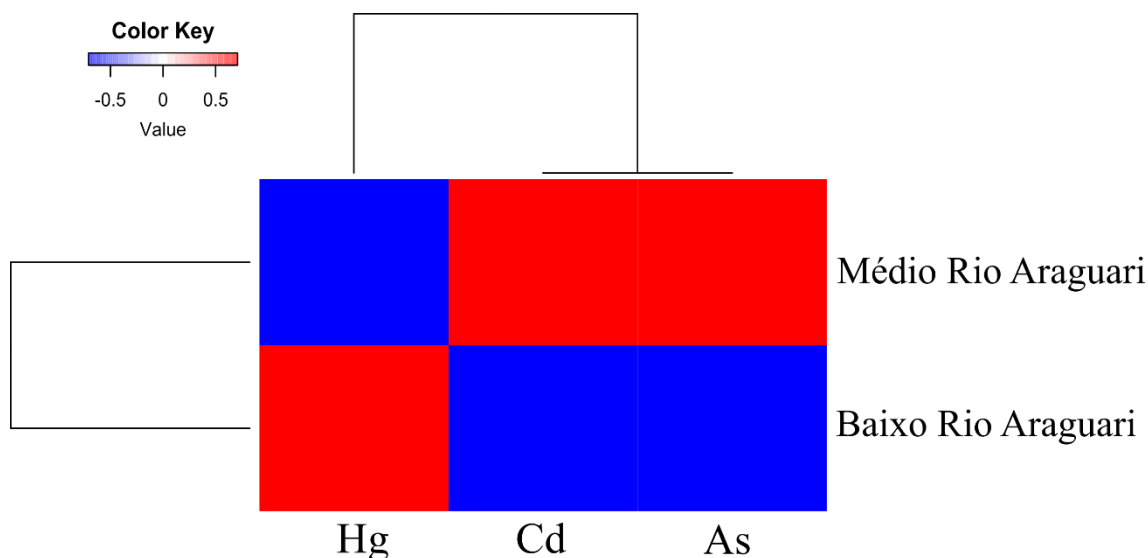


Figura 17. Análise de agrupamento da média das intensidades de contaminantes inorgânicos nas amostras de otólitos *Sagittae* esquerdo de *P. squamosissimus* no médio e baixo Rio Araguari. Escala de cores: branco = médio; vermelho = desvio padrão acima da média e azul = desvio padrão abaixo da média.

Discussão

Neste estudo detectamos a presença de As, Cd e Hg em otólitos *Sagittae* esquerdo de *P. squamosissimus* nas porções do médio e baixo Rio Araguari. Sendo que os contaminantes inorgânicos em otólitos, podem ser incorporados como parte da estrutura de cálcio, aprisionados em espaços intersticiais com o cristal ou associados à matriz proteica (Miller et al., 2006). Além disso, diferentemente dos tecidos moles, os otólitos são metabolicamente inertes, podendo representar registro permanente da história de exposição do animal (Kaur; Dua 2012; Almeida et al., 2016; Santana et al., 2016). A contaminação por contaminantes inorgânicos em otólitos de *P. squamosissimus* no Rio Araguari pode estar relacionada as diversas atividades antrópicas realizadas no entorno da bacia, com destaque na extração de minérios e implantação de usinas hidrelétricas (Santos; Cunha; Cunha, 2014). Além disso, a presença de contaminantes inorgânicos em otólitos de *P. squamosissimus*, pode estar sendo intensificada pelo aumento do escoamento superficial, ocasionado pela redução vegetação ciliar, assim como também pode ter relação com a inserção de três hidrelétricas (UHE Ferreira Gomes, UHE Cachoeira Caldeirão e UHE Coaracy Nunes) ao longo do médio rio Araguari,

influenciando, por meio do represamento da água, na biotransformação de elementos químicos e maior concentração de contaminantes (Huguet et al., 2010; Santos; Cunha, 2015).

As concentrações de contaminantes inorgânicos em otólitos em peixes não dependem apenas do tempo de exposição aos contaminantes inorgânicos e da rota alimentar, mas também pode estar relacionado as alterações da temperatura da água e da afinidade do carbonato de cálcio por diferentes contaminantes inorgânicos e ser enviado para endolinfa dos otólitos (Selleslagh et al., 2016). A maior composição de Ca no otólito é um dos fatores que pode contribuir para o acúmulo de diferentes contaminantes inorgânicos em sua estrutura, como ocorre no tecido ósseo, o qual é considerado um local de acúmulo de contaminantes inorgânicos (Hansson et al., 2020). Portanto, a composição de elementos químicos dos otólitos são importantes fontes das respostas das condições vividas pelos peixes (Milošević et al., 2016). Com a utilização de otólitos, é possível calcular os níveis de concentração dos poluentes recentemente bioacumulados, assim como a exposição histórica de contaminantes inorgânicos por meio de fontes de veiculação hídrica e dietéticas, mesmo quando os peixes se movem para encontrar melhores condições de vida (Jawad; Adams, 2021). Diferentemente de tecidos, os otólitos fornecem informações temporais sobre a exposição ao contaminante inorgânico, absorção e acumulação ao longo do tempo (Monicou et al., 2019). Sendo assim, por meio do perfil químico dos otólitos podemos identificar os possíveis ambientes no qual o peixe estava inserido e como ele influencia na manutenção das populações locais (Barbee, 2014), além de reconstruir as possíveis rotas migratórias realizadas por indivíduos (Limburg et al., 2015). Sendo assim, o uso de técnicas espectro analíticas, como a técnica de Espectroscopia de Plasma Induzida por Laser (LIBS) em otólitos, apresentam grande potencial auxiliador na elaboração de estratégias de manejo e conservação de peixes (Shotyk et al., 2019).

Neste contexto, os resultados deste estudo corroboraram com Arslan e Secor (2008), que constatarem a presença de Cd no primeiro ano de vida em otólitos *sagittae* da espécie *Thunnus atlanticus* em rios no Golfo do México. No Brasil, os estudos acerca da detecção de contaminantes inorgânicos em otólitos de peixes ainda são escassos, principalmente aqueles com finalidade de investigações de contaminações (Moraes; Azevedo, 2017).

Neste sentido, a literatura reporta graves riscos e danos na bioacumulação de contaminantes inorgânicos em otólitos de peixes (Ranaldi; Gagnon, 2008; Daverat et al., 2012; Barbee; Greig; Swearer, 2013; Barbee et al., 2014; Selleslagh et al., 2016; Shotyk et al., 2019; Monicou et al., 2019; Hansson et al., 2020). Sendo que as concentrações de contaminantes inorgânicos em otólitos de peixes podem causar interferência na capacidade de orientação do peixe, natação ou alimentação (Barbee; Greig; Swearer, 2013). Portanto, a exposição de peixes à elevadas concentrações de poluentes, como os contaminantes inorgânicos, interferem na capacidade das espécies de exercerem funções ecológicas (Sloman; McNeil, 2012; Bhutiani et al., 2016; Ullah et al., 2017, Salazar-Camacho, 2017; Mello et al., 2020). Além disso, a presença de contaminantes inorgânicos em otólitos está relacionada com a acumulação destes em várias partes do corpo do peixe, como fígados e músculos, devido ultrapassar barreiras, como os mecanismos de desintoxicação e depuração do organismo (Łuszczek-Trojnar et al., 2013). Acumulação de contaminantes inorgânicos em otólitos dos peixes, pode gerar graves impactos relacionados ao forrageamento e rotas migratorias, pois são estruturas sensórias de orientação e equilíbrio (Bhutiani et al., 2016; Ullah et al., 2017, Salazar-Camacho, 2017).

As maiores intensidades de As e Cd nas amostras de otólitos no médio Rio Araguari pode estar relacionada pela maior presença de áreas rochosas, o que pode ocorrer o seu intemperismo no curso hídrico (Silva et al., 2013; Viana et al., 2020). Além disso, há a presença de atividades de extração de minérios (Ouro, Manganês e Ferro) nas margens da bacia do Rio Amapari, afluente do médio Rio Araguari (Salazar-Camacho, 2017; Mello et al., 2020), as quais podem resultar no escoamento de rejeitos de minérios neste trecho (Simões, 2009; Hashim et al., 2019). Além deste, a contaminação de Hg também pode ser oriunda de resíduos da extração de minérios (Ribeiro; Silva, 2010), o qual é uma das possíveis explicações para a elevada intensidade da concentração de Hg em otólitos de peixe do baixo Rio Araguari. Tendo em vista que a contaminação percorre no Rio Araguari, desembocando esses resíduos para a porção mais baixa da bacia até sua foz. Outra fonte de contaminantes pode estar relacionada a proximidade do local dos pontos de amostragem com a Hidrelétrica de Ferreira Gomes, a qual apresenta zona afótica, com condições anaeróbicas, que propiciam a adição de um grupo metil (CH_3) ao mercúrio metálico (Hg), ocorrendo a biotransformação do Hg em metilmercúrio, forma do contaminante inorgânico demasiadamente tóxica (Huguet et al., 2010). Contudo, a

presença de As, Cd e Hg nos otólitos esquerdos de peixes *P. squamosissimus*, indica que a contaminação do Rio Araguari está ocorrendo ao longo do seu curso.

Conclusão

Nos otólitos esquerdos *Sagittae* da espécie de peixe *Plagioscion squamosissimus*, detectamos a presença de As, Cd e Hg, evidenciando que a poluição por contaminantes inorgânicos no Rio Araguari está atingindo estruturas calcificadas de peixes teleósteos e pode, a longo prazo, interferir na rota migratória da espécie, além de graves danos para a saúde dos peixes. Desta forma, há necessidade de ações mitigadoras no Rio Araguari para manutenção da biota aquática e subsídio no desenvolvimento de políticas preventivas, além de estabelecer rigoroso programa de monitoramento ambiental que visa a conservação da biodiversidade local.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Amapá-FAPEAP (Processo 250.203.129/2018, ICMBio (licença 63366-1), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq (Processos 429400/2016-0 e 311975/2018-6), Programa Nacional de Cooperação Acadêmica Amazônia da CAPES - PROCAD-AMAZÔNIA (Processo Nº 88881.200561/2018-01) e ao Programa de Desenvolvimento da Pós-Graduação (PDPG - Amazônia Legal) – CAPES.

Referências

- Abdulsamad, S. M., Jawad, L. A., Al-Nusear, A. N., Waryani, B., Rutkayová, J., 2020 Asymmetry in the otolith length and width of three sparid fish species collected from Iraqi Waters. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111177. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111177>
- Almeida, F. S., Santana, C. A., Lima, D. M. V., Andrade, L. H. C., Suárez, Y. R., Lima, S. M., 2016 Discrimination of *Astyanax altiparanae* (Characiformes, Characidae) populations by applying Fourier transform-infrared photoacoustic spectroscopy in the fish scales. *Infrared Physics & Technology*, 76, 303-307. <https://doi.org/10.1016/j.infrared.2015.12.019>

Alvira, F.C., Flores Reyes, T., Ponce Cabrera, L., Moreira Osorio, L., Perez Baez, Z., Vazquez Bautista, G., 2015. Qualitative evaluation of Pb and Cu in fish using laser-induced breakdown spectroscopy with multipulse excitation by ultracompact laser source. *Applied Optics*, 54, 4453-4457. <https://doi.org/10.1364/AO.54.004453>

Arslan, Z., Secor, D. H., 2008. High resolution micromill sampling for analysis of fish otoliths by ICP-MS: effects of sampling and specimen preparation on trace element fingerprints. *Marine Environmental Research*, 66, 364-371. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.05.010>

Bano, F., Serajuddin, M., 2021. Sulcus and outline morphometrics of sagittal otolith variability in freshwater fragmented populations of dwarf gourami, *Trichogaster lalia* (Hamilton, 1822). *Limnologia*, 86, 125842. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125842>

Bao, Y., Gao, P., & He, X., 2015. The water-level fluctuation zone of Three Gorges Reservoir—a unique geomorphological unit. *Earth-Science Reviews*, 150, 14-24. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.07.005>

Barbee, N. C., Ganio, K., Swearer, S. E., 2014. Integrating multiple bioassays to detect and assess impacts of sublethal exposure to metal mixtures in an estuarine fish. *Aquatic Toxicology*, 152, 244-255. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.04.012>

Barbee, N. C., Greig, A., Swearer, S. E., 2013. Validating the use of embryonic fish otoliths as recorders of sublethal exposure to copper in estuarine sediments. *Environmental Pollution*, 178, 441-446. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.064>

Belém, F. L., Cabral, J. B. P., 2019. Dinâmica da paisagem na bacia hidrográfica da Usina Hidrelétrica de Ferreira Gomes-Amapá, Brasil. *Caderno de Geografia*, 29(56), 119–133. <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2019v29n56p119>

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

Bhutiani, R., Kulkarni, D. B., Khanna, D. R., Gautam, A., 2016. Water quality, pollution source apportionment and health risk assessment of heavy metals in groundwater of an industrial area in North India. *Exposure and Health*, 8, 3-18. <https://doi.org/10.1007/s12403-015-0178-2>

Campana, S. E., 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Marine Ecology Progress Series*, 188, 263-297. <https://doi.org/10.3354/meps188263>

Capparelli, M.V., Moulatlet, G.M., Abessa, D.M.S., Lucas-Solis, O., Rosero, B., Galarza, E., Tuba, D., Carpintero, N., Ochoa-Herrera, V., Cipriani-Avila, I., 2020. An integrative approach to identify the impacts of multiple metal contamination sources on the Eastern

Andean foothills of the Ecuadorian Amazonia. *Science of The Total Environment*. 709, 136088. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136088>

Casatti, L., Brejao, G.L., Carvalho, F.R., Silva, H.P. da, Pérez-Mayorga, M.A., Manzotti, A. R., Zeni, J. de O., Ramires, B.M.S., Langeani, F., 2020. Stream fish from recently deforested basins in the meridional Amazon, mato grosso, Brazil. *Biota Neotropica* 20, e20190744. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2019-0744>.

Cunha, A. C., Brito, D. C., Cunha, H. F. A., Schulz, H. E., 2011. Dam effect on stream reaeration evaluated with the Qual2kw model: Case study of the Araguari River, Amazon Region, Amapá State/Brazil. *Sustainable Water Management in the Tropics and Subtropics: and case studies in Brazil*, 2, 150-174. <https://doi.org/10.13140/2.1.1160.0162>

Daverat, F., Lanceleur, L., Pécheyran, C., Eon, M., Dublon, J., Pierre, M., Schäfer J., 2012. Accumulation of Mn, Co, Zn, Rb, Cd, Sn, Ba, Sr, and Pb in the otoliths and tissues of eel (*Anguilla anguilla*) following long-term exposure in an estuarine environment. *Science of The Total Environment*, 437, 323-330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.110>

Eletronorte. Estudos de Inventário Hidrelétrico - Bacia Hidrográfica do rio Araguari no Estado do Amapá: Relatório Final. Macapá. 1999. <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-248/topico-287/1%20-%20AAI%20-%20Relat%C3%B3rio%20final.pdf>. (Accessed in Dec 10, 2020)

Ferreira, G. A., de Assis, G. H. R., Cordeiro, J., Bernardes, C. D., Lage, M. A., Cordeiro, J. L., 2019. A presença de arsênio em atividades minerárias: uma análise cienciométrica. *Research, Society and Development*, 8, 9, 01-28. ISSN: 2525-3409.

Genthe, B., Kapwata, T., Le Roux, W., Chamier, J., Wright, C. Y., 2018. The reach of human health risks associated with metals/metalloids in water and vegetables along a contaminated river catchment: South Africa and Mozambique. *Chemosphere*, 199, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.160>

Gonçalves, C. da S., Holt, R. D., Christman, M. C., Casatti, L., 2019. Environmental and spatial effects on coastal stream fishes in the Atlantic rain forest. *Biotropica* 52, 139–150. <https://doi.org/10.1111/btp.12746>.

Gonçalves J., A. C., 2013. Descontaminação e monitoramento de águas e solos na região amazônica utilizando materiais adsorventes alternativos, visando remoção de metais pesados tóxicos e pesticidas. *Inclusão Social*, 6, 2. Recuperado de <http://revista.ibict.br/inclusao/article/view/1747>

Hansson, S. V., Desforges, J. P., Van, B. F. M., Bach, L., Halden, N. M., Sonne, C., Mosbech, A., Sondergaard, J., 2020. Bioaccumulation of mining derived metals in blood, liver, muscle and otoliths of two Arctic predatory fish species (*Gadus Ogac* and *Myoxocephalus Scorpius*). *Environmental Research*, 183, 109194. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109194>.

Hashim, M. A., Kundu, A., Mukherjee, S., Ng, Y. S., Mukhopadhyay, S., Redzwan, G., Gupta, B. S., 2019. Arsenic removal by adsorption on activated carbon in a rotating packed bed. *Journal of Water Process Engineering*, 30, 100591. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.03.006>

Huang, R., Pan, H., Zhou, M., Jin, J., Ju, Z., Ren, G., Shein, M., Zhou, P., Chen, X., 2021. Potential liver damage due to co-exposure to As, Cd, and Pb in mining areas: Association analysis and research trends from a Chinese perspective. *Environmental Research*, 201, 111598. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111598>

Huguet, L., Castelle, S., Schäfer, J., Blanc, G., Maury-Brachet, R., Reynouard, C., Jorand, F., 2010. Mercury methylation rates of biofilm and plankton microorganisms from a hydroelectric reservoir in French Guiana. *Science of The Total Environment*, 408, 1338-1348. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.058>

Hussain, B., Sultana, T., Sultana, S., Mahboob, S., Al-Ghanim, K.A., Nadeem, S., 2016. Variation in genotoxic susceptibility and biomarker responses in *Cirrhinus mrigala* and *Catla catla* from different ecological niches of the Chenab River. *Environmental Science and Pollution Research*. 23, 14589-14599. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6645-x>

Hylander, L. D., Gröhn, J., Tropp, M., Vikström, A., Wolpher, H., e Silva, E. D. C., Meili, M., Oliveira, L. J., 2006. Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of environmental management*, 81, 2, 155-166. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.025>

Jawad, L. A., Adams, N. J., 2021. Fluctuating asymmetry in the size of the otolith of *Engraulis australis* (Shaw, 1790) recovered from the food of the Australasian gannet, *Morus serrator*, Hauraki Gulf, New Zealand. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112391. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112391>

Jonge, M.D., Teuchies, J., Meire, P., Blust, R., Bervoets, L., 2012. The impact of increased oxygen conditions on metal-contaminated sediments part I: effects on redox status, sediment geochemistry and metal bioavailability. *Water research*. 46, 7, 2205-2214. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.052>

Kaur, R., Dua, A., 2012. Fish scales as indicators of wastewater toxicity from na international water channel Tung Dhab drain. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184, 2729-2740. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2147-y>

Limburg, K. E., Walther, B. D., Lu, Z., Jackman, G., Mohan, J., Walther, Y., Nissling A., Weber P., Schmitt, A. K., 2015. In search of the dead zone: use of otoliths for tracking fish exposure to hypoxia. *Journal of Marine Systems*, 141, 167-178. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.02.014>

Łuszczek-Trojnar, E., Drąg-Kozak, E., Popek, W., 2013. Lead accumulation and elimination in tissues of *Prussian carp*, *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), after long-term dietary exposure, and depuration periods. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 3122-3132. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1210-8>

Mello, K., Taniwaki, R.H., Paula, F.R de, Valente, R.A., Randhir, T.O., Macedo, D.R., Leal, C.G., Rodrigues, C.B., Hughes, R.M., 2020. Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*. 270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>.

Miller, M. B., Clough, A. M., Batson, J. N., Vachet, R. W., 2006. Transition metal binding to cod otolith proteins. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 329, 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.08.016>

Milošković, A., Dojčinović, B., Kovačević, S., Radojković, N., Radenković, M., Milošević, D., Simić, V., 2016. Spatial monitoring of heavy metals in the inland waters of Serbia: a multispecies approach based on commercial fish, *Environ. Science Pollution. Research*. 23, 9918–9933. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6207-2>

Monteiro, M. D. A., 2003. A ICOMI no Amapá: Meio século de exploração mineral. *Novos Cadernos*. 6, 2, 113 -168. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v6i2.90>

Mounicou, S., Frelon, S., Guernic, A., Eb-Levadoux, Y., Camilleri, V., Février, L., Pierrisnard, L., Carasco, R., Gilbin, K., Mahé, H., Tabouret, G., Simon, O., 2019. Use of fish otoliths as a temporal biomarker of field uranium exposure. *Science of the Total Environment*, 690, 511-521. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.534>

Nedrich, S. M., & Burton, G. A., 2017. Indirect effects of climate change on zinc cycling in sediments: The role of changing water levels. *Environmental toxicology and chemistry*, 36, 9, 2456-2464. <https://doi.org/10.1002/etc.3783>

R Core Team, 2020. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>.

Ranaldi, M. M., Gagnon, M. M., 2008. Trace metal incorporation in otoliths of black bream (*Acanthopagrus butcheri* Munro), an indicator of exposure to metal contamination. *Water, Air, And Soil Pollution*, 194, 31-43. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9696-x>

Ribeiro, A. C., Silva, R. P., 2010. Aspectos institucionais e urbanos para o desenvolvimento local do município de Pedra Branca do Amapari/Amapá. *PRACS: Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP*, 3, 19-32. ISSN: 1984-4352

Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Marrugo-Madrid, S., Marrugo-Negrete, J., Díez, S., 2017. Dietary human exposure to mercury in two artisanal small-scale gold mining communities of northwestern Colombia. *Environment International*. 107, 47-54. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.06.011>

Santana, C. A., Lima, D. M.V., Andrade, L. H. C., Suárez, Y. R., Lima, S. M., 2016. Laser- induced fluorescence in fish scales to evaluate the environmental integrity of ecosystems. *Journal of Photochemistry and Photobiology. B: Biology*. 165, 80-86. <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2016.10.005>

Santos, C. L. dos, Vital, S. R. O., 2016. Formation of processes erosion associated with the use and occupation of soil in the Ribeira river basin, city of Santa Rita/PB. Formação de erosão de processos associada ao uso e ocupação do solo na bacia do rio Ribeira, cidade de Santa Rita/PB. Revista Geama, 2, 309-323. ISSN 2447-0740

Santos, E. S., Cunha, A. C., 2015. Análise de cenários hidrossedimentométricos para estimar taxas de assoreamento e vida útil do reservatório da UHE Cachoeira Caldeirão no Rio Araguari/AP-Brasil. Biota Amazônia, 5, 88-97. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n3.p88-97>

Santos, E. S., Cunha, A. C., Cunha, E. D. D. S., 2014. Análise espaço-sazonal da qualidade da água na zona flúvio-marinha do Rio Araguari-Amazônia Oriental-Brasil. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 19, 215-226. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n3.p215-226>

Santos, E. C., Jesus, I. M. D., Brabo, E. D. S., Fayal, K. F., Sá Filho, G. C., Lima, M. D. O., Miranda, A. M. M., Mascarenhas, A. S., Sá, L. L. C., Silva, A. P., Câmara, V. D. M., 2003. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. Revista Brasileira de Epidemiologia, 6, 171-185. <https://doi.org/10.1590/S1415-790X2003000200010>

Santos, N. C. L., Medeiros, T., Rocha, A. A. F., Dias, R. M., Severi, W., 2018. Uso de recursos alimentares por *Plagioscion squamosissimus*-piscívoro não-nativo no reservatório de Sobradinho - BA, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 40, 397-408. ISSN 1678-2305.

Scarpelli, W., 2008). Arsênio do minério de manganês de Serra do Navio. Novos Cadernos NAEA, 6, 1. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v6i1.85>

Shah, M. T., Ara, J., Muhammad, S., Khan, S., Tariq, S., 2012. Health risk assessment via surface water and sub-surface water consumption in the mafic and ultramafic terrain, Mohmand agency, northern Pakistan. Journal of Geochemical Exploration, 118, 60-67. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.04.008>

Selch, T. M., Hoagstrom, C. W., Weimer, E. J., Duehr, J. P., & Chipps, S. R., 2007. Influence of fluctuating water levels on mercury concentrations in adult walleye. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 79, 1, 36-40. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9229-0>

Selleslagh, J., Echard, A., Pécheyran, C., Baudrimont, M., Lobry, J., Daverat, F., 2016. Can analysis of *Platichthys flesus* otoliths provide relevant data on historical metal pollution in estuaries? Experimental and in situ approaches. Science of the Total Environment, 557, 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.014>

Severino, W. M. S.; Santos, E. S.; Cunha, H. F. A., 2021. Hydropower plant in Eastern Amazon and its impacts on the local population's eating habits. Revista Ambiente e Água, 16, 1-16. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2700>

Shotyk, W., Bicalho, B., Cuss, C. W., Grant-Weaver, I., Nagel, A., Noernberg, T., Poesch M., Nilo R., Sinnatamby, N. R., 2019. Bioaccumulation of Tl in otoliths of Trout-perch (*Percopsis omiscomaycus*) from the Athabasca River, upstream and downstream of bitumen mining and upgrading. *Science of the Total Environment*, 650, 2559-2566. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.318>

Silva, M. D. S. R., Miranda, S. Á. F., Domingos, R. N., Silva, S. L. R., Santana, G. P., 2013. Classificação dos Rios da Amazônia: uma estratégia para preservação desses recursos. *Holos Environment*, 13, 163-174. <https://doi.org/10.14295/holos.v13i2.7344>

Simões, H. C. G. Q., 2009. A história e os efeitos sociais da mineração no Estado do Amapá. *PRACS: Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP*, 2. ISSN: 1984-4352.

Simonato, J. D., Mela, M., Doria, H. B., Guiloski, I. C., Randi, M. A., Carvalho, P. S., Meleti, P., Assis, H. C. S., Bianchini, A., Martinez, C. B., 2016. Biomarkers of waterborne copper exposure in the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Aquatic Toxicology*, 170, 31-41, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.11.012>

Sloman, K. A., McNeil, P. L., 2012. Using physiology and behaviour to understand the responses of fish early life stages to toxicants. *Journal of Fish Biology*, 81, 2175-2198. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03435.x>

Snodgrass, J. W., Jagoe, C. H., Bryan, Jr, A. L., Brant, H. A., Burger, J., 2000. Effects of trophic status and wetland morphology, hydroperiod, and water chemistry on mercury concentrations in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, 1, 171-180. <https://doi.org/10.1139/f99-199>

Tang, Q., Bao, Y., He, X., Fu, B., Collins, A. L., & Zhang, X., 2016. Flow regulation manipulates contemporary seasonal sedimentary dynamics in the reservoir fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 548, 410-420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.158>

Ullah, A. A., Maksud, M. A., Khan, S. R., Lutfu, L. N., Quraishi, S. B., 2017. Dietary intake of heavy metals from eight highly consumed species of cultured fish and possible human health risk implications in Bangladesh. *Toxicology Reports*, 4, 574-579. <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.10.002>

Vandenbussche, P. S. P., Spennato, G., Pierson, P. M., 2019. Juvenile *Oblada melanura* (L. 1758) otolith shape variation as an early environmental indicator. *Ecological Indicators*, 104, 289-295. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.01>

Viana, L. F., Cardoso, C. A. L., Lima-Junior, S. E., Suárez, Y. R., Florentino, A. C., 2020. Bioaccumulation of metal in liver tissue of fish in response to water toxicity of the Araguari-Amazon River, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08696-2>

Viana, L. F., Kummrow, F., Cardoso, C. A. L., de Lima, N. A., Solórzano, J. C. J., do Amaral Crispim, B., Barufatti A. Florentino, A. C., 2021. High concentrations of metals

in the waters from Araguari River lower section (Amazon biome): Relationship with land use and cover, ecotoxicological effects and risks to aquatic biota. *Chemosphere*, 285, 131451. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131451>

Viana, L. F., Suárez, Y. R., Cardoso, C. A. L., Crispim, B. D. A., Grisolia, A. B., Lima-Junior, S. E., 2017. Mutagenic and genotoxic effects and metal contaminations in fish of the Amambai River, Upper Paraná River, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 27104-27112. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0276-8>

Viana, L. F., Suárez, Y. R., Cardoso, C. A. L., Lima, S. M., da Cunha Andrade, L. H., Lima-Junior, S. E., 2019. Use of fish scales in environmental monitoring by the application of Laser-Induced Breakdown Spectroscopy (LIBS). *Chemosphere*, 228, 258-263. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.070>

Viana, L. F. et al. Bioaccumulation of metal in liver tissue of fish in response to water toxicity of the Araguari-Amazon River, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 12, p. 1-11, 2020.

Wang, H., Xu, R., Chen, H., Yuan, Q., 2018. Synthesis of nitrogen and sulfur co-doped yolk-shell porous carbon microspheres and their application for Pb (II) detection in fish serum. *Journal of Solid State Chemistry*. 266, 63-69. <https://doi.org/10.1016/j.jssc.2018.07.002>

Zuliani, T., Vidmar, J., Drincic, A. Scancar, J., Horvat, M., Necemer, M., Piria, M., Simonovic, P., Paunovic, M., Milacic, R., 2019. Potentially toxic elements in muscle tissue of different fish species from the Sava River and risk assessment for consumers. *Science of The Total Environment*. 650, 958–969. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.083>

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No estudo, constatamos diminuição da cobertura vegetal nativa no médio e baixo Rio Araguari o que pode estar impactando a qualidade da água e no escoamento de contaminantes inorgânicos no curso hídrico. Outro fator que pode estar influenciando na presença de contaminantes inorgânicos no curso do Rio Araguari, se refere a instalação de Usinas Hidrelétricas na área de estudo. Além da presença de contaminantes inorgânicos na água, também foi verificada a bioacumulação destes nos tecidos musculares da espécie de peixe *P. squamosissimus*, indicando níveis mais elevados do que os permitidos pela legislação nacional vigente. Sendo assim, apresentando riscos para a biota aquática e para os seres humanos, consumidores da espécie. Além disso, foi constatada a contaminação de As, Cd e Hg em otólitos na mesma espécie de peixe por meio da técnica de LIBS.

Neste contexto, esperamos que este trabalho incentive a produção de novos estudos que avaliem a integridade da biota aquática de forma eficiente e profunda. Sendo assim, para dar suporte à mitigação desta modalidade de poluição, deve-se realizar o monitoramento periódico das águas do médio e baixo rio Araguari. Além de desenvolver projetos de recuperação e a fiscalização rigorosa de atividades industriais presentes no Rio Araguari, averiguando se o despejo e manipulação de produtos químicos/efluentes utilizados por indústrias de mineração, bem como para atividades agropecuárias, está sendo realizada de maneira adequada.

8 ANEXOS

8.1 Comprovante de submissão do artigo no periódico Science of the Total Environment (<https://www.journals.elsevier.com/science-of-the-total-environment>)

A manuscript number has been assigned - STOTEN-D-21-21613

1 mensagem

Science of the Total Environment <em@editorialmanager.com> sex, 10 de set. de 2021 às 17:36
 Responder para: Science of the Total Environment <support@elsevier.com>
 Para: ALEXANDRO CEZAR FLORENTINO <alexandrocezar@gmail.com>



This is an automated message

Dear Professor FLORENTINO,

Your submission entitled "Differences in landscape composition, metal contamination in water and muscle tissue of *Plagioscion squamosissimus* in the middle and lower courses of the Araguari River (Amazon, Brazil)" has been assigned the following manuscript number: **STOTEN-D-21-21613**. Please reference this manuscript number for your future enquiries on the status of the manuscript.

You will be able to check on the progress of your paper by logging on to [Editorial Manager](#) as an author.

Thank you for submitting your work to this journal.

Kind regards,
 Jay Gan, Ph.D.
 Co Editor-in-Chief
 Science of the Total Environment

Based on feedback from authors, we have updated the style of the emails we send you. What do you think of the new look? Please let us know by filling out this [feedback form](#).

Have questions or need assistance?
 Please do not reply to this automated message.
 For further assistance, please visit Elsevier Support Center for [Author Support](#).
 You can also talk to our customer support team 24/7 by [live chat](#), [email](#) and [phone](#).

#AU_STOTEN#

To ensure this email reaches the intended recipient, please do not delete the above code



Ativar o
Acesse Cor

