



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DA EDUCAÇÃO
PROGRAMA DE CIÊNCIAS NATURAIS
LICENCIATURA INTEGRADA EM BIOLOGIA E QUÍMICA

CLÁUDIO RAMON SENA VASCONCELOS

**MERCÚRIO TOTAL EM *Hemiodus* sp., *Mylossoma* spp., *Schizodon* sp.
COMERCIALIZADOS NA CIDADE DE SANTARÉM – PARÁ – BRASIL.**

SANTARÉM – PARÁ
2022

CLÁUDIO RAMON SENA VASCONCELOS

**MERCÚRIO TOTAL EM *Hemiodus sp.*, *Mylossoma spp.*, *Schizodon sp.*
COMERCIALIZADOS NA CIDADE DE SANTARÉM – PARÁ – BRASIL.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Ciências Naturais para obtenção de grau no curso de Licenciatura Integrada em Biologia e Química; Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências da Educação.

Orientador Prof. Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira.

**SANTARÉM – PA
2022**

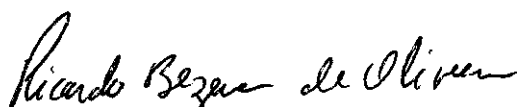
CLÁUDIO RAMON SENA VASCONCELOS

**MERCÚRIO TOTAL EM *Hemiodus* sp, *Mylossoma* spp., *Schizodon* sp.
COMERCIALIZADOS NA CIDADE DE SANTARÉM – PARÁ – BRASIL.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Ciências Naturais para obtenção de grau no curso de Licenciatura Integrada em Biologia e Química; Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências da Educação.

Conceito: Aprovado

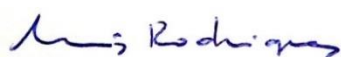
Data da Aprovação: 04/07/2022



Prof. Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira – Orientador
Universidade Federal do Oeste do Pará



Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes
Universidade Federal do Oeste do Pará



Prof. Dr. Luiz Reginaldo Ribeiro Rodrigues
Universidade Federal do Oeste do Pará

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas (SIBI) da UFOPA
Catalogação de Publicação na Fonte. UFOPA - Biblioteca Unidade Rondon

Vasconcelos, Cláudio Ramon Sena.

Mércúrio Total em Hemiodus sp., Mylossoma spp., Schizodon sp. comercializados na cidade de Santarém - Pará - Brasil / Cláudio Ramon Sena Vasconcelos. - Santarém, 2022.

42f.: il.

Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia). Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA. Instituto de Ciências da Educação - ICED. Programa de Ciências Naturais. Licenciatura Integrada em Biologia e Química.

Orientador: Ricardo Bezerra de Oliveira.

1. Aracu. 2. Charutinho. 3. Pacu. 4. Metilmercúrio. 5. Pescado. 6. Rio Tapajós. I. Oliveira, Ricardo Bezerra de. II. Título.

UFOPACampus Rondon

CDD 574 23.ed.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Jeová, por permitir percorrer o caminho que me trouxe até este momento.

Agradeço aos meus Pais Raimundo Vieira Vasconcelos e Maria Nizia da Silva Sena, pelo amor, amizade, carinho, paciência e seus ensinamentos, e por não medirem esforços para que eu pudesse prosseguir em meus estudos.

Aos meus Irmãos Airton Vasconcelos e José Vasconcelos, pela amizade, parceria e companheirismo, e por toda motivação para que eu pudesse prosseguir em meus estudos.

A minha amiga e companheira de laboratório Thamilles Franco, por todo o incentivo, colaboração e amizade. Sem a sua ajuda eu não teria conseguido desenvolver as minhas análises e conseqüentemente, não teria chegado até aqui.

As minhas amigas e também companheiras de laboratório Deise Juliane de Sousa, Domingas da Silva, Lizandra Vasconcelos e Mariana Garcia pela amizade, incentivo e colaboração durante as minhas análises.

Aos amigos e colegas de turma Adonias Carneiro, Hozana Duarte Neto, Mendelsohn Fujie e Robson Carneiro, pelos momentos de amizade, incentivo e parceria durante o decorrer do curso.

Aos professores membros do corpo docente do Programa de Ciências Naturais – PCNAT, pela paciência e dedicação durante as disciplinas.

Ao Prof. Dr. Fábio Rogério Rodrigues dos Santos, pela amizade, companheirismo e ensinamentos dentro e fora da sala de aula.

E eu não poderia deixar de agradecer ao meu orientador, Prof. Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira, pela atenção, dedicação, paciência e pela oportunidade que me fora concedida para participar das atividades do LabBBEx, o que me permitiu conhecer ainda mais a região amazônica e o nosso papel como professores.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	11
2.	REVISÃO DA LITERATURA	13
2.1.	Ciclo biogeoquímico do Hg	13
2.2.	Toxicocinética do Hg	16
2.3.	Toxicodinâmica do Hg	17
2.4.	Recomendações para o Consumo Seguro de Pescado.....	18
2.5.	Hg na região Amazônica.....	20
3.	OBJETIVOS.....	23
3.1.	Objetivo Geral.....	23
3.2.	Objetivos Específicos	23
4.	METODOLOGIA	24
4.1.	Local de estudo	24
4.2.	Preparo das amostras	24
4.3.	Determinação de HgT.....	26
4.4.	Estimativa de ingestão diária segura de pescado.....	27
4.5.	Análises estatísticas	28
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	33
7.	REFERÊNCIAS.....	35

RESUMO

A atividade de mineração de ouro utilizando o mercúrio (Hg) está presente no rio Tapajós e seus afluentes, disponibilizando esse metal para os ambientes aquáticos. Uma vez presente, o Hg é convertido, pela ação de bactérias, em metilmercúrio (MeHg), composto prejudicial à saúde. A presença de MeHg nos ambientes aquáticos é motivo de preocupação. Pois ele atinge facilmente o ser humano por meio do consumo de pescado contendo essa substância. Pois 95% do Hg total presente nos peixes está na forma de MeHg. O objetivo deste trabalho foi avaliar se as concentrações de mercúrio total (HgT) presente nas espécies *Hemiodus sp* (Charutinho), *Mylossoma spp.* (Pacu) e *Schizodon sp.* (Aracu) comercializados na cidade de Santarém-Pará-Brasil estão apropriadas para o consumo humano. As concentrações (mediana \pm EPD) de HgT encontradas foram $0,03\pm 0,002$; $0,03\pm 0,002$ e $0,05\pm 0,004$ $\mu\text{g/g}$ para *Hemiodus sp.*, *Mylossoma spp.* e *Schizodon sp.* respectivamente. Esses valores estão abaixo do limite máximo que é de $0,5$ $\mu\text{g/g}$ de pescado, essa quantidade foi estabelecida pela legislação brasileira e recomendações internacionais (FAO/OMS). Além disso, a quantidade de peixes estimada para consumo diário sem riscos para a saúde não deve ultrapassar 245g para as espécies *Hemiodus sp.* e *Mylossoma spp.* e 147g para a espécie *Schizodon sp.* Essas quantidades foram estimadas considerando um indivíduo adulto de 70kg de peso corporal. No entanto, a ingestão de quantidades acima desses valores estimados poderá resultar em um consumo de MeHg superior ao limite recomendado, $0,1$ $\mu\text{g/kg}$ de peso corporal/dia (USEPA), aumentando as chances da ocorrência de sintomas neurodegenerativos. Nesse sentido, o contínuo monitoramento das concentrações de HgT em peixes da região se faz necessário, devido as atividades de extração de ouro e retirada da cobertura vegetal as margens do rio Tapajós e afluentes, pois o pescado configura uma importante fonte de proteína e de rendas para as comunidades tradicionais assim como para os habitantes da zona urbana.

Palavras-chave: Aracu. Charutinho. Pacu. Metilmercúrio. Pescado. Rio Tapajós.

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básica
DMA	Analisador Direto de Mercúrio
EtHg	Etilmercúrio
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
Hg	Mercúrio
HgS	Sulfeto de mercúrio
Hg ⁰	Mercúrio elementar
Hg ¹⁺	Íon mercúrio (I) ou mercuroso
Hg ²⁺	Íon mercúrio (II) ou mercúrico
HgCl ₂	Cloreto de mercúrio
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LabBBEx	Laboratório de Bioprospecção e Biologia Experimental
MeHg	Metilmercúrio
OMS	Organização Mundial da Saúde
SNC	Sistema Nervoso Central
UFOPA	Universidade Federal do Oeste do Pará
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo biogeoquímico do mercúrio.	14
Figura 2 - Modelo simplificado de cadeia alimentar em um ecossistema aquático continental.	15
Figura 3 - O cátion metilmercúrio, CH_3Hg^+ , liga-se ao ligante tiol do aminoácido cisteína, para formar um complexo que imita a estrutura da metionina.	17
Figura 4 - Mapa de localização do Município de Santarém - Pará.	24
Figura 5 - Peixes utilizados no presente estudo. (a) <i>Hemiodus</i> sp., (b) <i>Mylossoma</i> spp. e (c) <i>Schizodon</i> sp.	25
Figura 6 - Medida de comprimento padrão.	25
Figura 7 - (a) Pesagem, (b) retirada de tecido da região dorsal de peixes da espécie <i>Hemiodus</i> sp., (c) tubos eppendorf de 2 ml para armazenagem do tecido da região dorsal. O mesmo procedimento foi aplicado para as espécies <i>Mylossoma</i> spp. e <i>Schizodon</i> sp.	26
Figura 8 - Analisador Direto de mercúrio modelo DMA – 80.	27
Figura 9 - Desenho esquemático representando o funcionamento do equipamento DMA-80.	27

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1- Concentrações [HgT] quadrimestral em <i>Hemiodus sp.</i> e o nível do Rio Tapajós (janeiro de 2018 a julho de 2019).....	30
Gráfico 2 - Concentrações medianas e erro padrão nas espécies <i>Hemiodus sp.</i> , <i>Mylossoma spp.</i> e <i>Schizodon sp.</i> durante os meses de abril a julho de 2019.....	31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Médias e desvio padrão do comprimento padrão e peso para os indivíduos das espécies amostradas.....	29
Tabela 2 – Concentrações de HgT (Mediana \pm erro padrão) para as espécies analisadas.....	Erro! Indicador não definido.
Tabela 3 – Estimativas para o consumo diário e semanal de pescado em gramas, respeitando os limites estabelecidos pela USEPA e FAO/WHO para o consumo de MeHg, feita por um indivíduo adulto pesando 70 kg.....	32

1. INTRODUÇÃO

O Hg é um elemento químico do grupo dos metais de transição interna, seu número atômico 80 e sua massa molar é de $200,59 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$, sendo considerado um metal pesado (RUSSEL, 2000). O Hg é encontrado na natureza na forma de sulfeto de mercúrio (HgS) no minério denominado cinábrio, além de se apresentar na forma de mercúrio elementar (Hg^0), e nas formas dos íons mercúrico (Hg^{2+}) e mercurioso (Hg^{1+}) (AZEVEDO, 2003). Além da forma elementar e iônica, podemos encontrar compostos de Hg em formas orgânicas, como o metilmercúrio (MeHg) e etilmercúrio (EtHg) (ATKINS; JONES, 2012; RUSSEL, 2000). Ademais, o Hg também pode ser encontrado na forma de sais inorgânicos como o cloreto de Hg (HgCl_2) e cloreto mercurioso (Hg_2Cl_2), esses compostos foram usados como purgativo e vermífugo (AZEVEDO, 2003). Outros compostos do Hg que podemos citar são o fulminato de Hg ($\text{Hg}(\text{CNO})_2$), utilizado como detonador em explosivos, e o sulfeto de Hg (HgS), pigmento vermelho utilizado até meados do século XX (ATKINS; JONES, 2012; CETESB, 2012).

Em temperatura ambiente o Hg se apresenta na forma de um líquido prateado, altamente tóxico para o homem e para os ecossistemas quando disponível (FARINA, 2013). O Hg é muito usado em diversas áreas de aplicações como, por exemplo, eletroeletrônica, metrologia, medicina, agricultura, industriais e extração de minerais, principalmente mineração de ouro (BRASIL, 2017). Esse metal também utilizado em ligas metálicas, chamadas de amálgamas, que podem ser líquidas ou sólidas na temperatura ambiente (RUSSEL, 2000). A amálgama dentária (utilizada no preenchimento das cavidades com "prata") é uma liga composta por Hg, prata, cádmio, estanho e cobre (BROWN, 2016).

As formas do Hg e os danos provocados por esses compostos no organismo humano, devido a sua toxicidade, tem sido amplamente estudado (COELHO-SOUZA; MIRANDA; GUIMARÃES, 2007; WHO/UNEP, 2008). Os compostos de Hg que tem provocado diversos casos de intoxicações em várias populações pelo mundo são o MeHg e o EtHg, em virtude do consumo de alimentos contaminados por essas substâncias (AZEVEDO, 2003).

Os efeitos da exposição ao Hg envolvem danos a vários tecidos do corpo humano como por exemplo rins, fígado, sistema digestivo e cardiovascular (CHOI et

al., 2017; LEE et al., 2017; NYLANDER; FRIBERG; LIND; 1987; SALONEN et al., 1995; WHO, 2008). No entanto, o sistema nervoso central (SNC) é o mais afetado pela exposição ao MeHg, forma mais tóxica do Hg, devido a facilidade deste composto em atravessar as barreiras hematoencefálicas, provocando danos irreversíveis (DE OLIVEIRA CORVELO et al., 2014). Perdas somatossensoriais são associadas a níveis altos de exposição ao Hg, ou seja, o indivíduo perde a capacidade de sensibilidade a estímulos em determinadas regiões do corpo, devido aos danos neurológicos causados pela exposição (KHOURY et al., 2015).

Na segunda metade do século XX, ocorreram os maiores acidentes envolvendo contaminação humana e ambiental por Hg, esses acidentes ocorreram na baía de Minamata (em 1956) e no rio Agano em Niigata (em 1965), ambos no Japão (AZEVEDO, 2003). Os ocorridos foram provocados pelo descarte inapropriado de MeHg pelas industriais locais, produtoras de acetaldeído e cloreto de vinila, sendo o procedimento de descarte feito diretamente nos corpos d'água daquelas localidades (AZEVEDO, 2003). Dessa forma, contaminando a ictiofauna e conseqüentemente os moradores das proximidades que consumiam o pescado contaminado (ETO, 1997; MCALPINE; ARAKI, 1958). O primeiro acidente foi constatado em 1956 e ficou conhecido doença de Minamata, os dois incidentes deixaram um saldo negativo inicial de 221 casos de intoxicação pela ingestão de pescado contendo MeHg (HARADA, 1995; MCALPINE; ARAKI, 1958). No final do ano de 1983 já haviam sido registrados 1612 casos de intoxicação, incluindo 527 mortes, sendo que a população intoxicada com MeHg, por meio do consumo de peixes, apresentaram problemas neurológicos (AZEVEDO, 2003). Sobretudo crianças nascidas de mães contaminadas, mesmo em casos em que as mães não apresentavam nenhum dos sintomas (ETO, 1997; HARADA, 1995; MATSUMOTO; KOYA; TAKEUCHI, 1965; TAMASHIRO et al., 1986).

No Oriente Médio, na América Latina e na África Ocidental, foram registrados casos de intoxicação por MeHg, às vezes com características epidêmicas, atribuídas a contaminação de produtos alimentícios, além dos peixes e animais aquáticos (AZEVEDO, 2003). Isso ocorreu em virtude da utilização de fungicidas mercuriais empregados no tratamento de sementes para o cultivo, ou seja, inaptas para o consumo humano, mas que inadvertidamente foram transformadas em alimentos (BRASIL, 2017; KASPER et al., 2007).

Acidentes deste tipo e de maior proporção ocorreram no Iraque, na década de 70, onde mais de 6.900 pessoas foram hospitalizadas por intoxicação por MeHg

(BISINOTI; JARDIM, 2004). Essas pessoas utilizaram grãos tratados com fungicidas mercuriais para fabricação de pães caseiros, no total foram registradas mais de 450 mortes devido a intoxicação por MeHg (BRASIL, 2017; KASPER et al., 2007). A partir de eventos como esses a comunidade científica voltou o seu interesse para o entendimento dos efeitos do Hg no meio ambiente e no organismo humano em diversas regiões do planeta (WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001).

A presença do Hg na região amazônica está associada principalmente a atividades antrópicas, como por exemplo a extração de ouro, que modificam os ecossistemas aquáticos, e conseqüentemente componentes da ictiofauna (LACERDA, 1997). O Hg é usado na mineração com o objetivo de separar o ouro dos demais rejeitos, porém o excedente usado no processo é despejado nos rios e lagos da região, uma vez que mineração ocorre próximo as margens dos cursos d'água (NEVADO et al., 2010). Dessa forma, o Hg torna-se disponível para esses ecossistemas e cadeia trófica aquática, podendo estar presente no tecido dos peixes da região e acessível ao ser humano por meio do consumo do pescado (MATOS et al., 2018).

Na Amazônia, o pescado é importante para as populações locais, seja como fonte de renda ou como fonte de alimento, uma vez que os peixes correspondem a 70% da preferência pelo consumo de proteínas da população (LINO et al., 2019; (LOPES; OLIVEIRA; RAMOS, 2016). Todavia, a presença do Hg em ambientes aquáticos pode estar contribuindo para exposição da população que não está diretamente ligada a atividade de extração de ouro. Dessa forma, a partir da ciência dos efeitos danosos provocados pelo Hg no organismo humano, surge a necessidade da verificação da presença e monitoramento das concentrações de Hg no tecido dos peixes que são consumidos pelas populações locais. Dado a importância do pescado como fonte de alimento e renda para a população amazônica.

2. REVISÃO DA LITERATURA

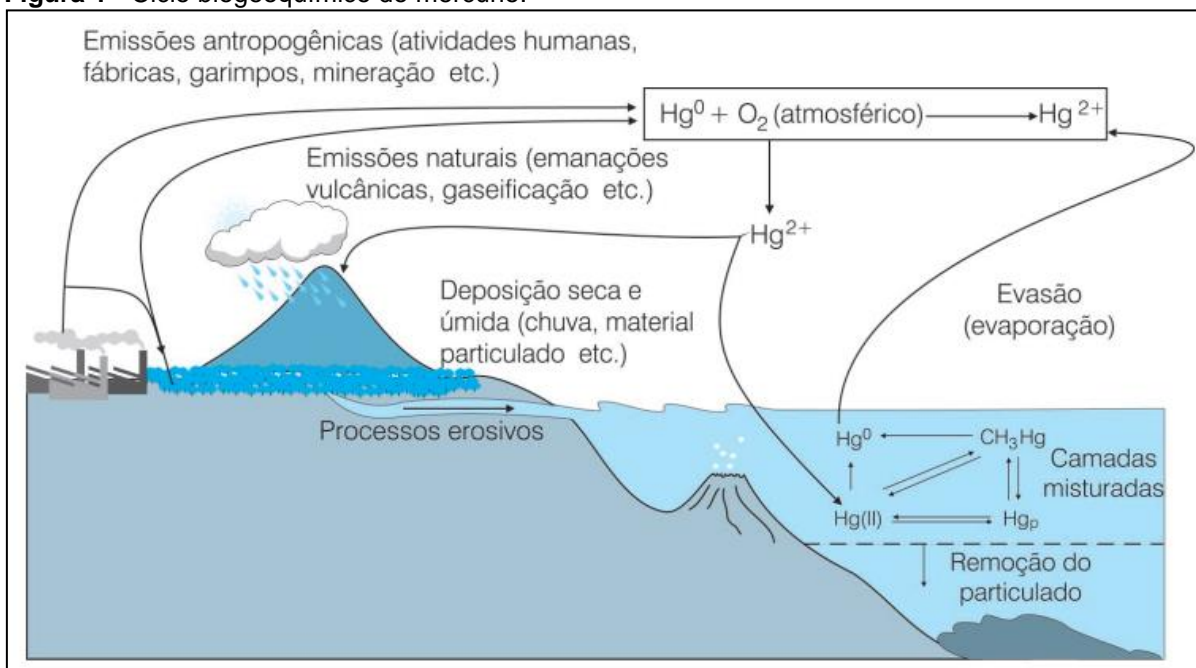
2.1. Ciclo biogeoquímico do Hg

A emissão de vapores de Hg⁰ marca o início do ciclo biogeoquímico do Hg (SOUZA; BARBOSA, 2000). Essas emissões ocorrem de maneira natural, por meio do vulcanismo, ou por meio de emissões antrópicas, como em atividades de mineração e indústrias de transformação (GRIGOLETTO et al., 2008; WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001) (Figura 1). Tanto o Hg proveniente de fontes naturais,

quanto o liberado por fontes antrópicas podem sofrer transformações no ambiente. Por intermédio de reações de óxido-redução o Hg^{2+} é formado a partir dos gases contendo Hg^0 , essa reação ocorre na presença de água e oxigênio (AZEVEDO, 2003).

Após o processo de oxidação em ambiente atmosférico, o Hg retorna para a superfície terrestre, por meio de precipitação das chuvas, na sua forma iônica (Hg^{2+}) (LACERDA; SOLOMONS, 1992). Os solos representam um reservatório de Hg onde sua permanência é mais longa, pois o tipo de solo e seu conteúdo de matéria orgânica são importantes fatores para sorção do Hg pelo material húmico (AZEVEDO, 2003; BISINOTI; JARDIM, 2004; WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001). Além disso, a retirada da cobertura vegetal, em virtude de atividades agropecuárias, também fornece esse contaminante para os ambientes aquáticos e para a atmosfera (WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001). A chuva ácida pode causar grande lixiviação do Hg sorvido no solo para os corpos d'água, tornando-o disponíveis para a ictiofauna local (LODENIUS; SEPPÄNEN; AUTIO, 1987). Quando presente no ambiente aquático o Hg^{2+} pode ser reduzido, e posteriormente retornando para a atmosfera (Figura 1).

Figura 1 - Ciclo biogeoquímico do mercúrio.



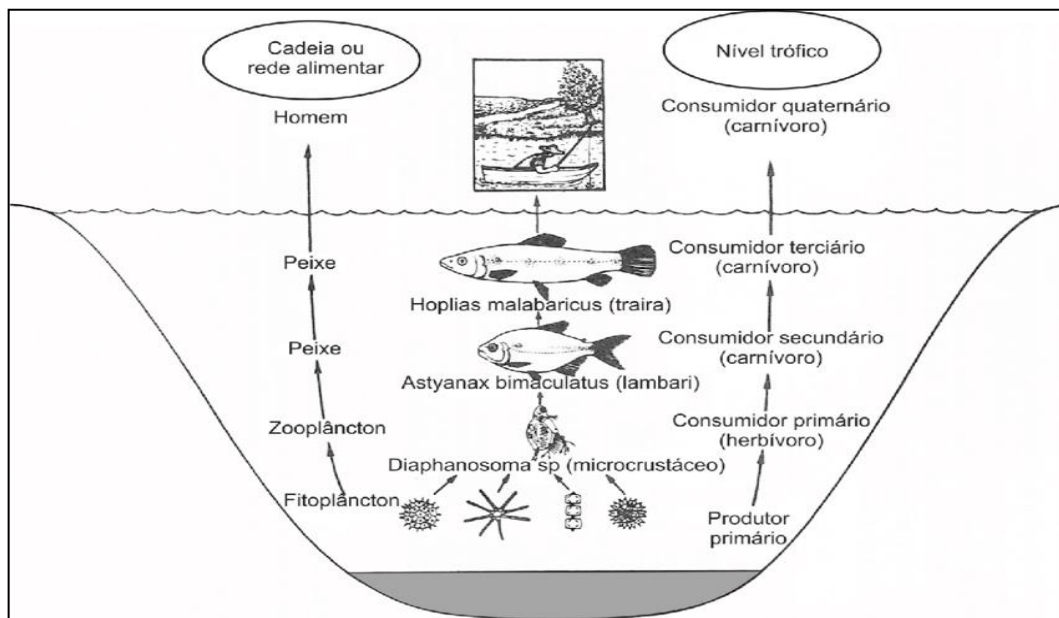
Fonte: Sousa; Barbosa (2000).

A partir do momento em que se torna disponível no ambiente aquático, tanto pelo processo de lixiviação quanto pela precipitação das chuvas, o Hg iônico também pode ser submetido ao processo de metilação por microrganismos aquáticos

(BISINOTI; JARDIN, 2004; WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001). Através de bactérias anaeróbicas, o MeHg é produzido por meio de uma coenzima contendo um átomo de cobalto, a cobalamina, produzida por bactérias metanogênicas em um ambiente moderadamente redutor (MANAHAN, 2000). Assim, o Hg^{2+} é convertido em MeHg lipossolúvel, a forma mais tóxica do Hg, com capacidade de atravessar a barreira hematoencefálica, causando danos ao SNC (DE OLIVEIRA CORVELO et al., 2014; WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001).

Nos sedimentos de fundo dos corpos d'água (córregos, rios e lagos), o Hg^{2+} é metilado principalmente pela ação de bactérias, tornando-se disponível para ser acumulado e ampliado por espécies em toda a estrutura da cadeia trófica aquática (VIEIRA et al., 2018). As águas dos rios da região amazônica, representam o principal compartimento ambiental para a produção e bioacumulação do MeHg (BRITO et al., 2017). O plâncton (fito e zooplâncton) desempenha um papel importante como produtor e consumidor primário e são os responsáveis pela transferência de Hg para os níveis mais elevados da teia trófica durante o processo de biomagnificação (Figura 2) (BACK; VISMAN; WATRAS, 1995).

Figura 2- Modelo simplificado de cadeia alimentar em um ecossistema aquático continental



Fonte: ESTEVES; GONÇALVES JR, (2011).

A bioacumulação é um processo no qual os seres vivos, animais ou plantas, absorvem e acumulam contaminantes químicos em seus tecidos devido ao tempo de

exposição. Do mesmo modo, a biomagnificação está relacionado ao aumento das concentrações do poluente nos níveis mais altos da cadeia trófica em comparação com os níveis mais baixos (AZEVEDO, 2003; FREITAS; SIQUEIRA-SOUZA, 2009). Dessa forma, o Hg disponível em ambientes aquáticos torna-se acessível para a ictiofauna integrando a sua dieta, bioacumulando e biomagnificando ao longo da cadeia trófica, resultando na exposição humana por meio do consumo de pescado (MATOS et al., 2018; ROCHA, 2009).

2.2. Toxicocinética do Hg

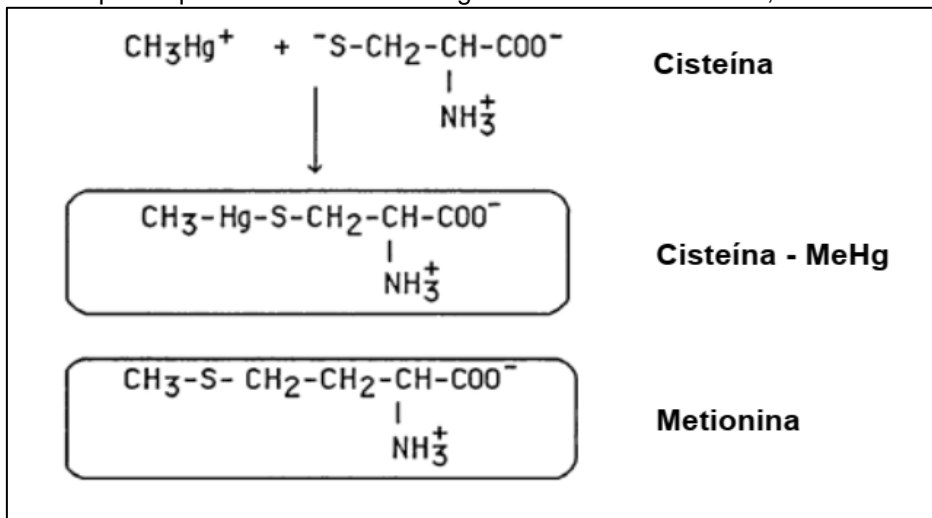
Na toxicocinética do Hg estudam-se as interações do metal e seus componentes com os organismos a eles expostos, e os consequentes processos de absorção distribuição, biotransformação, armazenamento e eliminação (AZEVEDO, 2003). Todavia, sua toxicocinética depende da espécie química do Hg (USEPA, 1997). Portanto, funções enzimáticas podem ser comprometidas, inibindo o processo de catalização de reações metabólicas, principalmente no cérebro, além de ser considerado um elemento não essencial para o organismo (BRANCO et al., 2012; TINÔCO et al., 2010; WHO, 1990).

O MeHg é a forma mais tóxica do Hg, devido as suas propriedades lipofílicas, conferindo a esse composto a capacidade de atravessar as barreiras celulares (CARROCI, 2014). Dessa forma, a presença desse composto no tecido do pescado consumido pela população representa um sério risco para a saúde humana, uma vez que 95% do Hg presente no tecido dos peixes está na forma do MeHg (LINO et al., 2019). Quando a absorção do MeHg ocorre no epitélio gastrointestinal, por meio da ingestão, podemos observar que cerca de 95% do contaminante disponível é absorvido pelo trato digestivo (FAO/WHO, 2004; WHO/UNEP, 2008; WHO, 1990). No sangue, o MeHg fixa-se, sobretudo à hemoglobina, numa taxa significativa que pode atingir até 90% (AZEVEDO, 2003).

O tempo médio para a distribuição do MeHg no organismo é de 30 horas (BITENCOURT et al., 2013). O transporte de MeHg pelos tecidos parece ser mediado pela formação do complexo cisteína-MeHg, estruturalmente semelhante a metionina (Figura 3) (CLARKSON; VYAS; BALLATORI, 2007; USEPA, 1997). Após a sua distribuição pelo organismo, o MeHg, atravessa a barreira hematoencefálica, atingindo o cérebro, causando lesões irreparáveis (ETO, 1997; HARADA, 1995; SCHAEFER et

al., 2019). De todas as formas do Hg, os compostos orgânicos são os de maior deposição cerebral, podendo atingir um percentual de 98% do total absorvido, caracterizando o SNC como o ponto crítico do organismo na exposição ao MeHg (ASCHNER; ASCHNER, 1990; AZEVEDO, 2003).

Figura 3 - O cátion metilmercúrio, CH_3Hg^+ , liga-se ao ligante tiol do aminoácido cisteína, para formar um complexo que imita a estrutura do grande aminoácido neutro, a metionina.



Fonte: Clarkson; Magos (2006) (Adaptado).

Foi demonstrado que o MeHg sai das células do fígado para a bile por meio da formação de um complexo com a glutathiona nos transportadores endógenos da glutathiona, sendo eliminado posteriormente (CLARKSON; VYAS; BALLATORI, 2007). A eliminação do MeHg pode ocorrer principalmente através das fezes, havendo uma fase de declínio rápido seguida de uma fase lenta (AZEVEDO, 2003). A meia vida do MeHg no organismo é de 70 dias (AZEVEDO, 2003). Dessa maneira, a quantidade de pescado consumida e o tempo de exposição são fatores que influenciam no aparecimento de efeitos danosos provocados ao ser humano por esse xenobiótico.

2.3. Toxicodinâmica do Hg

Um dos principais objetivos da toxicologia está relacionado ao entendimento dos caminhos pelos quais os agentes xenobióticos desempenham efeitos nocivos ao organismo, bem como o uso dessa informação para minimizá-los (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Dessa forma, a toxicodinâmica do Hg trata dos mecanismos de ação desse contaminante no organismo (USEPA, 1990). As reações de biotransformação do Hg podem ocorrer de quatro vias: oxidação do Hg^0 a Hg^{2+} ; redução do Hg^{2+} ,

conversão do MeHg em Hg inorgânico e metilação do Hg inorgânico (AZEVEDO, 2003; RAMÍREZ, 2008).

Entre os compostos do Hg, o que causa maior preocupação é o MeHg devido a sua alta toxicidade e efeitos danosos provocados no organismo humano (BISINOTI; JARDIM, 2004). O MeHg atravessa a barreira hematoencefálica por meio do complexo MeHg/L-Cisteína, esse composto é estruturalmente semelhante a L-Metionina, um substrato de transporte de aminoácidos, tornando o MeHg disponível para as células nervosas (KERPER; BALLATORI; CLARKSON, 1992). Esse complexo é formado a partir da ligação entre o MeHg e o grupo tiol (SH-), presente na molécula do aminoácido L-Cisteína (CARROCI et al., 2014). Ao chegar no SNC, o MeHg liga-se covalentemente ao grupo SH- de moléculas proteicas e não proteicas, como a glutatona, um tripeptídeo que possui funções fisiológicas, incluindo a defesa celular contra espécies reativas de oxigênio (ASCHNER; SYVERSEN 2005; DRINGEM, 2000).

As enzimas glutatona peroxidase e glutatona redutase atuam na desintoxicação de peróxidos e na redução de dissulfeto de glutatona (HUBBER; ALMEIDA; FÁTIMA, 2008). Contudo, a interação do MeHg com essas enzimas causa a inibição das mesmas e conseqüentemente um aumento das espécies reativas de oxigênio, provocando danos a uma série de biomoléculas (lipídeos e ácidos nucleicos) (FARINA et al., 2011). Os danos causados pelo aumento das concentrações de espécies reativas de oxigênio, incitados pela ação inibidora do MeHg em tais enzimas, provocam a morte celular (FARINA et al., 2011).

No cérebro, o MeHg deposita-se preferencialmente nos neurônios, residindo principalmente na fração proteica do citoplasma e em pequenas quantidades no núcleo celular (CHANG; HARTMANN, 1972; CHANG; TJALKENS, 2010; MAC, 1969). Sintomas como cefaleia, fadiga, tontura, náuseas/vômitos, adormecimento nas mãos, parestesias, alteração de memória, insônia, tristeza, ansiedade, medo e agressividade foram relatados na intoxicação por MeHg (KHOURY et al., 2013).

2.4. Recomendações para o Consumo Seguro de Pescado

A organização mundial da saúde (OMS) estipulou valores de referência para o consumo seguro de pescado. Em estudos realizados por Grandjean et al. (1997) nas

Ilhas Faroe e Myers et al. (1997) nas ilhas Seichelles demonstraram associações positivas entre os níveis de exposição pré-natal e problemas neurocognitivos apresentados pelas crianças anos mais tarde. Esses estudos serviram de base para as estimativas de concentrações seguras para o consumo de pescado contendo Hg. A partir de estudos epidemiológicos sobre a exposição mercurial, a OMS fixou valores da concentração de Hg de 1 µg/g e 0,5 µg/g em espécies de peixes carnívoros e não carnívoros, respectivamente (WHO, 2008).

As recomendações adotadas pelo governo brasileiro se baseiam nos mesmos valores de referência estipulados pela OMS para o consumo de peixes carnívoros e não carnívoros (BRASIL, 2013). O Comitê de Especialistas em Aditivos Alimentares (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives - JECFA) recomenda que o consumo de MeHg feito por um indivíduo adulto não deve exceder 1,6 µgMeHg/kg de peso corporal/ semana (FAO/WHO, 2004). Esses valores são recomendados devido a não observância de manifestação de distúrbio neurológicos causados pelo consumo de frutos do mar até o valor estabelecido (FAO/WHO, 2004; WHO/UNEP, 2008).

Por outro lado, Agencia Americana de Proteção Ambiental (United States Environmental Protection Agency – USEPA) (2017) estimou que o consumo de MeHg por meio da ingestão de peixes não deveria exceder o limite de 0,1 µgMeHg/kg peso corporal do indivíduo por dia. Esse valor considera o limite máximo de HgT de 0,5 µg/g de pescado (WHO/UNEP, 2008). De modo que o consumo semanal de MeHg não deve exceder o limite de 0,7 µg/kg de peso corporal para um indivíduo (USEPA, 2017; WHO/UNEP, 2008). Dessa forma, considerando que um peixe não carnívoro possua o limite máximo de HgT permitido, 0,5 µg/g, e considerando também, a proporção de MeHg encontrada em peixes na bacia do rio Tapajós, 95% do HgT, o consumo diário seria de 15 g peixes/dia para um indivíduo de 70Kg. Esse valor é inferior a quantidade consumida pelas populações ribeirinhas da região do rio Tapajós (PASSOS et al., 2008). Ou seja, além do consumo de pescado com atenção aos limites máximos de HgT recomendados, devemos ter em conta a quantidade de peixes consumidas semanalmente.

No entanto, comunidades ribeirinhas situadas as margens do rio tapajós consomem em média 141g de peixe por refeição e com uma média de 7 refeições/semana (Passos et al., 2008). Esses valores de consumo semanal de peixes

pelas populações do rio Tapajós corresponderiam a um consumo de 145% acima dos valores recomendados como seguro pela OMS. Somado a isso, existe a ocorrência de espécie de peixes que ultrapassam os valores estabelecidos pela OMS (BOURDINEAUD et al., 2015; PASSOS et al., 2007a, 2008). Nesse sentido, as populações ribeirinhas estão constantemente expostas ao Hg, através do consumo de peixes, uma vez que o pescado representa a principal, quando não a única fonte de proteína para essas comunidades (AKAGI et al., 1995a, 1995b; BOISCHIO; BARBOSA, 1993; COSTA JUNIOR et al., 2018; LINO et al., 2018; NRC, 2006; DA SILVA et al., 2013).

2.5. Hg na região Amazônica

2.5.1. Atividades antrópicas e a emissão de Hg na região amazônica

A presença de Hg na região amazônica está associada, à primeira vista, ao processo de extração de ouro, expondo os rios e lagos da região a esse elemento químico, e conseqüentemente os peixes daquela localidade (CRESPO LOPEZ et al., 2021; LACERDA, 1997; NEVADO et al., 2010). No Início da década 1980 houve o crescimento das áreas exploração de ouro na região amazônica (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002). Sobretudo, na região da bacia Rio Tapajós, que possui um histórico de atividades de extração de ouro, sendo responsável por 50% da produção nacional de ouro durante os anos de 1980 (SANTOS et al., 2003; ROULET et al., 2000). Em 2016, a emissão de Hg decorrente da extração de ouro na região amazônica, sobretudo nos estados do Pará e no Mato Grosso, totalizaram 161 toneladas (CASTILHOS; DOMINGOS, 2018).

A partir de dados coletados recentemente, foi constatado que 93,7% das áreas de garimpo no Brasil estão situadas na Amazônia, com destaque ao Estado do Pará, com uma área de exploração de 76.542 hectares (MAPBIOMAS, 2021). Outra informação relevante decorrente desse levantamento é que a produção de ouro corresponde a 86,6% do material extraído. Além disso, a produção nacional de ouro foi estimada em 487,6 toneladas, nos anos de 2015-2020, porém 47% produção de apresentam indícios de ilegalidades (RODRIGUES; LEITÃO, 2020). Nesse sentido, o Hg utilizado na extração de ouro e o rejeito produzido por essa atividade é apontado como principal responsável pela contaminação de ambientes aquáticos, e conseqüentemente, dos peixes da região (BASTOS et al., 2006; NEVADO et al.,

2010). Pois a média de Hg utilizado na extração de ouro pode variar de 2 Kg a 3kg de Hg para cada 1Kg de ouro produzido (CASTILHO; DOMINGOS, 2018; GALVIS, 2020).

No entanto, a extração de ouro não é a única forma de disponibilizar o Hg para a atmosfera e ambientes aquáticos da Amazônia. As mudanças do uso do solo, por meio do desmatamento, queimadas e plantio de pastagem, acabam disponibilizando o Hg presente no solo para os corpos d'água por meio dos processos erosivos (ALMEIDA et al., 2005; ROULET; LUCOTE, 1995; ROULET et al., 1998; ROULET et al., 1999). Dados levantados recentemente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) mostram um aumento de 22% no desmatamento na região norte do Brasil no ano de 2021 em relação ao ano de 2020, totalizando uma área de 13.235 km² (INPE, 2021). Esse aumento da área desmatada pode estar relacionado ao crescimento do rebanho de gado bovino, sobretudo na região norte, onde foi registrado um aumento de 5,5% em 2020, totalizando 50,4 milhões de cabeças de gado (IBGE, 2021). Dessa forma, o Hg que estava contido no compartimento do solo acaba se tornando disponível para atmosfera e para os ecossistemas aquáticos, integrando a dieta dos peixes da região (WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001).

2.5.2. Presença do Hg em peixes e a saúde da população amazônica

O pescado possui papel fundamental para a população amazônica, pois além de servir como fonte de proteína também se configuram como fonte de renda, por meio da comercialização do pescado, para essas populações tradicionais (LINO et al., 2018). A preocupação maior é em relação ao MeHg, configurando um grave problema de saúde, em virtude dos malefícios gerados no organismo devido a sua toxicidade, correspondendo a 95% do HgT presente nos peixes (CARROCI, 2014; LINO et al., 2019; MALM et al., 1995).

A exposição das populações amazônicas é de 2 a 6 vezes as doses de referência estabelecidos pelos órgãos competentes (CRESPO-LOPES et al., 2021). Moradores da bacia do rio Tapajós, expostos ao MeHg por meio do consumo de peixes, apresentaram perdas somatossensoriais em comparação com indivíduos residentes no Estado do Tocantins, não expostos ao MeHg (KHOURY et al., 2015). Em outro estudo realizado com habitantes da mesma região (bacia do rio Tapajós), foi constatado níveis de Hg no cabelo acima do valor de referência em 84,4% das amostras analisadas (FAIAL et al., 2015).

Além disso, estudos comparando a visão de cores de crianças da bacia do rio Tapajós e da bacia do Tocantins, mostrou que as primeiras apresentaram pior desempenho no teste de visão, associado aos níveis de exposição ao Hg (FREITAS et al., 2018). Outro fator preocupante em relação a exposição ao Hg são os níveis de contaminação materno, tendo em vista a propriedade desse contaminante em atravessar a barreira placentária e potenciais efeitos adversos ao recém nato (KAJIWARA, 1996). Em estudo realizado com um grupo de gestantes da cidade de Itaituba – Pará, constatam que os níveis de Hg capilar (0,9 µg/g) estava acima do limite para a não observação de efeitos adversos em recém natos (0,3 µg/g) (SILVA, 2020; SCHOEMAN, 2009). Os efeitos neurológicos estudados, especialmente a motricidade, estão associados aos níveis de exposição ao Hg por meio do consumo de peixes (BARBIERI; GORDON, 2009).

Dessa forma, a população amazônica está constantemente exposta ao MeHg, através do consumo de peixes, uma vez que o pescado representa uma fonte de renda e de proteína para essas comunidades (AKAGI et al., 1995a, 1995b; BOISCHIO; BARBOSA, 1993; COSTA JUNIOR et al., 2018; LINO et al., 2018; NRC, 2006; DA SILVA et al., 2013).

Diante das situações danosas provocadas pela exposição da população ao Hg associado ao consumo de pescado, surge a necessidade de monitoramento das concentrações de Hg nas espécies de peixes comercializadas no município de Santarém – Pará, devido o valor nutricional do pescado na dieta dos moradores de Santarém e região. Para este estudo escolhemos espécies comerciais como *Hemiodus* sp., *Mylossoma* spp. e *Shizodon* sp., popularmente conhecido como Charutinho, Pacu e Aracu respectivamente.

As espécies *Hemiodus* sp. e *Mylossoma* spp., apresentam cerca de 20 cm de comprimento, consideradas onívoras e herbívoras respectivamente. A espécie *Hemiodus* sp. alimenta-se de microrganismos bentônicos e perifíton, enquanto que a espécie *Mylossoma* spp. alimenta-se frutos e sementes, sendo distribuídas por toda a bacia amazônica (FERREIRA; ZUANON; SANTOS, 1998). A espécie *Schizodon* sp. possuem cerca de 30 cm de comprimento, apresenta distribuição por toda bacia amazônica e é considerado herbívora, alimentando-se de algas filamentosas, raízes e sementes (FERREIRA; ZUANON; SANTOS, 1998).

Em relação a seleção das espécies, destacamos como aspectos que levaram a escolha à disponibilidade, o baixo custo e a popularidade entre os moradores da cidade Santarém-Pá. Uma vez que os peixes *Schizodon* sp. e *Mylossoma* spp. estão entre as dez espécies de peixes mais populares e consumidos pelos moradores do município e região (BRAGA; SILVA; REBÊLO, 2016). Desse modo, a estimativa da quantidade segura para a ingestão diária se torna fundamental, tendo em vista a importância do pescado na dieta da população amazônica (LINO et al, 2018).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

Determinar se as concentrações de HgT em peixes da espécie *Hemiodus* sp., *Mylossoma* spp. e *Schizodon* sp. comercializadas no mercado de Santarém, estão apropriados para o consumo.

3.2. Objetivos Específicos

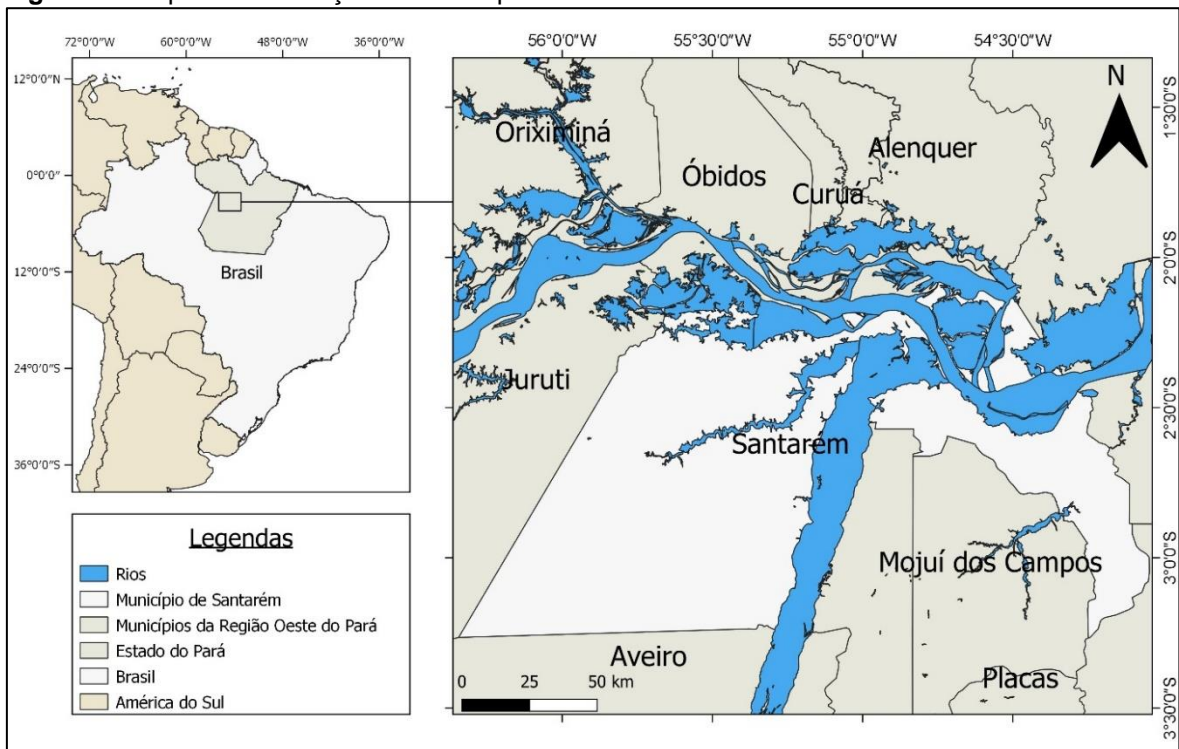
1. Verificar se as concentrações de HgT na espécie *Hemiodus* sp. variam nos períodos de cheia e seca do rio Tapajós;
2. Determinar a quantidade segura para ingestão dessas espécies.

4. METODOLOGIA

4.1. Local de estudo

O presente estudo foi realizado no município de Santarém – Pará (Figura 4). O município possui 306.480 habitantes e um IDH de 0,69, sua economia é voltado para o comércio e serviços, agropecuária e ecoturismo (IBGE, 2020). Os espécimes para análise foram obtidos em feira livre da cidade, durante o período de janeiro de 2018 a julho de 2019. O preparo das amostras e as análises foram realizadas no Laboratório de Bioprospecção e Biologia Experimental da Universidade Federal do Oeste do Pará (LabBBEx/UFOPA).

Figura 4 - Mapa de localização do Município de Santarém - Pará.



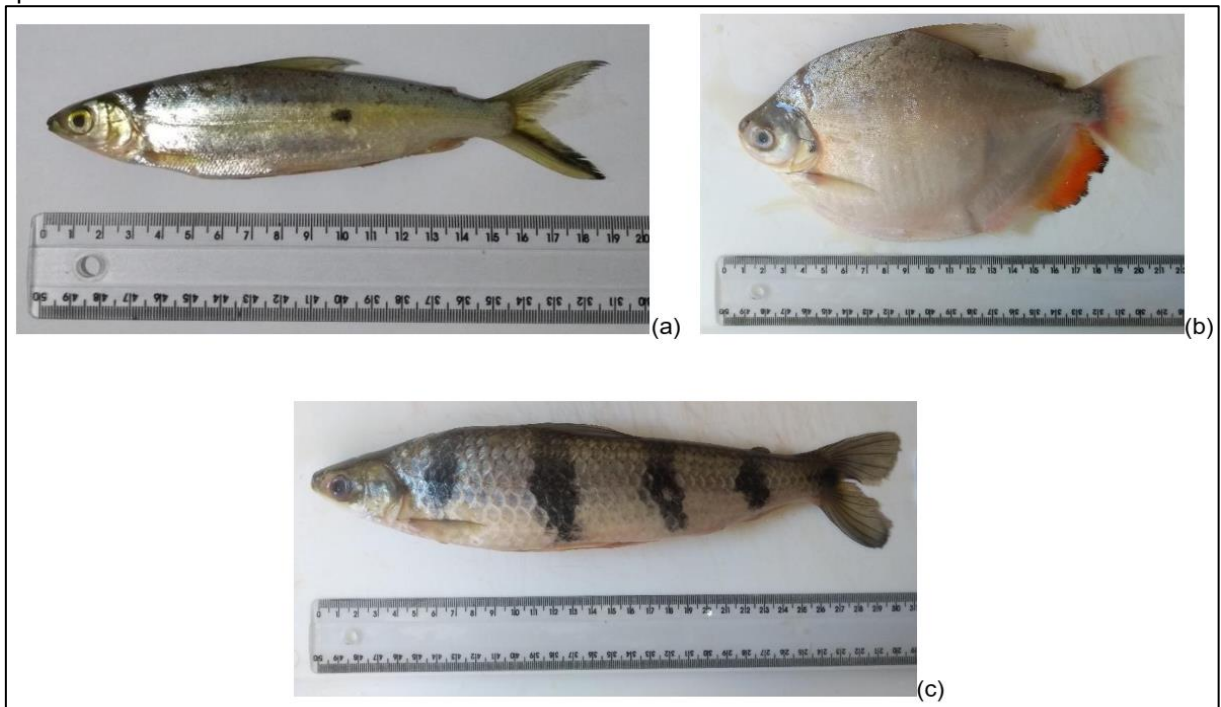
Fonte: Próprio autor (2022).

4.2. Preparo das amostras

Para o presente estudo foram escolhidas três espécies diferentes de peixes, *Hemiodus* sp., *Mylossoma* spp. e *Schizodon* sp. (Figura 5). As amostras da espécie *Hemiodus* sp. foram coletadas no período de janeiro de 2018 a junho de 2019. Enquanto as amostras das espécies *Mylossoma* spp. e *Schizodon* sp. foram coletadas durante os períodos de abril a julho de 2019. De forma a respeitar o período de defeso continental estipulado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos

Naturais Renováveis para o período de reprodução das espécies (BRASIL, 2017). As amostras foram pesadas e o comprimento padrão (medida de comprimento entre a boca e o pedúnculo caudal) foram registrados (Figura 6). Uma alíquota de tecido muscular da porção dorsal de cada espécime foi retirada para posterior análise. As amostras foram armazenadas em tubo eppendorf de 2 ml, e congeladas para posterior análises (Figura 7).

Figura 5 - Peixes utilizados no presente estudo. (a) *Hemiodus* sp., (b) *Mylossoma* spp. e (c) *Schizodon* sp.



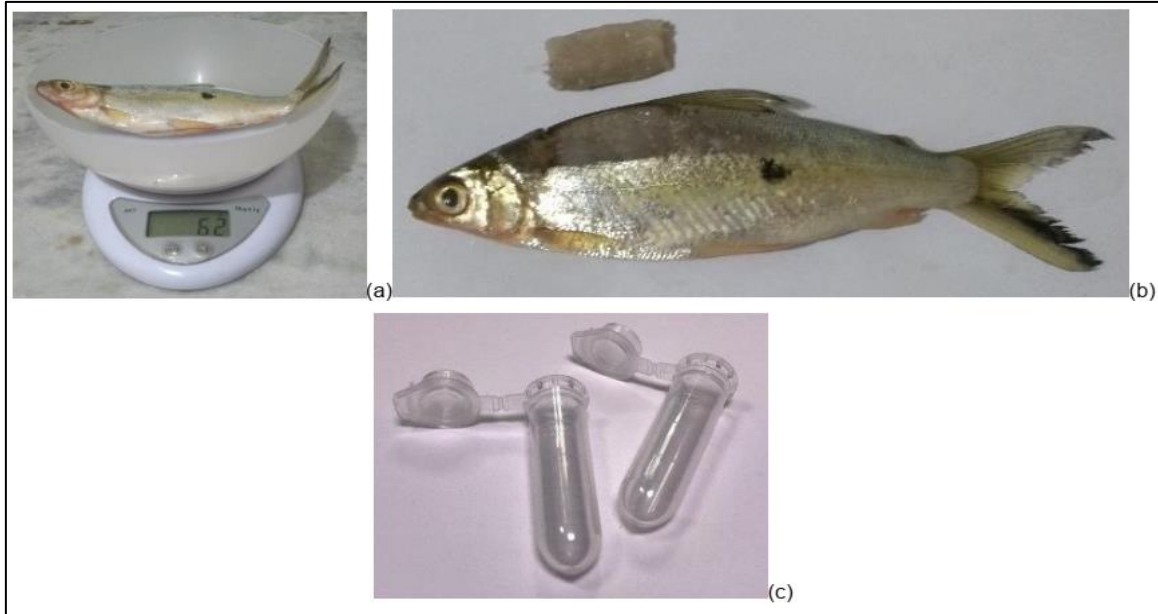
Fonte: Autoria própria (2019).

Figura 6 - Medida de comprimento padrão.



Fonte: Autoria própria (2019).

Figura 7 - (a) Pesagem, (b) retirada de tecido da região dorsal de peixes da espécie *Hemiodus* sp., (c) tubos eppendorf de 2 ml para armazenagem do tecido da região dorsal. O mesmo procedimento foi aplicado para as espécies *Mylossoma* spp. e *Schizodon* sp.



Fonte: Autoria própria (2019).

Os dados relacionados ao nível do rio Tapajós, durante o período de janeiro de 2018 à julho 2019, foram levantados a partir do banco de dados Rede Hidrometeorológica Nacional (Sistema HIDRO), serviço ligado a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2022).

4.3. Determinação de HgT

Para análises de Hg total, utilizamos aproximadamente 0,1 g de cada amostra, sendo a análise realizada em duplicata. A massa da alíquota foi aferida utilizando balança analítica. A determinação de HgT foi realizada utilizando o Analisador Direto de Hg - DMA-80 (Milestone-Itália) (Figura 8). O equipamento utiliza a decomposição térmica da amostra para realizar as análises, onde material a ser analisado é aquecido à temperatura de 650°C, e os vapores provenientes da amostra contendo Hg são carregados para o amalgamador por meio de um fluxo de oxigênio (95% v/v) e posteriormente direcionados para a célula de detecção do espectrofotômetro de absorção atômica para quantificação de HgT proveniente da amostra, conforme demonstra o desenho esquemático do equipamento (Figura 9). Para garantir a confiabilidade dos resultados foi utilizado o material de referência certificado BCR-463

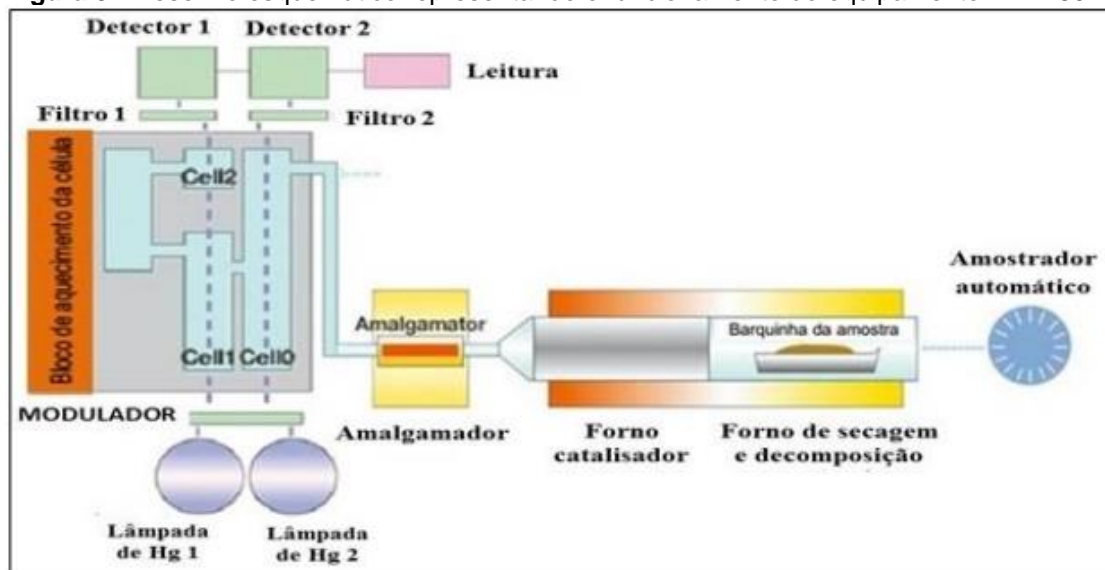
Tuna Fish (SIGMA), com valores de referência de $2,85 \pm 0,16$ mgHg/kg, obtendo valores de $2,80 \pm 0,07$.

Figura 8 - Analisador Direto de mercúrio modelo DMA - 80.



Fonte: Autoria própria (2019).

Figura 9 - Desenho esquemático representando o funcionamento do equipamento DMA-80.



Fonte: Adaptado de Nortje (2010).

4.4. Estimativa de ingestão diária segura de pescado

Para determinar a ingestão diária segura com base nas concentrações de HgT observada nas espécies estudadas, adaptamos a equação proposta por Lino et al (2018). Considerando o limite máximo de ingestão diária de MeHg o valor de $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (USEPA, 2017) e $0,2 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (FAO/WHO, 2004), o peso corporal para

os brasileiros em 70kg (IBGE, 2010). Os efeitos do cozimento foram descartados. A equação é apresentada a seguir:

$$\text{Ingestão Diária de pescado (g/dia)} = \frac{\text{DRI} * 70\text{kg}}{[\text{HgT}] * 95\%}$$

Onde: *DRI* (Dose de referência de ingestão de MeHg) = 0,1 µg.kg⁻¹. dia⁻¹ (USEPA, 2017) e 0,2 µg.kg⁻¹. dia⁻¹ (FAO/WHO, 2004); [*HgT*] = concentração de HgT para a espécie (µg/g); peso corporal dos indivíduos 70kg; 95% = taxa correspondente ao MeHg presente nos peixes do rio Tapajós.

4.5. Análises estatísticas

Foram utilizados valores de mediana e erro padrão para os meses amostrais. Para a verificar a normalidade dos dados foi utilizado o teste estatístico Shapiro – Wilk. Como os dados não apresentaram uma distribuição normal, foi utilizado o teste Mann – Whitney para a verificação de diferenças estatisticamente significativas entre os meses amostrados. Foi adotado o valor de $p \leq 0,05$ para a ocorrência de diferenças estatisticamente significativas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As médias e desvio padrão dos dados biométricos de comprimento padrão e peso para as espécies analisadas são apresentados na Tabela 1. As concentrações de HgT (medianas \pm erro padrão) para as espécies estudadas são mostrados na Tabela 2. Os valores de HgT nas espécies no presente estudo correspondem em média a 7,3% do valor estabelecido para o consumo seguro de peixes não carnívoros, que é de 0,5 $\mu\text{gHg/g}$ de pescado (BRASIL, 2013; WHO, 2008). Os resultados obtidos para as amostras estudadas estão abaixo dos valores de concentração encontrados em outros estudos realizados com espécie do mesmo gênero (BOURDINEAUD et al., 2015; FAIAL et al, 2015; PASSOS et al., 2008; DA SILVA et al., 2006; SOARES et al., 2016).

Tabela 1 - Médias e desvio padrão do comprimento padrão, peso e concentrações de HgT (mediana \pm erro padrão) para os indivíduos das espécies amostradas.

Espécie	N	Período de coleta	Comprimento padrão (cm)		Peso (g)	
			Media \pm Desvio Padrão	Min – Máx.	Media \pm Desvio Padrão	Min – Máx
<i>Hemiodus</i> sp.	364	Jan./2018 – Jun./2019	16,37 \pm 1,4	10,8 – 21,8	62,02 \pm 17,2	30 - 161
<i>Mylossoma</i> spp.	38	Abr./2019 – Jul./2019	16,07 \pm 0,6	14,3 – 18,8	192,21 \pm 11,9	138 - 285
<i>Schizodon</i> sp.	40	Abr./2019 – Jul./2019	24,22 \pm 1,5	19,8 – 31,2	241,0 \pm 30,2	169 - 312

Fonte: Elaborado pelo próprio autor (2022).

Tabela 2 - Concentrações de HgT (Mediana \pm erro padrão) para as espécies analisadas.

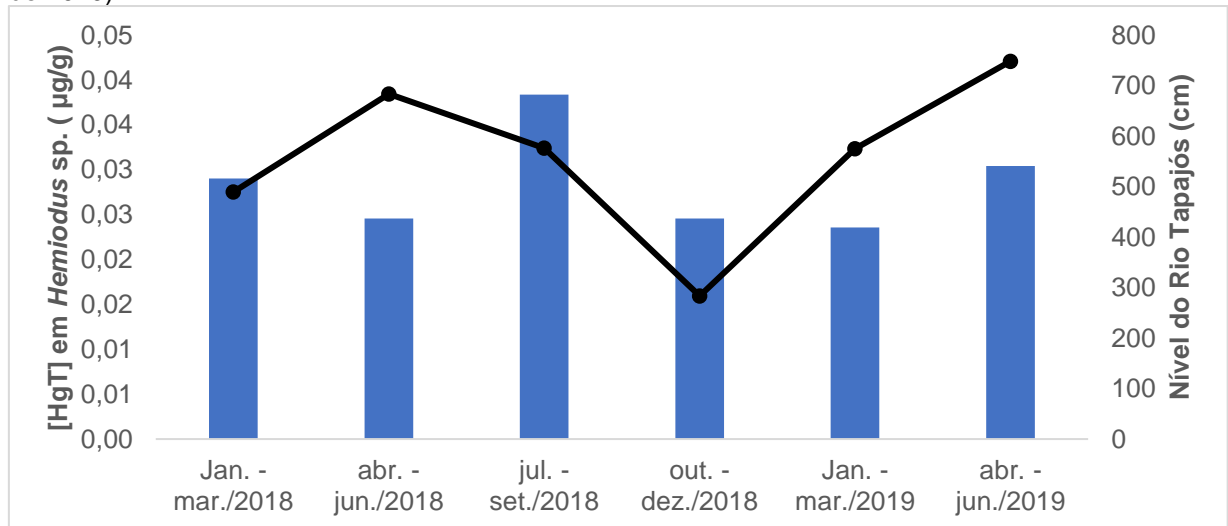
Espécie	Medianas ($\mu\text{g/g}$)	\pm Erro padrão
<i>Hemiodus</i> sp.	0,03	0,002
<i>Mylossoma</i> spp.	0,03	0,002
<i>Schizodon</i> sp.	0,05	0,004

Fonte: Elaborado pelo próprio autor (2022).

A espécie *Hemiodus* sp. teve um período maior de coleta (janeiro de 2018 à junho de 2019). Desse modo, foi possível verificar a flutuação das concentrações de HgT na espécie em relação a mudança no nível do rio Tapajós (estação chuvosa e seca). A estação chuvosa é subdividida em enchente (janeiro a março) e cheia (abril a junho), ocorrendo a elevação do nível dos rios (DE OLIVEIRA et al., 2020). Enquanto que a estação seca é subdividida em vazante (julho a setembro) e seca (outubro a dezembro), momento de diminuição do nível dos rios (DE OLIVEIRA et al., 2020). Com

isso, podemos observar que as concentrações medianas de HgT na espécie *Hemiodus* sp. possuem um comportamento inverso em relação ao nível do rio Tapajós. Apresentando as menores concentrações durante a estação chuvosa nos anos de 2018 e 2019 (janeiro a julho) e as maiores concentrações durante a estação seca de 2018 (agosto a dezembro) (Gráfico 1).

Gráfico 1- Concentrações [HgT] em *Hemiodus* sp. e o nível do Rio Tapajós (janeiro de 2018 a junho de 2019).



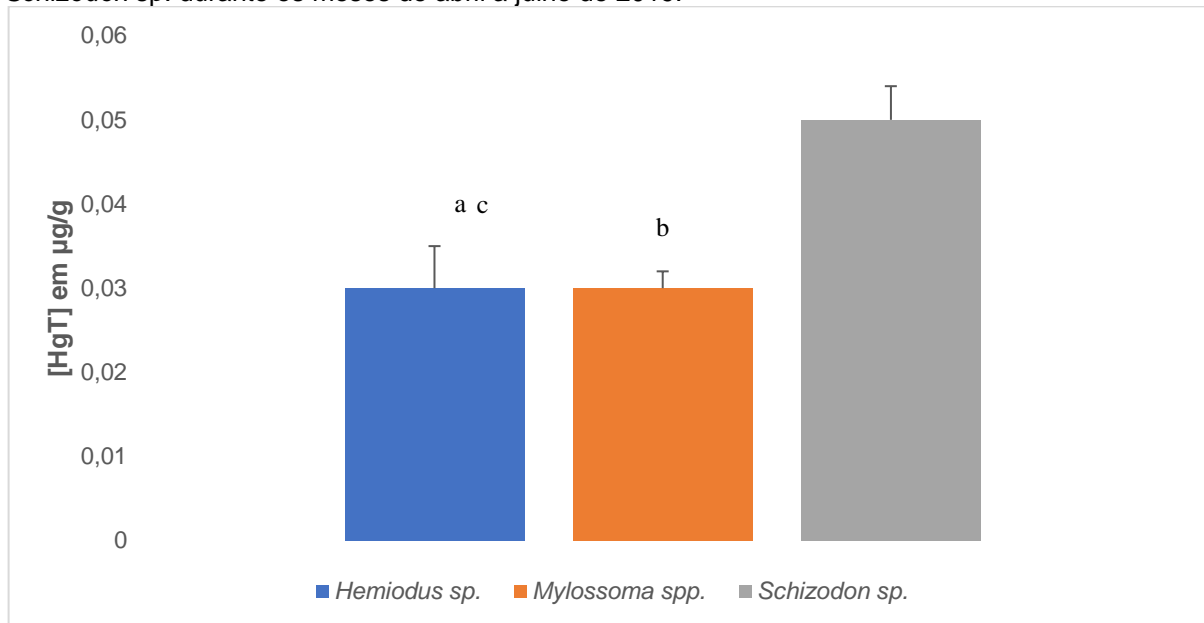
Fonte: Dados da ANA (2022). Elaborado pelo próprio autor (2022).

Dessa maneira, foram observadas diferenças significativas das concentrações de HgT na espécie *Hemiodus* sp. entre os períodos de enchente/cheia (janeiro a julho) e vazante/seca (julho a dezembro) ocorridos no ano de 2018 ($p < 0,05$). Com o maior valor mediano de HgT observado no período de diminuição dos níveis das águas do rio Tapajós (períodos de vazante e seca), 0,05 µgHg/g de pescado. Em relação ao período de enchente/cheia do rio Tapajós, ocorrido nos anos de 2018 e 2019, foram obtidos a concentração mediana de HgT no valor de 0,03 µgHg/g para ambos os anos para a mesma espécie. Além disso, não foram observadas diferenças significativas nas concentrações de HgT durante as estações chuvosas dos anos 2018 e 2019 para a mesma espécie.

Ao observarmos as concentrações de HgT obtidas durante o período de abril/2019 a julho/2019 verificamos a existência de diferenças significativas entre as três espécies analisadas ($p < 0,05$). Detectando assim a existência de variação das concentrações de HgT entre as espécies (Gráfico 2). As concentrações de HgT da espécie *Schizodon* sp. em comparação com as encontradas na espécie *Hemiodus* sp.

foram maiores em 60%. Em relação a espécie a espécie *Mylossoma* spp., a espécie *Schizodon* sp. apresentou maiores concentrações de HgT em 66%.

Gráfico 2 - Concentrações medianas e erro padrão nas espécies *Hemiodus* sp., *Mylossoma* spp. e *Schizodon* sp. durante os meses de abril a julho de 2019.



^a diferenças significativas entre as espécies *Schizodon* sp. e *Hemiodus* sp. para o mesmo período.

^b diferenças significativas entre as espécies *Schizodon* sp. e *Mylossoma* spp. para o mesmo período.

^c diferenças significativas entre as espécies de *Hemiodus* sp. e *Mylossoma* spp. para o mesmo período.

Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

A partir das informações apresentadas para as espécies estudadas, podemos observar que não houve a ocorrência de concentrações de HgT superiores aos limites estabelecidos pela OMS e pela legislação brasileira para o consumo seguro (0,5 µgHg/g). No entanto, devemos dar atenção as quantidades ingeridas por refeição, de modo a não exceder os limites estabelecidos em relação ao consumo de MeHg, tendo em vista o tempo de permanência dessa substância química no organismo.

O consumo de pescado contaminado com Hg configura um problema de saúde pública grave, pois esse contaminante afeta principalmente o sistema nervoso central em adultos e crianças, ocasionando problemas irreversíveis para saúde humana (PASSOS; MERGLER, 2008). Sobretudo, ao fato de 95% do HgT em peixes da região estar na forma de MeHg, e devido a sua propriedade lipossolúvel, consegue passar pela barreira hematoencefálica, chegando ao SNC e causando danos irreparáveis (DE OLIVEIRA CORVELO et al., 2014; LINO et al., 2019; MALM et al., 1995).

As quantidades estimadas para o consumo diário e semanal seguro de pescado com base nas concentrações de HgT, respeitando as recomendações da USEPA e

da FAO/WHO, são apresentadas na tabela 3. Considerando os resultados obtidos, durante uma semana, um indivíduo adulto poderia fazer no máximo 15 refeições utilizando as espécies estudadas, considerando o limite estabelecido pela FAO/WHO. No entanto, levando em consideração o limite estabelecido pela USEPA o número de refeições cairia para 10. De modo que, o limite máximo de MeHg consumido semanalmente não exceda 0,7 µg/kg de peso corporal, prevenindo problemas neurológicos (USEPA, 2017; WHO/UNEP, 2008).

Tabela 3 – Estimativas de consumo diário e semanal de pescado em gramas, respeitando os limites estabelecidos pela USEPA e FAO/WHO para o consumo de MeHg a ser feita por um indivíduo adulto pesando 70 kg.

Espécie	Consumo diário (g)		Consumo semanal (g)	
	USEPA ¹	FAO/WHO ²	USEPA ³	FAO/WHO ⁴
<i>Hemiodus</i> sp.	245	491	1.715	3.440
<i>Mylossoma</i> spp.	245	491	1.715	3.440
<i>Schizodon</i> sp.	147	295	1.029	2.065

¹Dose de referência pela USEPA para o consumo de MeHg: 0,1 µg/kg de peso corporal/dia

²Dose de referência pela FAO/WHO para o consumo de MeHg: 0,2 µg/ kg de peso corporal/dia

³Dose de referência pela USEPA para o consumo de MeHg: 0,7 µg/ kg de peso corporal/ semana

⁴Dose de referência pela FAO/WHO para o consumo de MeHg: 1,6 µg/kg de peso corporal/semana

Fonte: Elaborado pelo próprio autor (2022).

Mulheres gestantes e seus fetos estão mais suscetíveis aos efeitos toxicológicos do Hg pela exposição por meio do consumo de pescado contaminado (PINHEIRO et al., 2007). Sakamoto et al. (2015) encontraram níveis de MeHg correspondente a 90% do HgT no tecido do cordão umbilical de recém natos, demonstrando o grau de exposição dos fetos a esses contaminante. Uma vez que o MeHg utiliza o transporte ativo de aminoácidos para atravessar a barreira placentária (KAJIWARA et al., 1996). Portanto, o consumo de pescado contendo Hg em seus tecidos acaba colocando em risco o desenvolvimento neurológico dos recém natos.

Além de apresentarem baixas concentrações de HgT, os peixes não-carnívoros apresentam concentrações de selênio em seus tecidos, além de apresentarem níveis mais altos desse elemento em comparação à peixes carnívoros (LINO et al., 2018; DA SILVA et al., 2013). Ganther et al. (1972) realizaram estudos com codornas alimentada com ração a base de farelo de atum, com suplementação contendo Hg e selênio, e demonstraram o possível efeito protetivo do Se em relação a toxicidade do Hg.

O selênio é um mineral que atua como agente quelante, capturando íons metálicos e que possui efeitos antagônicos ao Hg, protegendo não só os peixes, mas também populações humanas dos efeitos toxicológicos desse contaminante (BERRY; RALSTON, 2008). Estudos realizados por Lino et al. (2018) com peixes capturado no rio do Tapajós, recomendam a preferência pelo consumo de peixes não carnívoros, tendo em vista não somente as baixas concentrações de HgT, mas como também as concentrações de selênio presentes em peixes com esses hábitos alimentares.

O consumo de frutas pode ser outro fator que pode auxiliar para o não surgimento de problemas neurológicos advindo do consumo de peixes contaminados. Estudos realizados por Passos et al. (2007b), demonstraram que o consumo de frutas diminuiu a concentração de HgT no cabelo de ribeirinhos que moravam as margens do rio Tapajós em comparação com indivíduos que não faziam o consumo frequente.

Em estudos realizados no município de Santarém e região apontam para uma preferência de consumo de peixes das espécies Aracu (*Schizodon* sp.) e Pacu (*Mylossoma* spp.), em especial por mulheres em idade reprodutiva (BRAGA; SILVA; REBÊLO, 2016; PASSOS et al., 2003). Na região norte, o consumo de peixes lidera a preferência pela população para a ingestão de proteínas, com 70%, se comparado com as demais regiões do país (LOPES; OLIVEIRA; RAMOS, 2016). O que reforça ainda mais a continuidade de trabalhos voltados para o biomonitoramento das concentrações de mercúrio na região amazônica, mesmo quando apresentam concentrações abaixo dos valores recomendados. Pois as atividades de mineração de ouro e mudanças no uso da terra ainda é frequente, e acabam fornecendo o Hg para os ambientes aquáticos e conseqüentemente para os peixes da região.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tendo em vista os valores de concentrações HgT obtidas, podemos considerar o consumo de peixes das espécies analisadas como seguro para a saúde humana, desde que a quantidade não supere os valores estimados. Uma vez que o consumo acima dos valores estabelecidos implica no aumento das chances para o surgimento de problemas neurológicos. As concentrações de HgT estão abaixo dos valores estabelecidos pela legislação brasileira e recomendações internacionais (0,5 µg/g). No entanto, a concentração de MeHg a ser ingerida durante a semana não pode exceder o limite estabelecido de 0,7 µg.kg⁻¹ semana⁻¹, dando preferência ao consumo

de peixes não carnívoros. O monitoramento das concentrações de HgT deve ser contínuo, pois a extração de ouro usando Hg ainda é realizada as margens do rio Tapajós e seus afluentes. Além disso, a retirada da cobertura vegetal, para dar lugar ao cultivo de monoculturas e pastagem para a criação de gado bovino, provoca o carreamento do Hg presente no solo para os corpos d'água, contaminando os ecossistemas aquáticos e os pescados da região. Somado a tudo isso, podemos destacar também a previsão de construção de hidroelétricas no rio Tapajós, o que pode contribuir para o aumento das quantidades de Hg disponível para a ictiofauna local, e conseqüentemente exposição das populações locais a níveis mais altos desse contaminante.

7. REFERÊNCIAS

- AKAGI, H. et al. Human exposure to mercury due to goldmining in the Tapajos River basin, Amazon, Brazil: Speciation of mercury in human hair, blood and urine. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 80, n. 1–4, p. 85–94, 1995a.
- AKAGI, H. et al. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 175, n. 2, p. 85–95, 1995b.
- ALMEIDA, M. D. et al. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. **Environmental pollution**, v. 137, n. 2, p. 179-186, 2005.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH)**. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/> Acesso: em 10 de mar. 2022.
- ASCHNER, M.; ASCHNER, J. L. Mercury neurotoxicity: Mechanisms of blood-brain barrier transport. **Neuroscience and Biobehavioral Reviews**, v. 14, n. 2, p. 169–176, 1990.
- ASCHNER, M.; SYVERSEN, T. Methylmercury: recent advances in the understanding of its neurotoxicity. **Therapeutic drug monitoring**, v. 27, n. 3, p. 278, 2005.
- ATKINS, P.; JONES, L. **Princípios de Química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. 5ªed. Porto Alegre: Bookman, 2012. 922p.
- AZEVEDO, F. A. DE. **Toxicologia do mercúrio**. São Carlos, SP: RiMa, 2003.
- AZEVEDO, F. A. DE; CHASIN, A. A. M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos, SP: RiMa, 2003.
- BACK, R. C.; VISMAN, V.; WATRAS, C. J. Microhomogenization of individual zooplankton species improves mercury and methylmercury determinations. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 52, n. 11, p. 2470–2475, 1995.
- BARBIERI, F. L.; GARDON, J. Hair mercury levels in Amazonian populations: spatial distribution and trends. **International Journal of Health Geographics**, v. 8, n. 1, p. 1-20, 2009.
- BASTOS, W. R. et al. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Science of the Total environment**, v. 368, n. 1, p. 344-351, 2006.
- BERRY, M. J.; RALSTON, N. V. C. Mercury Toxicity and the Mitigating Role of Selenium. **EcoHealth**, v. 5, n. 4, p. 456–459, 2008.
- BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercúrio (METILHg) no ambiente. **Química Nova**, v. 27, n. 4, p. 593–600, 2004.
- BITENCOURT, P. R. et al. Exposição aguda ao Metilmercúrio em ratos em desenvolvimento: mini-revisão. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 34, n. 2, p. 137, 2013.
- BOISCHIO, A. A. P.; BARBOSA, A. Exposição ao mercúrio orgânico em populações

ribeirinhas do Alto Madeira, Rondônia, 1991: resultados preliminares. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 9, n. 2, p. 155–160, 1993.

BOURDINEAUD, J. P. et al. Mercurial exposure of residents of Santarém and Oriximiná cities (Pará, Brazil) through fish consumption. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 16, p. 12150–12161, 2015.

BRAGA, T. M. P.; SILVA, A. A. DA; REBÊLO, G. H. Preferências e tabus alimentares no consumo de pescado em Santarém, Brasil. **Novos Cadernos NAEA**, v. 19, n. 3, p. 189–204, 2016.

BRANCO, V. et al. Mercury and selenium interaction in vivo: Effects on thioredoxin reductase and glutathione peroxidase. **Free Radical Biology and Medicine**, v. 52, n. 4, p. 781–793, 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução – RDC Nº 42/2013**. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2013. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html. Acesso em: 02 de maio de 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Defesos Continentais**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2017. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/biodiversidade-aquatica/periodos-de-defeso/defesos-continentais>. Acesso em: 02 de maio de 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Vigilância em Saúde. Vigilância Ambiental. **Contaminantes Químicos/Mercúrio**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2017. Disponível em: <https://antigo.saude.gov.br/vigilancia-em-saude/vigilancia-ambiental/vigipeq/contaminantes-quimicos/mercurio>. Acesso em: 02 de maio de 2019.

BRITO, B. C. et al. The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. **Hydrobiologia**, v. 790, n. 1, p. 35–48, 2017.

BROWN, T. L. et al. **Química – A ciência central**. 13^o ed. São Paulo: Pearson, 2016. 1029 p.

CAROCCI, A. et al. Mercury toxicity and neurodegenerative effects. **Reviews of environmental contamination and toxicology**, p. 1-18, 2014.

CASTILHOS, Z. C.; DOMINGOS, L. M. Inventário nacional de emissões e liberações de mercúrio no âmbito da mineração artesanal e de pequena escala no Brasil. **Ministério Do Meio Ambiente**, v. 1, p. 56, 2018.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mercúrio e seus compostos**. São Paulo, SP: CETESB, 2012. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Mercurio.pdf> Acesso: 21 nov. 2021.

CHANG, L. W.; HARTMANN, H. A. Electron microscopic histochemical study on the localization and distribution of mercury in the nervous system after mercury intoxication. **Experimental Neurology**, v. 35, n. 1, p. 122–137, 1972.

CHANG, L. W.; TJALKENS, R. B. Neurotoxicology of Metals. In: **Comprehensive Toxicology, Second Edition**, v. 13, p. 483 – 497, 2010.

CHOI, J. et al. Mercury exposure in association with decrease of liver function in adults: a longitudinal study. **Journal of Preventive Medicine and Public Health**, v. 50, n. 6, p. 377, 2017.

CLARKSON, T. W.; VYAS, J. B.; BALLATORI, N. Mechanisms of mercury disposition in the body. **American Journal of Industrial Medicine**, v. 50, n. 10, p. 757–764, 2007.

COELHO-SOUZA, S. A.; MIRANDA, M. R.; GUIMARÃES, J. R. D. A importância das macrófitas aquáticas no ciclo do mercúrio na Bacia do Rio Tapajós (PA). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 252–263, 2007.

COSTA JUNIOR, J. M. F. et al. Teores de mercúrio em cabelo e consumo de pescado de comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira, região do Tapajós. **Ciencia e Saude Coletiva**, v. 23, n. 3, p. 805–812, 2018.

CRESPO-LOPEZ, M. E. et al. Mercury: What can we learn from the Amazon?. **Environment International**, v. 146, p. 106223, 2021.

DA SILVA, D. et al. Mercury in Fish of the Tapajós River in the Brazilian Amazon. **Journal on Integrated Management of Occupational Health and Environment**, v. 1, p. 1–33, 2006.

DA SILVA, D. et al. Inverse mercury and selenium concentration patterns between herbivorous and piscivorous fish in the Tapajós River, Brazilian Amazon. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 97, p. 17–25, 2013.

DE OLIVEIRA CORVELO, T. C. et al. Monitoring mercury exposure in reproductive aged women inhabiting the Tapajós River Basin, Amazon. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 93, n. 1, p. 42–46, 2014.

DE OLIVEIRA, L. L. et al. Efeitos dos eventos extremos climáticos na variabilidade hidrológica em um rio de Ecossistema Tropical Amazônico. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 4, p. 145-153, 2020

DRINGEN, R. Metabolism and functions of glutathione in brain. **Progress in neurobiology**, v. 62, n. 6, p. 649-671, 2000.

ESTEVES, F. DE A.; GONÇALVES JR, J. F. Etapas do metabolismo aquático. **Fundamentos de limnologia**, p. 119–124, 2011.

ETO, K. Pathology of Minamata disease. **Toxicologic Pathology**, v. 25, n. 6, p. 614–623, 1997.

FAIAL, K. et al. Mercury levels assessment in hair of riverside inhabitants of the Tapajós River, Pará State, Amazon, Brazil: Fish consumption as a possible route of exposure. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 30, p. 66–76, 2015.

FAO/WHO. **Evaluation of certain food additives and contaminants : sixty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives**. Rome, Italy: World Health Organization., 2004.

FARINA, M; ROCHA, J. B.T; ASCHNER, M. Mechanisms of methylmercury-induced neurotoxicity: evidence from experimental studies. **Life sciences**, v. 89, n. 15-16, p. 555-563, 2011.

FARINA, M. et al. Metals, oxidative stress and neurodegeneration: A focus on iron, manganese and mercury. **Neurochemistry International**, v. 62, n. 5, p. 575–594, 2013.

FERREIRA, E. J. G; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. **Peixes comerciais do médio Amazonas: região de Santarém, Pará**. Brasília: Edições IBAMA, 1998. 214p.

FREITAS, C. E. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. **Revista Agrogeoambiental**, v. 1, n. 2, p. 39–45, 2009.

FREITAS, J. S. et al. Cross-sectional study to assess the association of color vision with mercury hair concentration in children from Brazilian Amazonian riverine communities. **Neurotoxicology**, v. 65, p. 60-67, 2018.

GALVIS, S. R. The Amazon Biome in the face of Mercury Contamination. **WWF – Gaia Amazonas**. p. 168. 2020.

GANTHER, H. E. et al. Selenium: Relation to Decreased Toxicity of Methylmercury Added to Diets Containing Tuna. **Science**, v. 175, n. 4026, p. 1122–1124, 10 mar. 1972.

GRANDJEAN, P. et al. Cognitive Deficit in 7-Year-Old Children with Prenatal Exposure to Methylmercury Environmental pollution Food contamination Methylmercury compounds Neuropsychological tests Prenatal exposure delayed effects Preschool child. **Neurotoxicology and Teratology**, v. 19, n. 6, p. 417–428, 1997.

GRIGOLETTO, J. C. et al. Exposição ocupacional por uso de mercúrio em odontologia: uma revisão bibliográfica. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 13, p. 533-542, 2008.

HARADA, M. Minamata disease: Methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 25, n. 1, p. 1–24, 1995.

HUBER, P. C.; ALMEIDA, W. P.; FÁTIMA, A. Glutathione and related enzymes: biological roles and importance in pathological processes. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 1170-1179, 2008.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009 – POF 2008-2009**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2010. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45419.pdf> Acesso em: 25 jul. 2021.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Santarém - IBGE cidades**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2020. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/santarem/panorama>. Acesso em: 06 jun. 2021.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **PPM 2020: rebanho bovino cresce 1,5% e chega a 218,2 milhões de cabeças**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2021. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de->

imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/31722-ppm-2020-rebanho-bovino-cresce-1-5-e-chega-a-218-2-milhoes-de-cabecas. Acesso em: 10 mai. 2022.

INPE. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **PRODES – PROGRAMA DE CÁLCULO DE DESFLORESTAMENTO DA AMAZÔNIA**. São José dos Campos, SP: INPE, 2022. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 09 mai. 2022.

KAJIWARA, Y. et al. Methylmercury transport across the placenta via neutral amino acid carrier. **Archives of Toxicology**, v. 70, n. 5, p. 310–314, 1996.

KASPER, D. et al. Mercúrio em peixes - fontes e contaminação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 228–239, 2007.

KERPER, L. E.; BALLATORI, N; CLARKSON, T. W. Methylmercury transport across the blood-brain barrier by an amino acid carrier. **American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology**, v. 262, n. 5, p. R761-R765, 1992.

KHOURY, E. D. T. et al. Manifestações neurológicas em ribeirinhos de áreas expostas ao mercúrio na Amazônia Brasileira. **Cadernos de Saude Publica**, v. 29, n. 11, p. 2307–2318, 2013.

KHOURY, E. D. T. et al. Somatosensory psychophysical losses in inhabitants of riverside communities of the Tapajós River Basin, Amazon, Brazil: Exposure to methylmercury is possibly involved. **PLoS ONE**, v. 10, n. 12, p. 1–20, 2015.

LACERDA, L. D.; SOLOMONS, W. Mercurio na Amazônia: Uma bomba relógio química. **Rio de Janeiro: Centro de Tecnologia Mineral**, 1992.

LACERDA, L. D. Contaminação por mercúrio no Brasil: Fontes industriais vs garimpo de ouro. **Quimica Nova**, v. 20, n. 2, p. 196–199, 1997.

LEE, M. et al. Blood mercury concentrations are associated with decline in liver function in an elderly population: a panel study. **Environmental Health**, v. 16, n. 1, p. 1-8, 2017.

LINO, A. S. et al. Mercury and selenium in fishes from the Tapajós River in the Brazilian Amazon: An evaluation of human exposure. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 48, n. April, p. 196–201, jul. 2018.

LINO, A. S. et al. Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. **Chemosphere**, v. 235, p. 690–700, nov. 2019.

LODENIUS, M.; SEPPÄNEN, A.; AUTIO, S. Sorption of mercury in soils with different humus content. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 39, n. 4, p. 593–600, 1987.

LOPES, L. G.; DE OLIVEIRA, R. G; RAMOS, F. M. Perfil do consumo de peixes pela população brasileira. **Biota Amazonia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 6, n. 2, p. 62 – 65, 2016.

MAC. Maximum allowable concentrations of mercury compounds. **Archives of Environmental Health**, v. 19, n. 6, p. 891–905, 1969.

MALM, O. et al. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 175, n. 2, p. 141–150, 1995.

MANAHAN, S. E. **Environmental chemistry**. 7^a ed. Florida: Lewis Publ. 2000. p. 898.

MAPBIOMAS, Projeto. Mapeamento da superfície de mineração industrial e garimpo no Brasil. **MAPBIOMAS**. Coleção 6. Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Fact_Sheet_1. Pdf. Acesso em: 10 mai. 2022.

MATOS, L. S. de et al. Assessment of mercury contamination in Brycon falcatus (Characiformes: Bryconidae) and human health risk by consumption of this fish from the Teles Pires River, Southern Amazonia. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, 2018.

MATSUMOTO, H.; KOYA, G.; TAKEUCHI, T. Fetal Minamata disease: a neuropathological study of two cases of intrauterine intoxication by a methyl mercury compound. **Journal of Neuropathology and Experimental Neurology**, v. 24, n. 4, p. 563–574, 1965.

MCALPINE, D.; ARAKI, S. Minamata Disease. An Unusual Neurological Disorder caused by Contaminated Fish. **Lancet**, p. 629–631, 1958.

MYERS, G. J. et al. Effects of prenatal methylmercury exposure from a high fish diet on developmental milestones in the Seychelles Child Development Study. **Neurotoxicology**, v. 18, n. 3, p. 819–829, 1997.

NEVADO, J. J. B. et al. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. **Environment International**, v. 36, n. 6, p. 593–608, 2010.

NRC. NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Human Biomonitoring for Environmental Chemicals**. Washington, D.C.: National Academies Press, 2006.

NORTJE, P. Determination of Total Mercury in Fish and Biological Tissue Using a Direct Mercury Analysis. **American Laboratory**. 2010. Disponível em: <https://americanlaboratory.com/914-Application-Notes/502-Determination-of-Total-Mercury-in-Fish-and-Biological-Tissue-Using-a-Direct-Mercury-Analyzer/>. Acesso em: 15 jul. 2018.

NYLANDER, M; FRIBERG, L.; LIND, B. Mercury concentrations in the human brain and kidneys in relation to exposure from dental amalgam fillings. **Swedish dental journal**, v. 11, n. 5, p. 179-187, 1987.

PASSOS, C. J. et al. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 93, n. 2, p. 123–130, 2003.

PASSOS, C. J. S. et al. Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. **Science of the Total Environment**, v. 373, n. 1, p. 68–76, 2007a.

PASSOS, C. J. S. et al. Epidemiologic confirmation that fruit consumption influences mercury exposure in riparian communities in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 105, n. 2, p. 183–193, 2007b.

- PASSOS, C. J. S. et al. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 18, n. 1, p. 76–87, 2008.
- PASSOS, C. J. S.; MERGLER, D. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: A review. **Cadernos de Saude Publica**, v. 24, n. SUPPL.4, p. 503–520, 2008.
- PINHEIRO, M. C. N. et al. Mercury pollution and childhood in Amazon riverside villages. **Environment International**, v. 33, n. 1, p. 56–61, 2007.
- RAMÍREZ, A. Mercury occupational poisoning. **Environmental Medicine**, v. 69, n. 1, p. 46–51, 2008.
- ROCHA, C. A. M. **Avaliação da Genotoxicidade do Cloreto de Metilmercúrio em duas espécies de peixes neotropicais**. 2009. 102 p. Tese (Doutorado em Neurociências e Biologia Celular). Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.
- RODRIGUES, L.; LEITÃO, S. Raio X do Ouro: mais de 200 toneladas podem ser ilegais. **Instuto Escolhas**. São Paulo. p. 21, 2022.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 80, n. 1, p. 1079-1088, 1995.
- ROULET, M. et al. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. **Science of the Total Environment**, v. 213, n. 1-3, p. 203-211, 1998.
- ROULET, M. et al. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water, air, and soil pollution**, v. 112, n. 3, p. 297-313, 1999.
- ROULET, M. et al. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 261, n. 1–3, p. 43–59, 2000.
- RUSSEL, J. B. **Química Geral**. 2ª ed. V. 2. São Paulo: Pearson, 2000, 848 p.
- SAKAMOTO, M. et al. Significance of fingernail and toenail mercury concentrations as biomarkers for prenatal methylmercury exposure in relation to segmental hair mercury concentrations. **Environmental Research**, v. 136, p. 289–294, 2015.
- SANTOS, E. C. DE O. et al. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 2, p. 171–185, 2003.
- SALONEN, J. T. et al. Intake of mercury from fish, lipid peroxidation, and the risk of myocardial infarction and coronary, cardiovascular, and any death in eastern Finnish men. **Circulation**, v. 91, n. 3, p. 645-655, 1995.
- SCHAEFER, A. M. et al. Mercury exposure, fish consumption, and perceived risk among pregnant women in coastal Florida. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 24, 2019.

SILVA, D. M. **Mercúrio total em parturientes e neonatos da cidade de Itaituba – Pará - Brasil**. 2020. 71 p. Dissertação (Mestrado em Biociências). Instituto de Biodiversidade e Florestas. Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, 2020.

SCHOEMAN, K. et al. Defining a lowest observable adverse effect hair concentrations of mercury for neurodevelopmental effects of prenatal methylmercury exposure through maternal fish consumption: a systematic review. **Therapeutic drug monitoring**, v. 31, n. 6, p. 670-682, 2009.

SOARES, J. L. F. et al. Bioacumulação de Mercúrio Total (HgT) e Hábitos Alimentares de Peixes da Bacia do Rio Negro, Amazônia, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 6, n. 1, p. 102–106, 2016.

SOUZA, J. R.; BARBOSA, A. C. Contaminação por mercúrio e o caso da Amazônia. **Química Nova na Escola**, v. 12, p. 3–7, 2000.

TAMASHIRO, H. et al. Methylmercury exposure and mortality in southern Japan: A close look at causes of death. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v. 40, n. 2, p. 181–185, 1986.

TINÔCO, A. A. P. et al. Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberto, MG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 305–314, 2010.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Health Effects of Mercury and Mercury Compounds. **Mercury Study Report to Congress**, v. 5, 1997.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **EPA-FDA Fish Advice: Technical Information**. Washington, DC: USEPA, 2017. Disponível em: <https://www.epa.gov/fish-tech/epa-fda-fish-advice-technical-information>. Acesso em: 20 mar. 2021.

VEIGA, M. M.; SILVA, A. R. B.; HINTON, J. J. O garimpo de ouro na amazônia: aspectos tecnológicos, ambientais e sociais. In: TRINDADE, R. B. E.; BARBOSA FILHO, O. eds. **Extração de ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2002. Cap.11. p. 277-305.

VIEIRA, M. et al. Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 771–779, 2018.

WASSERMAN, J. C.; HACON, S. S.; WASSERMAN, M. A. O Ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico. **Mundo e Vida**, v. 2, p. 46–53, 2001.

WHO/UNEP. Guidance for Identifying Populations At Risk From Mercury Exposure. **Exposure**, n. August, p. 176, 2008.

WHO. Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. **Environmental Health Criteria**, n. 101, p. 1–144, 1990.