



**Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA,
Pró-reitoria de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação Tecnológica
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas
Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos**

**ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO TOTAL EM
PEIXES DO HIDROSSISTEMA DA UHE CURUÁ UNA,
SANTARÉM-PARÁ, APÓS 35 ANOS DE INUNDAÇÃO DO
RESERVATÓRIO**

NATHÁLIA PRADO OLIVEIRA PARENTE

**Santarém, Pará
Abril de 2018**

NATHÁLIA PRADO OLIVEIRA PARENTE

**ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO TOTAL EM PEIXES DO
HIDROSSISTEMA DA UHE CURUÁ UNA, SANTARÉM-PARÁ,
APÓS 35 ANOS DE INUNDAÇÃO DO RESERVATÓRIO**

Orientadora: DR^a. YNGLEA GEORGINA DE FREITAS GOCH
Coorientador: DR. JOSÉ REINALDO PACHECO PELEJA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos, para obtenção do título de mestre em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos pela Universidade Federal do Oeste do Pará.

**Santarém, Pará
Abril de 2018**

NATHÁLIA PRADO OLIVEIRA PARENTE

ECOTOXICOLOGIA DO MERCÚRIO TOTAL EM PEIXES DO
HIDROSSISTEMA DA UHE CURUÁ UNA, SANTARÉM-PARÁ,
APÓS 35 ANOS DE INUNDAÇÃO DO RESERVATÓRIO

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para
obtenção do título de mestre em Recursos Aquáticos
Continental Amazônicos pela Universidade Federal do
Oeste do Pará

Aprovada em: 28 de julho de 2017

Prof^a. Dra. Lenise Vargas Flores da Silva
Coordenadora do PPG-RACAM- UFOPA
Universidade Federal do Oeste do Pará (ICTA-UFOPA)

Prof. Dr. Frank Raynner Vasconcelos Ribeiro
Universidade Federal do Oeste do Pará (ICTA-UFOPA)

Prof^a. Dra. Andréa Pontes Viana
Universidade Federal do Oeste do Pará (ICTA-UFOPA)

Prof^a. Dra Ynglea Georgina de Freitas Goch
Vice Coordenadora do PPG-RACAM- UFOPA
Universidade Federal do Oeste do Pará (ICTA-UFOPA)
ORIENTADORA

Prof. Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja
Universidade Federal do Oeste do Pará (ICTA-UFOPA)
COORIENTADOR

Santarém, Pará
Julho 2017

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIGI/UFOPA

P228e Parente, Nathália Prado Oliveira
Ecotoxicologia do mercúrio total em peixes do hidrossistema da UHE Curuá Una, Santarém – Pará, após 35 anos de inundação do reservatório./ Nathália Prado Oliveira Parente. – Santarém, 2018.
68 fls.: il.
Inclui bibliografias.

Orientadora: Ynglea Georgina de Freitas Goch
Coorientador: José Reinaldo Pacheco Peleja
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos.

1. Bioconcentração. 2. Bioacumulação. 3. Reservatório. I. Goch, Ynglea Georgina de Freitas, *orient.* II. Peleja, José Reinaldo Pacheco, *coorient.* III. Título.

CDD: 23 ed. 597.92098115

Bibliotecário - Documentalista: Renata Ferreira – CRB/2 1440

Sinopse:

Este trabalho foi realizado em nove pontos de coletas na UHE de Curuá-Una Santarém/PA. Os exemplares de peixes foram coletados em setembro de 2011, no período da vazante. As amostras de água, sedimento e peixe foram analisadas por Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio-CVAFS. Nenhuma espécie apresentou concentração média de HgTotal (HgT) acima do permitido pela Agencia de Vigilância Sanitária-ANVISA e pela Organização Mundial da Saúde (OMS).

Palavras-chaves: Pescado, água, sedimento, Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio-CVAFS.

Dedico este trabalho aos amores de minha vida, meus “Paulos”, Paulo pai e Paulo Filho, vocês são a minha maior riqueza, amo vocês imensuravelmente.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, que me indicou este caminho a trilhar, que providenciou tudo para que eu pudesse chegar até aqui. À Nossa Senhora de Fátima, que passou à frente das minhas dificuldades, que não foram poucas, e intercede constantemente para que a vitória seja alcançada.

Ao meu amado esposo, Paulo Victor, que sempre, sempre esteve e está ao meu lado, me compreendendo nos momentos de desespero e medo de não conseguir chegar até o fim. Seu apoio foi imprescindível para a execução deste trabalho. Obrigada pelo auxílio na logística, por cuidar, muitas vezes sozinho, do nosso filhote, sabendo que tudo o que faço é para o bem de nossa família, assim como você. Saiba que meu maior exemplo de perseverança, dedicação e luta é você. Por isso falo sem sombra de dúvidas que essa conquista também é sua!

Ao meu filhote, razão da minha vida, meu Paulinho. É por você e para você que a mamãe luta todos os dias para ser alguém melhor. Perdoe a mamãe pelos momentos de estresse, pelas ausências. Tudo o que fiz e faço é para lhe garantir um futuro melhor. Você me faz querer ser melhor, pois você merece o melhor!

A meus pais, Pastora e Luiz, que mesmo nas dificuldades da vida, sempre me incentivaram a seguir em frente com os estudos, em especial minha mãe, que não me deixou desistir no período da graduação, segurou a barra sozinha para que sua filha se formasse e recebesse aquele tão sonhado diploma. Conseguimos mãe, e aqui estamos em busca de mais conhecimentos.

A minha estimada sogra, dona Vera, que é como se fosse minha segunda mãe, que tanto me ajudou e me ajuda com o Paulinho, esteve com ele nas minhas ausências, sem sua ajuda, eu não teria conseguido me dedicar como deveria na execução deste trabalho.

A minha amiga e comadre Adriana Mafra, pelo incentivo para eu entrar no mestrado, pelo auxílio na elaboração do pré-projeto, por ouvir meus desabafos, por se fazer presente em todos os momentos de minha vida.

Ao querido casal amigo, Naiara e Valdir (meu compadre), por não nos abandonarem, por nos proporcionarem momentos maravilhosos, e estarem ao nosso lado sempre!

A minha querida orientadora e amiga, professora Dra. Ynglea Goch. Obrigada é pouco para traduzir em palavras o tamanho de minha gratidão e admiração pela senhora, a melhor orientadora que um acadêmico pode ter. Sempre presente, paciente e compreensiva com as minhas dificuldades pessoais, sem me deixar desistir de fazer um trabalho de qualidade.

Obrigada por me ensinar o tempo todo, sobre o mercúrio, sobre os peixes, sobre a docência, sobre a vida. A senhora é o exemplo de profissional e ser humano que eu quero ser!

Ao meu co-orientador, professor Dr. Reinaldo Peleja. Obrigada por ter aberto as portas do Laboratório de Biologia Ambiental para que eu pudesse realizar este trabalho. Obrigada pelas diversas dicas, sugestões, correções e conselhos valiosos, que honra poder ter convivido, novamente, com uma das maiores referências em estudos com Hg no Brasil.

Ao meu amigo querido, Rivolo Bacelar, o cara que me ensinou a entender as “manhas” do nosso “pretinho” (espectrofotômetro). Obrigada por ter compartilhado comigo sua vasta experiência do fantástico e misterioso mundo do Mercúrio. Obrigada pelas incontáveis refeições compartilhadas durante a saga de nossas análises, pelo apoio que sempre me disponibilizou e pelo incentivo de sempre, foi muito bom trabalhar contigo, parceiro.

A minha querida amiga Débora Gomes, que sempre levantou meu astral, sempre me incentivou, ouviu e compartilhou meus problemas. E agora, na reta final, salvou a pátria me emprestando seu notebook, você é Massaaaa!!!! Você e seu esposo Fabrício são pessoas maravilhosas!

A minha parceira de Hg Yuryanne, obrigada por me acompanhar nesta trajetória, pelas vidrarias lavadas, pelas dicas, pela torcida e amizade.

Aos técnicos do laboratório, Edvaldo e Flávia, por serem sempre solícitos, parceiros e amigos, nos ajudando quanto às dúvidas que surgiam no decorrer das análises.

A toda equipe do laboratório, Rivolo, Samuel, Julia, Yuryanne, Camila, Rosângela, Edvaldo, Débora, Flávia, Sâmea, Simaria, pela gostosa convivência nesses dois anos, pelas inúmeras festas surpresas que fizemos aos aniversariantes, trocas de experiência de vida, pelos momentos maravilhosos que vivemos juntos!

As minhas preciosas amigas que fiz durante esse mestrado, Isla Marialva e Jucy Almeida, vocês estiveram ao meu lado nos momentos mais difíceis e não me deixaram desanimar, a amizade de vocês é muito valiosa para mim!

A todos os meus professores do PPG-RACAM e aos colegas de turma, que dividiram comigo momentos inesquecíveis e experiências únicas, as quais guardaremos sempre em nossos corações.

A CAPES, pela concessão da bolsa, que foi indispensável para que eu pudesse me manter durante estes dois anos de curso.

A todas as pessoas, as quais os nomes não citei, mas que me ajudaram direta e indiretamente, fica aqui o meu muito obrigada!

“Há muitos planos no coração do homem, mas é a vontade do Senhor que se realiza.” (Provérbios 19, 21)

RESUMO

Dentre os metais pesados, o mercúrio (Hg) é considerado o de maior toxicidade e oferece grande risco para o meio ambiente. Além da sua alta toxicidade, a contaminação por mercúrio é bastante discutida no que diz respeito a dois processos importantes sofridos por ele em organismos contaminados: a bioacumulação e a bioconcentração. Os peixes são bons indicadores de contaminação por Hg e em reservatórios estes têm apresentado níveis altos de contaminação. Peixes coletados à jusante das barragens têm demonstrado níveis de Hg mais elevados do que os da montante. Na região amazônica, a principal via de exposição ao mercúrio é o consumo do pescado, especialmente pelas comunidades ribeirinhas. A Usina Hidroelétrica de Curuá-Una, inaugurada em 1977, foi a primeira represa construída na Amazônia Central, sendo esta a nossa área de estudo. Este trabalho teve como objetivo examinar as concentrações de mercúrio total em tecidos musculares de peixes, em distintos pontos de coleta na UHE de Curuá-Una Santarém/PA. Os exemplares de peixes foram coletados em setembro de 2011, no período da vazante. As amostragens da ictiofauna ocorreram em nove pontos de coleta no rio Curuá-Una. As amostras de água, sedimento e peixe foram analisadas por Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio-CVAFS. Para o tratamento dos dados utilizou-se a análise de variância-ANOVA, Correlação de Pearson e Regressão linear. Nenhuma espécie apresentou concentração média de HgTotal acima do permitido pela ANVISA e OMS. No entanto, em cinco espécies alguns indivíduos apresentaram concentrações absolutas individuais que ultrapassaram o limite tolerado para o consumo humano. Foram analisados um total de 283 indivíduos, pertencentes a 15 espécies. *Auchenipterus nuchalis*, de hábito alimentar onívoro/insetívoro foi a espécie que apresentou a maior média de concentração de HgT e também obteve o maior Fator de Bioconcentração. A espécie *Hemiodus unimaculatus*, coletada à jusante do reservatório demonstrou tendência de concentração de HgT maior do que o coletado à montante. Não houve relação entre os níveis de HgT nos peixes com os níveis de HgT na água e no sedimento, nem com as variáveis limnológicas. *Catoprion mento*, espécie detritívora, obteve a menor concentração média. Dentre as espécies estudadas, uma apresentou padrão de bioacumulação, *Acestrorhynchus* cf. *microlepis* (piscívora).

Palavras-chave: bioconcentração, bioacumulação, reservatório, hábito alimentar.

ABSTRACT

The heavy metals as mercury (Hg) is considered the most toxic and poses a great risk to the environment. In addition to its high toxicity, mercury contamination is widely discussed with respect to two important processes that it undergoes in contaminated organisms: bioaccumulation and bioconcentration. Fish are good indicators of Hg contamination and in reservoirs these have presented high levels of contamination, mainly carnivores. Fish collected downstream from the dams have demonstrated higher Hg levels than the amount. In the Amazon region, the main route of exposure to mercury is fish consumption, especially by riverine communities. The hydroelectric reservoirs of Curuá-Una, inaugurated in 1977, was the first dam built in the Central Amazon, which is our area of study. The objective of this work was to examine the concentrations of total mercury in fish muscle tissues at different collection points in the Curuá-Una Santarém/PA HPP. The fish samples were collected in September 2011, during the river ebbing period. Samples of the ichthyofauna occurred at nine collection points, seven upstream of the dam and nine downstream, on the Curuá-Una river. The water, sediment and fish samples were analyzed by Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry-CVAFS. To analyze the data was used Analysis of Variance-ANOVA, Pearson's Correlation and Linear Regression. A total of 283 individuals belonging to 15 species were analyzed. No species had an average concentration of HgTotal above that allowed by National Health Surveillance Agency-ANVISA and World Health Organization. However, in five species, some individuals had absolute individual concentrations that exceeded the limit tolerated for human consumption. A total of 283 individuals belonging to 15 species were analyzed. *Auchenipterusnuchalis*, an omnivorous / insectivorous food habit, was the species that presented the highest average concentration of HgTotal and also obtained the highest Bioconcentration Factor. The species *Hemiodus unimaculatus*, collected downstream of the reservoir showed a trend of higher concentration of HgTotal than collected upstream. There was no relationship between HgTotal levels in fish with HgTotal levels in water and sediment, nor with limnological variables. *Catoprionmento*, a detritus species, obtained the lowest mean concentration. Among the species studied, one presented bioaccumulation, *Acestrorhynchuscf. Microlepis*(piscivora).

Keywords: Bioconcentration. Bioaccumulation. Reservoir. Feeding habits.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1. Mercúrio.....	16
1.2. Ecotoxicologia do Mercúrio	17
1.3. Mercúrio na Amazônia	19
1.4. Mercúrio em Reservatórios hidroelétricos.....	20
1.5. Mercúrio em Peixes	21
1.6. Aspectos Gerais da Área de Estudo	22
2. OBJETIVOS	23
2.1. Geral.....	23
2.2. Específicos:.....	23
3. CAPITULO I	24
3.1. Resumo	24
3.2 Introdução	25
3.3. Material e Métodos	27
3.4. Resultados.....	29
3.5. Discussão	31
3.6. Conclusão.....	33
3.7. Agradecimentos	34
3..8. Literatura Citada	34
4. CAPITULO II	43
4.1. Resumo	43
4.2. Introdução	44
4.3. Material e Métodos	46
4.4. Resultados.....	47
4.5. Discussão	49
4.6. Conclusão.....	51
4.7. Agradecimentos	51
4.8. Literatura citada	51
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	60
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62
ANEXO A – INSTRUÇÕES AOS AUTORES-NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY	68

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Pontos de coleta com respectivas coordenadas geográficas e localização..	35
Tabela 2. Concentração de Mercúrio-Total (HgTotal) no músculo de peixes da UHE-Curuá-Una.	35
Tabela 3. Fator de Bioconcentração das espécies de peixes da UHE – Curuá-Una.	37
Tabela 4. Comparação entre as concentrações médias de mercúrio total (HgT) no tecido muscular de peixes coletados na UHE-Curuá-Una e em lagos do rio Tapajós . Todas as concentrações encontram-se em ng.g^{-1}	37

CAPÍTULO II

Tabela 1. Pontos de coleta com respectivas coordenadas geográficas e localização.....	52
Tabela 2. Concentração de HgTotal no músculo de peixes da UHE-Curuá-Una.....	52
Tabela 3. Coeficientes de determinação (r) das regressões lineares simples para comprimento padrão (cm) e peso corporal (g) em relação às concentrações de HgT (mg.kg^{-1}) em músculo de peixe. Os valores em negrito evidenciam uma tendência significativa de padrão de bioacumulação.....	54

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO I

- Fig. 1** Vista geral da área de estudo.....38
- Fig. 2** Comparação das médias das concentrações de HgT por espécie de peixe. 38
- Fig. 3** Comparação entre as concentrações de HgT por ponto de coleta..... 39

CAPÍTULO II

- Fig. 1** Vista geral da área de estudo no reservatório de Curuá-Una, destacando os pontos de coleta e as distâncias calculadas entre cada ponto.56
- Fig. 2.** Comparação das médias das concentrações de HgT em função do hábito alimentar das espécies de peixes.....56
- Fig. 3.** Relação de HgT e comprimento padrão (cm) da espécie *Acestrorhynchus* cf. *microlepis* capturada na UHE-Curuá-Una.....57
- Fig. 4** Relação de HgT e peso (g) da espécie *Acestrorhynchus* cf. *microlepis* capturada na UHE-Curuá-Una.....57

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Mercúrio

Os metais pesados são potenciais contaminantes dos ecossistemas, dentre eles o mercúrio (Hg), é considerado o de maior toxicidade. O Hg é um elemento químico que possui aspecto inodoro, sendo o único metal conhecido que se apresenta no estado líquido tanto em temperatura ambiente quanto a 0°C. Suas diferentes formas são frequentemente denominadas de “espécies”, o que é conhecido como especiação (Azevedo 2003). O Hg e seus compostos são ditos tóxicos porque eles não apresentam nenhum papel biológico conhecido. Dentre as diversas formas químicas que esse elemento apresenta, as que mais se destacam são: o mercúrio elementar (Hg⁰), o mercúrio mercurioso (Hg²⁺) e mercúrio mercúrico (Hg²⁺) (Lopes 2012).

A utilização mais antiga que se tem conhecimento do Hg é o emprego deste metal como pigmento vermelho em pinturas rupestres na forma de sulfeto de mercúrio (HgS). Este metal foi primeiramente nomeado por Aristóteles como *hydrargyrum* (prata líquida) o que deu origem ao seu símbolo Hg (Miranda *et al.* 2007). Na antiguidade utilizava-se o mercúrio com fim terapêutico, no entanto, os princípios de seus efeitos tóxicos eram desconhecidos. Durante a Idade Média, o Hg era usado em processos de amalgamação e na alquimia. Atualmente o mercúrio é utilizado na indústria de cloro-soda, fabricação de aparelhos elétricos, tintas, fungicidas, instrumentos científicos, catalisadores, amálgama dentária, amalgamação industrial, entre outros (Lacerda 1997; Kasper *et al.* 2007).

O mercúrio pode ser encontrado naturalmente nas formas orgânica e inorgânica, no estado sólido, dissolvido e gasoso. É um metal que se caracteriza por ser volátil à temperatura ambiente, sendo que, devido sua estabilidade quando na atmosfera, seu vapor pode ser transportado para regiões distantes, ampliando a área de contaminação (Silva e Estanislau 2015), isso explica o fato de ser encontrado em locais que não possuem fontes originárias de contaminação (Amaro *et al.* 2014).

O ciclo biogeoquímico do Hg envolve o solo, a água e o ar. Os ciclos de transporte e distribuição no ambiente são o global e o local. O primeiro envolve a evaporação do mercúrio pela desgaseificação da crosta terrestre, sua circulação na atmosfera e seu retorno ao meio

terrestre e aquático. Já o segundo, está relacionado à influência das fontes antrópicas e depende do processo de metilação do mercúrio inorgânico (Lopes 2012).

Além da sua alta toxicidade, a contaminação por mercúrio é bastante discutida no que diz respeito a dois processos importantes sofridos por ele em organismos contaminados: a biomagnificação e a bioacumulação. Pelo processo de biomagnificação, organismos de níveis tróficos mais próximos do topo da cadeia apresentam maior quantidade de mercúrio, isto é, quanto mais elevado for o nível trófico maior será o nível de contaminação. Por bioacumulação, quanto maior o tempo de vida dos organismos maiores são as concentrações de mercúrio, uma vez que há grande dificuldade do organismo em eliminar esse metal, ocasionando sua acumulação ao longo do tempo (Wasserman *et al.* 2001; Sampaio da Silva *et al.* 2006; Moraes 2011). O Hg também pode se bioconcentrar em alguns organismos, essa biococentração se refere ao processo pelo qual uma determinada substância química é absorvida do ambiente aquático pelo organismo por meio das superfícies respiratórias e dérmicas (Costa *et al.* 2008).

O mercúrio entra nos ecossistemas aquáticos principalmente na forma inorgânica (Hg^{2+}) pode ser transformado na forma orgânica (CH_3Hg^+) através de uma reação de transferência de um grupamento metil para o mercúrio inorgânico pelo processo denominado metilação. Essa transformação pode ser biótica, ocorrendo por intermédio principalmente de bactérias sulfatoredutoras (Compeau e Bartha 1985), ou abiótica, através de uma reação não-enzimática de transferência do grupamento metil para o mercúrio. Esta transferência pode ocorrer por via fotoquímica ou interação com substâncias húmicas e fúlvicas presentes nos corpos d'água. Quando comparada à metilação biótica, a abiótica apresenta uma taxa de metilação menor (Nascimento e Chasin, 2001; Miranda *et al.* 2007).

A metilação do mercúrio pode ocorrer tanto em condições aeróbias como anaeróbias, sendo dependente da quantidade de matéria orgânica, presença de sulfeto, dentre outros (Bisinoti e Jardim 2004). Geralmente, as maiores taxas de metilação do mercúrio estão relacionadas com o pH ácido, baixa salinidade e a presença de matéria orgânica em decomposição em condições redutoras (Ullrich *et al.* 2001).

1.2. Ecotoxicologia do Mercúrio

Ecotoxicologia ou toxicologia ambiental é a ciência que estuda a influência das substâncias tóxicas sobre o meio ambiente (Costa *et al.* 2008). Esta se tornou uma ferramenta

útil para a preservação da biodiversidade, por meio de pesquisas que possuem como foco a degradação ambiental, saúde pública e preservação de recursos naturais.

Assim como todas as formas de mercúrio são nocivas aos seres vivos, porém, o metil-mercúrio é a forma mais tóxica que se tem conhecimento até os dias de hoje, por tanto, estudos toxicológicos deste metal são de grande relevância. O Hg é um composto orgânico com grande estabilidade química, o que aliado a sua alta afinidade por lipídios o conduz a um caminho preferencial e estável pela biota. Assim, o metil-mercúrio apresenta o fenômeno de biomagnificação de forma mais eficiente do que qualquer outro poluente metálico (Inza *et al.* 1998).

A grande toxicidade do metilmercúrio é explicada pela sua alta estabilidade combinada com sua alta lipossolubilidade e propriedades iônicas. Estas características conferem a este composto grande capacidade de penetração nas membranas de organismos vivos sendo capaz, inclusive, de atravessar a barreira hematoencefálica e a membrana placentária (Andren e Nriagu 1979; Zhair 2005). Nos seres humanos, o metilmercúrio pode prejudicar o processo de desenvolvimento de embriões, causando a inibição da divisão e migração de células neuronais, rompendo a citoarquitetura do cérebro em desenvolvimento (Clarkson *et al.* 2003).

Estudos relacionados à ecotoxicologia do mercúrio foram mais intensificados após os grandes acidentes ocorridos nas décadas de 50 e 60 em Minamata, no Japão, e no Iraque. Milhares de pessoas morreram nesses acidentes de uma doença que posteriormente ficou conhecida como doença de Minamata (Bakir *et al.* 1973; Japan 2011). Após esses episódios os problemas ambientais relacionados ao mercúrio ficaram mais evidentes, iniciando um processo de sensibilização e preocupação em muitos locais do globo terrestre, motivando realização de diversos estudos sobre a dinâmica do mercúrio no ambiente aquático (Fadini 1999; Roulet *et al.* 1998a, 2000a, b, 2001a, b; Kütter 2006; Miranda *et al.* 2007).

A alta e persistente exposição ao mercúrio causa grandes prejuízos para todos os seres sujeitos a ela. Nos peixes, metais contaminantes provocam vários distúrbios, que podem resultar na diminuição das defesas imunológicas, baixa fertilidade e redução da taxa de crescimento, podendo até causar a morte desses organismos. O Hg, em especial, é o causador de inúmeras mutações genéticas, sangramento corporal, distúrbios neurológicos e imunológicos, além de alterações bioquímicas (Lima 2013).

De forma geral, a concentração de metais pesados no ecossistema, considerando-se sua disseminação no ambiente terrestre, aquático e atmosférico, é um fator de crescente preocupação, devido à amplitude na forma de dispersão desses metais, principalmente o

mercúrio, bem como sua precipitação, solubilização e volatização dentro dos variados sistemas naturais e industriais (Lacerda 2008).

1.3. Mercúrio na Amazônia

Por vários anos, acreditou-se que todo o mercúrio da Amazônia tinha sua origem por meio das atividades antrópicas do garimpo, uma vez que este metal era bastante utilizado nessa atividade, somado às poucas pesquisas realizadas neste campo em relação à Amazônia. Porém, vários estudos realizados nas bacias dos rios Tapajós, (Roulet *et al.* 1998a), Negro (Zeidemann 1998; Fadini e Jardim 2001), Madeira (Lechler *et al.* 2000) e em rios do Estado do Amapá (Fostier 1999) demonstraram que os solos na bacia central Amazônica são extremamente ricos em mercúrio, sendo este predominantemente de origem natural (Roulet *et al.* 1998a; Zeidemann 1998; Fostier 1999; Fadinini e Jardim 2001; Lechler *et al.* 2000), o que desmistifica a ideia de que todo mercúrio encontrado na Amazônia teria sua origem de atividades garimpeiras.

Além das atividades garimpeiras, também se sugeriu a intensa utilização das queimadas na região amazônica, como fonte antrópica importante do mercúrio lançado na atmosfera (Veiga *et al.* 1994, Lacerda 1995), sendo essa prática rotineira na Amazônia.

A deposição do mercúrio pode ocorrer por via húmida ou seca no solo amazônico, e sua grande afinidade com os oxihidróxidos de ferro e alumínio presentes, permite que este seja acumulado no meio terrestre (Roulet e Lucotte 1995). Roulet *et al.* (1998a) calcularam que mais de 97% do mercúrio acumulado nos solos amazônicos são pré-antropogênicos, sendo o solo um importante reservatório natural. A grande atividade de desmatamento e a consequente erosão parecem ser os principais fatores de contaminação de Hg no meio aquático, transportado junto com o material particulado fino para a bacia hidrográfica (Roulet *et al.* 1998b; 1999; 2001a).

Na Amazônia, a transformação de mercúrio inorgânico em metilmercúrio é potencializada pela existência dos sítios de metilação, como as macrófitas aquáticas e a floresta alagada (Guimarães *et al.* 2000). O metilmercúrio aumenta a dispersão e biodisponibilidade do mercúrio no ambiente aquático, ganha lipossolubilidade (Wasserman *et al.* 2001) que favorece o transporte através das membranas celulares para se depositar nos tecidos de um organismo, bioacumulando-se, o que depende da bioconcentração da substância no ambiente (Azevedo 2003).

Nessa região, a principal via de exposição ao mercúrio é o consumo do pescado, especialmente pelas comunidades ribeirinhas (Akagi 1995; Malm *et al.* 1995b; Passos *et al.* 2003). Nesse contexto, atualmente, o limite máximo de concentração tolerável de Hg nos tecidos musculares de peixes, conforme o estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária-ANVISA, 2013 RESOLUÇÃO-RDC Nº 42/13 é de 500 ng.g^{-1} , e pela organização Mundial de Saúde-OMS, porém, para espécies predadoras, quando se considera o fator de acumulação, esse número é de 1000 ng.g^{-1} .

Na região amazônica, a contaminação de Hg também continua sendo um tópico preocupante e tem se tornado base para pesquisas, especialmente por conta dos perigos ambientais oriundos das atividades mineradoras de ouro e outras atividades desenvolvidas pelo homem, envolvendo a retirada da camada vegetal e de erosão do solo (Roulet *et al.* 1998).

1.4. Mercúrio em Reservatórios hidroelétricos

Nas últimas décadas, o Brasil tem se revelado uma das grandes economias emergentes no cenário internacional o que tem provocado grandes pressões no sistema energético brasileiro (Souza 2008). A construção de represas para a geração de energia pode causar uma gama de impactos sobre o ecossistema, como a extinção de espécies locais, aumento das emissões de gases do efeito estufa, eutrofização, e acréscimo às concentrações de mercúrio na biota aquática (Paiva 1983; Kemenes *et al.* 2007).

Estudos recentes demonstraram que represamento de rios muitas vezes pode ter efeitos maiores sobre o ecossistema à jusante do que no próprio reservatório. Com relação ao mercúrio, os níveis desse elemento na água e nos peixes foram geralmente maiores à jusante das barragens do que à montante (Canavan *et al.* 2000; Palermo 2004; Kasper *et al.* 2012). Isso pode ser explicado pelo aumento da estratificação do reservatório, o que deixa a região do hipolímnio com pouco oxigênio, favorecendo o processo de metilação disponibilizando o mercúrio para ser bioacumulado nos organismos aquáticos daquele ambiente (Schetagne *et al.* 1999; Canavan *et al.* 2000).

A metilação do Hg e sua incorporação pela biota aquática são influenciadas pelas variáveis físico-químicas de um ecossistema aquático. Por tanto, os reservatórios são ambientes muito peculiares, apresentando características morfométricas e hidrológicas intermediárias entre rios e lagos (Rodrigues *et al.* 2005). Sendo assim, nesses ambientes, a

dinâmica do Hg também é muito própria. Condições bastante particulares são geradas a partir da construção de represas sobre áreas de floresta na Amazônia no que se refere à concentração e distribuição de oxigênio. O déficit de oxigênio favorece a metilação do Hg no sedimento dos corpos d'água. Isso ocorre devido à decomposição da grande fitomassa, o que resulta na dissolução do oxigênio bem como aumenta as concentrações de carbono orgânico dissolvido (Tundisi *et al.* 1995).

Estudos no Brasil e no exterior tem registrado níveis elevados de HgT em peixes de reservatórios (Hylander *et al.* 2006, kasper *et al.* 2014), possivelmente essa elevação esteja relacionada à metilação do mercúrio inorgânico, que é estimulada pelo carbono inorgânico proveniente do solo e da vegetação dos reservatórios (Ikingura e Akagy 2003). Sabe-se que após a inundação do reservatório os níveis de mercúrio podem permanecer elevados por até 30 anos (Mailmam *et al.* 2006).

1.5. Mercúrio em Peixes

Sabendo que o mercúrio tem a capacidade de bioacumular e biomagnificar ao longo da cadeia alimentar, e como os peixes têm um amplo espectro alimentar, estudos de biomagnificação podem ser realizados analisando peixes com diferentes hábitos alimentares (Kasper *et al.* 2007). Svobodová *et al.* (1999) conduziu um estudo nesse sentido, no reservatório de Kamýk (Republica Tcheca) onde foram encontradas concentrações de mercúrio no músculo dos peixes em ordem decrescente: predadores típicos, espécies bentófagas com uma porção substancial de peixe na alimentação, espécies tipicamente bentófagas e espécies planctófagas.

Outros estudos realizados encontraram o mesmo padrão descrito por Svobodová *et al.* , (1999), com os peixes carnívoros tendo concentrações mais elevadas, muitas vezes superiores aos limites permitidos para o consumo, e os herbívoros e planctívoros com concentrações significativamente menores (Malm *et al.* 1995, Zhou e Wong 2000, Palermo *et al.* 2002, Palermo *et al.* 2004; Bastos 2006; Bastos 2008; Beltran-Pedreiros *et al.* 2011; Silva *et al.* 2012; Kasper *et al.* 2012 e Soares *et al.* 2016). Portanto, peixes carnívoros, podem ser usados como bons indicadores para o monitoramento da poluição por mercúrio, enquanto as outras espécies com hábitos alimentares distintos podem ser usadas para monitorar os aspectos de saúde humana (Malm *et al.* 1995).

Pesquisas sobre a concentração do Hg em peixes e em outras matrizes foram realizadas em reservatórios no Brasil. Molisani *et al.* (2006) investigou a concentração de Hg em macrófitas em duas represas no estado de Sergipe, onde detectou concentrações mais elevadas do metal em macrófitas flutuantes do que nas enraizadas. Kasper *et al.* (2014) analisou a relação entre a variação sazonal da estratificação térmica e os níveis de mercúrio em peixes e plâncton à jusante do reservatório de Balbina, no Amazonas, verificando que os níveis de Hg nas matrizes estudadas apresentavam relação direta com a variação térmica sazonal.

1.6. Aspectos Gerais da Área de Estudo

A Usina Hidroelétrica de Curuá-Una, inaugurada em 1977, foi a primeira represa construída na Amazônia Central. Cobrindo uma área de 100 km² com capacidade de geração de 70MW, situa-se a 70 km ao sul da cidade de Santarém-Pará, no rio Curuá-Una; afluente da margem direita do rio Amazonas. Na região oeste da represa estão localizados os dois principais afluentes do rio Curuá-Una: rios Moju e Mujuí, definidos por Junk *et al.* (1981) como sendo rios de águas claras. A região tem sua maior parte contida na área sedimentar da Formação de Barreiras, do Cretáceo-Terciário, apresentando solo ácido com baixo conteúdo de nutrientes Vieira e Darwich (1999). A represa tem forma alongada, apresentando de 75 km de comprimento e largura máxima de 4 km, sendo que a maior parte (57,4%) do reservatório está inserido na Bacia do rio Curuá-Una, outra parcela nos rios Moju (11,7%), Mujuí (4,4%), e Poraquê (3,2%), e em vários igarapés/rios de menor ordem (2,9%) (Vieira 1982).

Diante do exposto, é de extrema relevância pesquisas que analisem os níveis da concentração de mercúrio em tecidos musculares de peixes, o que contribuirá na ampliação do conhecimento acerca dos aspectos ecotoxicológicos de bioacumulação e biomagnificação desse metal nos pescados da região pesquisada.

Apesar de a Usina Hidrelétrica de Curuá-Una (UHE Curuá-Una) ser a primeira implantada na Amazônia Central, até o presente momento, não foi realizado nenhum estudo a respeito das concentrações de mercúrio em peixes deste ambiente aquático. Os resultados das análises desse estudo poderão constituir subsídios importantes para outros trabalhos voltados para as instalações de futuras hidroelétricas em rios amazônicos com potencial hidráulico, como o Tapajós.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Avaliar as concentrações de mercúrio total em tecidos musculares de peixes, em distintos pontos de coleta na UHE de Curuá-Una Santarém/PA.

2.2. Específicos:

- Comparar as concentrações de mercúrio total em peixes coletados à montante e jusante do reservatório;
- Determinar a bioconcentração de HgTotal nas espécies de peixes;
- Investigar se as espécies de peixes coletadas apresentam padrão de bioacumulação;
- Avaliar as concentrações de mercúrio total em peixes de diferentes hábitos alimentares na UHE de Curuá-Una;
- Verificar se há relação entre as concentrações de HgT nos peixes, com as variáveis limnológicas (oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, total de sólidos dissolvidos, transparência da água) e as concentrações de mercúrio total na água e no sedimento;
- Observar se as concentrações de HgT nas espécies de peixes estão dentro do permitido pela Agência de Vigilância Sanitária-ANVISA e Organização Mundial de Saúde para o consumo humano.

3. CAPITULO I

(manuscrito formatado de acordo com as normas da revista NEOTROPICAL
ICHTHYOLOGY)

Concentrações de Mercúrio Total e bioconcentração em peixes da Hidrelétrica de
Curuá-Una, Santarém-Pará

Nathália P. O. Parente¹; José R. P. Peleja²; Rívolo J. Bacelar¹; Augusto R. Maia¹;
Yuryanne C. Pinto¹; Débora Gomes Figueiredo¹; Edvaldo J. S. Lemos^{1,2}; Flavia C. C. Lima²;
Ynglea G. F. Goch²

¹Pósgraduanda em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos, UFOPA, Santarém,
PA, Brasil, nathyepv_2010@hotmail.com.

²Laboratório de Biologia Ambiental, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas,
Universidade Federal do Oeste do Pará, Av. Marechal Rondon, s/n – Caranazal, CEP 68040-
070, Santarém, PA, Brasil.

3.1. Resumo

O mercúrio tem sido apontado com um dos metais pesados de alta toxicidade que mais prejudica os ecossistemas aquáticos, devido sua alta toxicidade. Estudos demonstram que os peixes são bons indicadores deste poluente, e que em reservatórios de usinas hidrelétricas estes estão apresentando níveis de Hg mais elevados à jusante do que à montante. Este trabalho objetivou analisar as concentrações de mercúrio total (HgT) e bioconcentração em peixes coletados na usina hidrelétrica –UHE de Curuá-Una, comparando as concentrações de mercúrio total nos peixes coletados à jusante e à montante do reservatório e investigar as relações entre as concentrações de HgT nos peixes, variáveis limnológicas (oxigênio

dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, total de sólidos dissolvidos e transparência da água); concentrações de mercúrio total na água e no sedimento. As amostragens foram efetuadas em nove pontos de coleta, sendo sete à montante da barragem e dois à jusante. As amostras de água, sedimento e peixe foram analisadas por Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio-CVAFS. Foi analisado um total de 283 indivíduos, pertencentes a 15 espécies. Houve diferença significativa entre as concentrações de HgT por espécies. *Auchenipterus nuchalis* foi a espécie que obteve a maior média de concentração de HgT (365,16 ng.g⁻¹) e também obteve o maior Fator de Bioconcentração (1,7). Os exemplares da espécie *Hemiodus unimaculatus*, coletadas à jusante demonstraram tendências de concentrações de HgT maiores do que os da montante. Não houve relação entre os níveis de HgT nos peixes com os níveis de Hg na água e no sedimento, nem com as variáveis limnológicas.

Palavras-chave: bioconcentração, jusante, montante, pescado, reservatório.

3.2 Introdução

O mercúrio é um metal pesado que se destaca por suas características peculiares no que diz respeito a sua toxicidade, principalmente quando associado ao ambiente aquático (Kasper, 2007). Na Amazônia, a transformação de mercúrio inorgânico em metilmercúrio é potencializada pela existência dos sítios de metilação, como as macrófitas aquáticas e a floresta alagada (Guimarães *et al.* 2000). O metilmercúrio aumenta a dispersão e biodisponibilidade do mercúrio no ambiente aquático, ganha lipossolubilidade (Wasserman *et al.* 2001) que favorece o transporte através das membranas celulares para se depositar nos tecidos de um organismo, bioacumulando-se, o que depende da concentração ou biodisponibilidade da substância no ambiente (Azevedo 2003).

Entre a biota aquática, os peixes são considerados bons indicadores de avaliação da contaminação crônica de um ambiente, sendo assim, estimar as concentrações de Hg nesses organismos, pode contribuir para o esclarecimento dos processos que podem estar influenciando a biodisponibilidade e a absorção do Hg pelos organismos do ambiente aquático (Kasper, 2007). Alguns dos principais fatores que potencializam a acumulação do mercúrio em peixes são: o nível trófico a qual pertencem, seus hábitos alimentares, além de variáveis ambientais, como pH, carbono orgânico dissolvido e temperatura; e dados

biológicos, como comprimento, peso e idade (Svobodová *et al.* 1999; Khrig *et al.* 2011; Belger e Fosberg, 2006).

Pesquisas tem registrado níveis elevados de HgTotal (HgT) em peixes de reservatórios (Hylander *et al.* 2006, Kasper *et al.* 2014), possivelmente essa elevação esteja relacionada à metilação do mercúrio inorgânico, que é estimulada pelo carbono inorgânico proveniente do solo e da vegetação dos reservatórios (Ikingura e Akagy 2003) somada a falta de oxigênio no sedimento presente no fundo dos reservatórios (Fearnside, 2014). No entanto, esses estudos estão mais concentrados em reservatórios localizados em zonas de clima temperado, sendo assim, a forma como o mercúrio se comporta em reservatórios tropicais ainda é pouco conhecida (Tuomola, *et al.* 2008).

Estudos demonstraram que o represamento de rios muitas vezes pode ter efeitos maiores sobre o ecossistema à jusante do que no próprio reservatório. Com relação ao mercúrio, os níveis desse elemento na água e nos peixes foram geralmente maiores à jusante das barragens do que à montante (Canavan *et al.* 2000; Palermo 2004; Kasper *et al.* 2012). Isso pode ser explicado pelo aumento da estratificação do reservatório, o que deixa a região do hipolímnio com pouco oxigênio, favorecendo o processo de metilação disponibilizando o mercúrio para ser bioacumulado nos organismos aquáticos daquele ambiente (Schetagne *et al.* 1999; Canavan *et al.* 2000).

Na região amazônica, a principal via de exposição ao mercúrio é o consumo do pescado, especialmente pelas comunidades ribeirinhas (Akagi 1995; Malm *et al.* 1995b; Passos *et al.* 2003). Sendo assim, a contaminação por mercúrio acarreta uma queda na qualidade dos recursos pesqueiros, além de ocasionar prejuízos para a saúde humana (Beltran *et al.* 2011). Nesse contexto, atualmente, o limite máximo de concentração tolerável de Hg nos tecidos musculares de peixes, conforme o estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária –ANVISA e Organização Mundial da Saúde-OMS é de 500 ng.g⁻¹, porém, para espécies predadoras, quando se considera o fator de acumulação, esse número é de 1000 ng.g⁻¹. Por tanto, este trabalho teve como objetivo analisar as concentrações de mercúrio total e bioconcentração em peixes coletados à jusante e à montante do reservatório da Usina Hidroelétrica –UHE de Curuá-Una, comparando as relações entre as concentrações de HgT nos peixes, variáveis limnológicas (oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, total de sólidos dissolvidos, transparência da água) com as concentrações de mercúrio total na água e no sedimento;

3.3. Material e Métodos

Os exemplares de peixes foram coletados na Usina Hidroelétrica –UHE de Curuá-Una, em setembro de 2011. As amostragens foram efetuadas em nove pontos de coleta, sendo sete à montante da barragem (Figura 1) e dois à jusante.

Figura 1

A determinação dos pontos de coleta levou em consideração os setes pontos de pesquisas pretéritas realizadas nesta UHE por Junk *et al.* 1981 e Darwich 1982, abordando ecologia de peixes e limnologia. Nestes pontos (tabela 1) foram realizadas as coletas de peixes, água e aferidos as variáveis limnológicas.

Tabela 1

Para a realização das coletas de peixes foram utilizados dois conjuntos de redes de emalhar em cada ponto. Cada conjunto era composto por 10 redes com o tamanho da malha variando de 30 a 200 mm de distância entre nós opostos, altura e comprimento de cada rede padronizados com 1,5 e 10 m respectivamente. Desta forma, cada conjunto teve um comprimento total de 100m. O esforço de captura foi padronizado em ciclos de 24h, com revisão das redes e despescas a cada 6 horas. A cada despescas, os indivíduos coletados foram identificados ao menor nível taxonômico possível, utilizando literaturas especializadas: Vari (1983); Santos *et al.* (1984); Kullander (1989); Rapp Py -Daniel (1989); Burgess (1989); Buckup (1993); Mago-Leccia 1994; Glaser *et al.* (1996); Reis (1997); Ferreira *et al.* (1998); Reis *et al.* (2003); Buckup *et al.* (2007); Ferraris (2007) e Queiroz *et al.* (2013), em seguida foram obtidos os dados biométricos de comprimento total (cm), padrão (cm) e peso (g). Posteriormente foram retiradas amostras de músculo da porção anterodorsal do corpo de cada espécime para análise da concentração de HgT e acondicionadas individualmente em tubos plásticos de polietileno identificados com o código do ponto e número da amostra, sendo congelados logo após esse processo. Todo o procedimento foi realizado em local devidamente higienizado para evitar contaminação.

Realizou-se uma triagem dos espécimes de peixes coletados, onde foram selecionadas as espécies mais abundantes, que obtiveram um número (n) amostral superior ou igual a 10. As espécies consideradas ocorreram em seis dos nove pontos de coleta: pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 6. Selecionaram-se para comparação entre níveis de HgTotal no músculo de peixes coletados

à montante e à jusante do reservatório, três espécies de peixes que ocorreram concomitantemente nestas duas regiões da UHE.

Em cada ponto de coleta, foram obtidas amostras de água da zona epilimnica para a determinação de HgTotal, sendo armazenadas e identificadas em tubos de Falcon® de polipropileno e posteriormente mantidas sob baixas temperaturas para conservação e análise em laboratório, bem como, aferidos o potencial hidrogeniônico – pH; temperatura; oxigênio dissolvido; condutividade elétrica; totais de sólidos dissolvidos-TDS e transparência da água.

Também foram coletadas amostras de sedimentos em cada ponto de coleta para análise de HgTotal. Os sedimentos foram extraídos via draga Pertesen e armazenados em embalagens inertes. Amostrou-se em oito pontos de coleta ao longo do gradiente do contínuo fluvial-lacustre, assim distribuídos: três pontos na região montante à barragem – rios formadores do lago (Mojú, Mojuí e Curuá-Una), um ponto na zona de transição fluvial-lacustre, dois pontos no lago/reservatório da UHE e dois à jusante da barragem, totalizando 48 subamostras.

Todas as análises de HgT do material (peixe, água e sedimento) coletado em campo foram realizadas no Laboratório de Biologia Ambiental do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas –ICTA/UFOPA.

A determinação de HgT na água seguiu a técnica de digestão analítica da água, realizada pela adição de 100 µl de persulfato de potássio a 5% em 10 ml da amostra em tubos de ensaio, vedados com parafilme, e submetidos à oxidação ultravioleta, em um reator fotoquímico, por um período no mínimo de 20 a 30 minutos, ou até a água ficar totalmente transparente, resultando na decomposição completa dos ácidos húmicos e dos ácidos fúlvicos. Em sequência, alíquotas de 5 ml foram reduzidas com SnCl_2 (CRQ) e analisadas por Fluorescência Atômica a Vapor Frio-CVAFS (Pichet 1999), sendo o limite de detecção do aparelho para esta técnica de $0,3 \text{ ng.l}^{-1}$ de Hg.

Os sedimentos foram desidratados em estufa, fracionadas granulometricamente (fina, $<6 \mu\text{m}$ e grossa $\geq 63 \mu\text{m}$) em agitador de peneiras e submetidos a análises para a determinação dos níveis de HgT no CVAFS.

As análises das amostras de peixes foram executadas utilizando entre 15 e 45 mg (peso úmido) do músculo do peixe. Para a digestão, acrescentou-se em tubos de ensaio 3 ml de ácido nítrico (HNO_3) concentrado e 0,3ml de ácido clorídrico a com normalidade 6, sendo estes agitados e aquecidos em uma placa aquecedora a temperatura de $121 \text{ }^\circ\text{C}$, sob ventilação constante, por um período de 4 horas. Posteriormente foram diluídos com água deionizada

(Milli-Q®) até obter o volume total de 9 ml e agitadas novamente para evitar a deposição das partículas em suspensão.

Alíquotas de 100 µl da solução da amostra biológica foram injetadas em um reator redutor saturado com uma solução de cloreto de estanho (SnCl₂) e analisado no CVAFS. A reprodutibilidade do método foi determinada pela leitura em duplicata de uma amostra a cada 10 analisadas, aceitando um desvio de 10%, sendo o limite de detecção do aparelho de 75 picogramas de Hg. Antes de cada procedimento de leitura das amostras, foi efetuada a calibração do CVAFS com uso de soluções padrões nas concentrações de 2ppb, 5ppb e 10ppb onde a calibração é aceitável quando a variação entre os valores da concentração dos padrões não ultrapassa 10% (Pichet 1999).

A confiabilidade do método foi testada com a utilização de um padrão de referencia da National Research Council of Canadá (TORT -2), onde a exatidão do método é definida a partir da concordância entre os valores de um ensaio e o valor de referencia certificada.

Calculou-se o fator de bioconcentração através da razão entre a concentração do mercúrio total

(HgT) presente nos peixes e a concentração de mercúrio total presente na água, através da seguinte fórmula: $\text{Log}_{10} [\text{HgT}_{\text{peixe}}]/[\text{HgT}_{\text{água}}]$. Este cálculo foi feito para cada espécie individualmente.

Para verificar se houve diferença significativa entre as concentrações de HgT por espécie e para comparar as concentrações de mercúrio total nos peixes coletados à montante e jusante do reservatório utilizou-se a Análise de Variância- ANOVA (Zar 1999) e o teste de Tuckey. Para investigar as relações entre as concentrações de mercúrio total nos peixes e os parâmetros limnológicos da UHE bem como as concentrações de mercúrio total na água e no sedimento, em seguida foi utilizada a Correlação de Pearson (r), seguida de regressão linear.

3.4. Resultados

Em todos os pontos de coleta, foram capturados 484 espécimes de peixes, sendo analisados 283 indivíduos, distribuídos em três ordens, 10 famílias e 15 espécies. Houve diferença significativa nas concentrações de HgT por espécie ($F_{14, 267} = 2,4084$; $p = 0,00345$) (figura 2), sendo que a espécie que apresentou a menor concentração média de HgT (69,08 ng.g⁻¹). A espécie *Auchenipterus nuchalis*, conhecida popularmente na região por mandi-peruano, obteve a maior concentração média, cujo valor foi de 365,16 ng.g⁻¹ (tabela 2).

Figura 2

Tabela 2

O maior Fator de Bioconcentração entre as espécies estudadas foi *Auchenipterus nuchalis* (1,7). Em contrapartida, as espécies *Curimata knerii* e *Catoprion mento* obtiveram o menor fator de bioconcentração (1,0) para ambas. (tabela 3).

Tabela 3

As espécies *Auchenipterus nuchalis*, *Geophagus proximus* e *Hemiodus unimaculatus* ocorrerem concomitantemente à jusante e à montante da barragem do reservatório. Assim, em uma comparação de médias obtidas a partir das concentrações de HgT dessas três espécies, a barragem da usina hidroelétrica não influenciou como uma fonte de variação de HgT à montante ($298,29 \pm 335,76 \text{ ng.g}^{-1}$) e à jusante ($270,69 \pm 125,10 \text{ ng.g}^{-1}$). No mesmo sentido, quando se comparou as médias por espécie isolada, a ausência de variação significativa também se manteve. Apesar de *H. unimaculatus* evidenciar concentração média à jusante ($308,35 \text{ ng.g}^{-1}$) levemente mais elevada que à montante ($231,46 \text{ ng.g}^{-1}$).

Os resultados por pontos individuais de coleta revelaram concentração média de HgT maior nos peixes coletados no P4 ($264,98 \text{ ng.g}^{-1}$), ponto localizado na região do lago, e menor ($147,90 \text{ ng.g}^{-1}$) no P5, ponto localizado na região fluvial à montante do lago/reservatório (figura 3).

Figura 3

Não foram observadas correlações entre as concentrações de HgT encontradas nos peixes com as concentrações deste metal encontradas na água e no sedimento, assim como não houve correlação com nenhuma variável limnológica. O ponto onde houve a menor concentração de HgT na água foi o P3 ($4,1 \text{ ng.l}^{-1}$), tributário localizado à montante da barragem, e o P2 ($12,1 \text{ ng.l}^{-1}$), sistema fluvial à jusante próximo ao vertedouro, foi onde

obteve-se a maior concentração. Já as concentrações de HgT no sedimento atingiram o menor valor no P1 (49,14 ng.g⁻¹), sistema fluvial à jusante, e maior concentração no P3 (186,64 ng.g⁻¹).

3.5. Discussão

A espécie que apresentou a maior concentração média de HgT foi a *Auchenipterus nuchalis*, o mandi-peruano, descrito por Ferreira *et al.* (1998) como peixe de pequeno porte, atingindo tamanho máximo de 20 cm, sem importância comercial e de hábito alimentar onívoro/insetívoro. *Leporinus fasciatus*, espécie considerada de médio porte, carnívora segundo Ferreira *et al.* (1998), apresentou a segunda maior concentração média de HgT, Kasper *et al.* (2012), em estudo conduzido na Hidrelétrica de Samuel- RO, reportou níveis de Hg maiores em espécies de peixes carnívoras e onívoras. Soares *et al.* (2016) em estudo realizado na Bacia do Rio Negro também verificou que as maiores concentrações de HgT estavam nos peixes carnívoros/onívoros. Esse padrão tem sido bastante descrito por vários outros autores que observaram que o Hg tende a ser mais assimilados por espécies que possuem esses hábitos alimentares (Bastos, 2006; Bastos 2008; Beltran-Pedreiros *et al.* 2011; Silva, 2012; Soares *et al.* 2016). Tanto *A. nuchalis* quanto *H. unimaculatus* tiveram exemplares que ultrapassaram a margem de segurança estabelecida pela ANVISA e pela OMS.

As espécies *Curimata inornata*, *Peckoltia cf. sabaji* e *Peckoltia sp.*, todas com hábito alimentar predominantemente detritívoro, Ferreira (1998), apresentaram exemplares com altos níveis de HgT, com alguns espécimes obtendo valores acima do recomendado pela ANVISA e OMS para peixes não predadores. Em pesquisa realizada no rio Madeira, Bastos *et al.* (2008) encontraram para *Curimata knerii*, *Prochilodus nigricans* e *Pterygoplichthys gibbiceps*, espécies detritívoras valores médios de HgT acima do permitido pela ANVISA e OMS. Para a espécie *Curimata inornata* encontramos concentrações médias de HgT aproximadas ao que descreve Beltran-Pedreiros *et al.* (2011) em um lago do rio Solimões.

A espécie *Catoprion mento*, de pequeno porte, conhecida por pacu-piranha e que se alimenta das escamas de outros peixes, sendo assim lepidófaga (Ferreira, 1998), foi a espécie com a menor concentração média de HgT. Sampaio da Silva *et al.* (2006), reportaram concentração mais elevada para esta espécie em lagos naturais do Baixo rio Tapajós. Confrontando-se as concentrações de HgT de mais cinco espécies (*C. inornata*, *L. fasciatus*,

G. proximus, *H. unimaculatus* e *S. rhombeus*) investigadas no presente estudo com as concentrações reportados pelos referidos autores para lagos naturais associados a bacia do rio Tapajós, quatro destas na UHE de Curuá-una se destacam com concentrações mais elevadas que as daqueles lagos naturais (tabela 5). Em reservatórios do hemisfério norte, como do Canadá, por exemplo, Schetagne & Verdon (1999) demonstraram que as concentrações de mercúrio em todas as espécies de peixes aumentam rapidamente após o enchimento, atingindo um pico máximo entre o quinto e o décimo ano em espécies não piscívoras e após 10 a 13 anos nas espécies piscívoras, com níveis de 3 a 7 vezes superiores àquelas de lagos naturais, e em seguida começam a decair gradualmente, retornando aos níveis naturais após 10 a 25 anos nas espécies não piscívoras e após 20 a 30 anos nas espécies piscívoras.

Tabela 4

Neste trabalho foram encontrados fatores de bioconcentração (FBC) iguais ou superiores a 1, em 100% dos peixes analisados. Esse valor foi mais elevado do que o encontrado por Beltran-Pedreiros *et al.* (2011) no Lago Grande de Manacapuru, no Rio Solimões, estado do Amazonas, para 32 espécies de peixes, levando em consideração a categoria trófica. Seus resultados descreveram que mais de 90% dos peixes obtiveram fatores de bioconcentração acima de 1. No entanto, diferente do encontrado pela referida autora, no presente trabalho a espécie que obteve o maior FBC foi uma espécie onívora-insetívora, *A. nuchalis*, enquanto que no Lago grande de Manacapuru as espécies que mais bioconcentraram o HgT foram espécies carnívoras/necrófagas.

Kehrig *et al.* (2011) em estudos realizados na Bahia de Guanabara, Rio de Janeiro, sendo este um ambiente bem diferenciado com características de ecossistema marinho, encontraram fatores de bioconcentração superiores a 5, sendo o peixe-espada, de hábito alimentar carnívoro, a espécie que mais bioconcentrou, assumindo o valor de FBC de 6,06.

As espécies *Auchenipterus nuchalis*, *Geophagus proximus* e *Hemiodus unimaculatus* foram encontradas concomitantemente à jusante e à montante do reservatório, no entanto observamos que apenas *H. unimaculatus* apresentou uma tendência a diferenças significativas das concentrações de HgT serem maiores nos indivíduos coletados à do que nos coletados a à montante. Este resultado corrobora com o que já foi registrado em várias espécies de peixes coletadas à montante e à jusante em outras hidroelétricas no Brasil, onde os níveis de Hg foram mais elevados nos peixes coletados à jusante do reservatório. Estudos realizados por

Palermo *et al.* (2004); Kasper *et al.* (2012) e Kasper *et al.* (2014), observaram níveis de HgT mais elevados nos peixes coletados abaixo das barragens. Este padrão tem sido associado à estratificação térmica existente nos reservatórios, com consequente acumulação de MeHg no hipolímnio, o qual posteriormente é carregado pelas turbinas para o sistema fluvial localizado a jusante, conforme Kasper *et al.* (2014) evidenciaram no rio Uatumã a 200 km do reservatório de Balbina.

O substrato fonte de Hg para todo o sistema parece ser o mesmo, assim como as taxas de biodisponibilização, bioconcentração e bioacumulação nos organismos. O fato de as concentrações terem sido um pouco mais altas no ponto 4 (região lacustre), sugere que a origem do Hg pode ser advinda dos rios formadores à montante, associado a material particulado em suspensão na forma inorgânica. Quando esse material alcança e sofre o efeito do barramento no lago ele sedimenta. O Hg inorgânico sedimentado com os detritos, possivelmente passa a sofrer a ação de bactérias no hipolímnio do lago e a partir deste se biodisponibiliza na forma orgânica na coluna d'água para os organismos planctônicos e destes para os peixes via alimentação.

Roulet *et al.* (1998c) descreveu que na região amazônica a contaminação dos ecossistemas aquáticos por Hg estaria relacionada diretamente com a ocupação do solo, aliando-se ao desflorestamento para a plantação de pastos ou de atividades agrícolas (Roulet *et al.* 1998 b).

Em estudos realizados no rio Tapajós Roulet *et al.* (2000) verificaram que a prática de desmatamento desordenado associadas a cargas de sedimentos alóctones contribuem expressivamente para a entrada de Hg nos ambientes aquáticos. Sabendo que o solo as margens do rio Curuá-Una vêm sendo utilizado de forma desordenada e com o crescente desmatamento para a implantação de atividades agropecuárias, sugere-se que essas seriam umas das mais prováveis fontes do HgT que está sendo assimilado pelos peixes da UHE-Curuá-Una.

3.6. Conclusão

Das espécies analisadas, cinco apresentaram indivíduos cujos níveis de HgT excederam o recomendado para o consumo humano. A espécie que apresentou maior concentração de HgT foi *Auchenipterus nuchalis*, de hábito alimentar onívora/insetívora.

A espécie *A. nuchalis* obteve dentre as espécies analisadas o fator de bioconcentração mais alto, como o observado nos poucos trabalhos relacionados a este assunto, onde foi verificado que as espécies carnívoras e onívoras obtiveram os mais elevados FBCs.

Os peixes coletados a jusante do reservatório não apresentaram diferença significativa na concentração de HgT, quando comparados com os peixes da montante. Porém, constatou-se uma visível tendência de que esses valores sejam de fato, maiores a jusante do reservatório para a espécie *H. unimaculatus*, o que poderá ser comprovado em estudo com maior amostral.

Não houve correlação entre as concentrações de HgT encontrada no tecido muscular dos peixes e as concentrações de HgT descritas para a água e sedimento, assim como não se correlacionaram com as variáveis limnológicas. Este comportamento pode estar associado à ocorrência de uma homogeneização dos valores das variáveis limnológicas em todo o sistema em estudo, além de sugerir que a origem do Hg pode ser advinda dos rios formadores a montante, associado a material particulado em suspensão na forma inorgânica o qual posteriormente é biodisponibiliza na forma orgânica na coluna d'água para os organismos planctônicos e destes para os peixes via alimentação.

3.7. Agradecimentos

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de nível superior. A Eletronorte e ao Laboratório de Biologia Ambiental ICTA-UFOPA.

3.8. Literatura Citada

- Akagi, H.; Malm, O.; Kinjo, Y.; Harada, M.; Branches, F. J. P; Pfeiffer, W. C.; Kato, H. 1995. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*. 175: 85-95.
- Azevedo, F. A. 2003. Toxicologia do mercúrio. São Carlos: Rima. São Paulo, Inter Tox. 292 pp.
- Bastos, W. R. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*. 368: 344–351.
- Bastos, W. R.; Rebelo, M. F.; Fonseca, M. F.; Almeida, R; Malm, O. 2008. A description of Mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica*. 38(3): 421-430.

- Belger, L.; Forsberg, B. R. 2006. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*. 367: 451-459.
- Beltran-Pedrerros, S.; Zuanon, J.; Leite, R. G.; Peleja, J. R. P.; Mendonça, A. B.; Forsberg, B. R. 2011. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, n. 4, p. 901-908.
- Buckup, P. A. Review of the characidiini fishes (Teleostei: Characiformes) with descriptions of four new genera and ten new species. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 1993, 154p.
- Buckup, P. A.; Menezes, N. A.; Ghazzi, M. S. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional (Série Livros 23), Rio de Janeiro. 2007, 195p.
- Burgess, W. E. An atlas of freshwater and marine catfishes: a preliminary survey of the Siluriformes. T. F. H., Neptune City. 1989, 784p
- Canavan, C. M.; Caldwell, C. A.; Bloom, N. S. 2000. Discharge of methylmercury enriched hypolimnetic water from a stratified reservoir. *Science of the Total Environment*. 260: 159-170.
- Darwich, A. J. 1982. Estudos limnológicos na Represa Hidrelétrica de Curuá-Una (Santarém - PA). Dissertação de Mestrado. Manaus, FUA-INPA. 207p.
- Fearnside, P. M. 2014. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*. 38: 164-172.
- Ferraris, C. J. Check list of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa*, 2007, 628p.
- 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.
- Glaser, U. Schafer, F.; Glase, R. W. South american Cichlids III, Verlag: A. C. S. Germany. 1996, 144p.
- Guimarães, J. R. D.; Meili, M.; Hylander, L. D.; Silva, E. C.; Roulet, M.; Mauro, J. B. N.; Lemos, R. 2000. Mercury net methylation in five tropical floodplain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surfasse sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*. 261: 99-107.
- Hylander, L. D.; Gröhn, J.; Tropp, M.; Vikström, A.; Wolpher, H.; Silva, E. 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: 155-166.
- Ikingura, J. R.; Akagi, H. 2003. Total mercury and methylmercury levels in fish from hydroelectric reservoir in Tanzania. *The Science of the Total Environment*. 304: 355-368.
- Junk, W. J.; B. A. Robertson; A.J. Darwich & I. Vieira. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica*. Manaus, INPA-FUA, 11(4): 689-716
- Kasper, D.; Botaro, D.; Palermo, E. F. A.; Malm, O. 2007. Mercúrio em peixes e fontes de contaminação. *O ecologia Brasiliensis*. v. 11, n. 2, p. 228-239.
- Kasper, D.; Palermo, E. F. A.; Branco, C. W. c.; Malm, O. 2012. Evidence of elevated Mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from amazona reservoir. *Hydrobiologia*. 694: 87-98.
- Kasper, D. Forsberg, B. R.; Amaral, J. H. F.; Leitão, R. P.; Daniel, S. S. P.; Bastos, W. R.; Malm, O. 2014. Reservoir Stratification Affects Methylmercury Levels in River Water, Plankton, and Fish Downstream from Balbina Hydroelectric Dam, Amazonas, Brazil. *Environmental Science & Technology*. 48: 1032-1040.

- Kehrig, H. A.; Malm, O.; Palermo, E. F. A.; Seixas, T. G.; Baêta, A. P.; Moreira, I. 2011. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Quimica Nova*. v. 34, n. 3, p. 377-384.
- Kullander, S. O.; Nijssen, H.; *The Cichlids of Surinam*. E. J. Brill, Leiden. 1889, 256p.
- Mago-Leccia, F. *Electric fishes of the continental waters of America*. Ed. Clemente, Venezuela. 1994, 206p.
- Malm, O.; Branches, F. J. P.; Akagi, H.; Castro, M. B.; Pfeiffer, W. C.; Harada, M.; Bastos, W. R.; Kato, H. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*. 175: 141⁻¹50.
- Palermo, E. F. A.; Kehrig, H. A.; Branco, C. W. C.; Malm, O. Santos, H. S. B. 2002. Mercúrio e Metilmercúrio em plâncton, peixe, material particulado em suspensão e sedimento superficial de um antigo reservatório tropical, Brasil. Pp 219-227. *In: M. Eduarda, (ed.), Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica*. Piaget, Viseu.
- Passos, C. J.; Lucotte, M.; Queiroz, A.; Mergler, D.; Peleja, R.; Goch, Y.; Morais, S. 2003. Condições socioeconômicas e exposição ao mercúrio (Hg) através do consumo de peixe: um estudo de caso em Santarém, Pará, Brasil. *Revista Saúde e Ambiente*, 6 (1/2): 3⁻¹1
- Pichet, P.; Morrison, K.; Rheault, I.; Tremblay A. 1999. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. *In: Lucotte M, Schetagne R, Thérien N, Langlois C, Tremblay A.. Mercury in the biogeochemical cycle*. Berlin: Springer.
- Queiroz, L. J.; Torrente-Vilara, G.; Ohara, W. M.; Pires, T. H.S.; Zuanon, J. Doria.; C. R. C. *Peixes do Rio Madeira*. São Paulo. 2103. 1 ed. v. 1. 399 pp.
- Queiroz, L. J.; Torrente-Vilara, G.; Ohara, W. M.; Pires, T. H.S.; Zuanon, J. Doria.; C. R. C. *Peixes do Rio Madeira*. São Paulo. 2103. 1 ed. v. 2. 351 pp.
- Queiroz, L. J.; Torrente-Vilara, G.; Ohara, W. M.; Pires, T. H.S.; Zuanon, J. Doria.; C. R. C. *Peixes do Rio Madeira*. São Paulo. 2103. 1 ed. v. 3. 413 pp.
- Rapp Py-Daniel, L. H. Redescription of *Parancistrus aurantiacus* (Castelnau, 1855) and a preliminar of two new genera: *Baryancistrus* n. g. and *Oligancistrus* n. g. (Siluroidei; Loricariidae). *Cybium*, 1989, 246p.
- Reis, R. E. Revision of the Neotropical catfish genus *Hoplosternum* (Osteriophysii: Siluriformes: Callichthyidae), with the description of two new genera and three new species. *Ichthyological Explorations Freshwaters*, 1997, 326p.
- Reis, R. E. O.; Kullander C. J.; Ferraris JR. Check list f the freshwater fishes of South and central America. Porto Alegre: Edipucrs. 2003. 729p.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Rheault, I.; Farella, N.; De Jesus da Silva, E.; Dezencourt, J.; Sousa Passos, C. J.; Santos Soares, G.; Guimarães, J. R. D.; Mergler, D.; Amoeim, M. M. The geochemistry of Mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do- Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 1998b; 223:1-24.
- Roulet M, Lucotte M, Farella N, Serique G, Coelho H, Sousa Passos CJ, De Jesus Da Silva E, Scavone de Andrade P, Mergler D, Guimarães JRD, Amorim M. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 1998c; 112:297-313.
- Roulet M. Lucotte M. Guimarães JRD, Rheault I. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajos River, Brazil. *The Science of the Total Environment* 2000; 261:43-59.
- Santos, G. M.; Jégu, M.; Merona, B. *Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins*. Eletronorte, Cnpq E Inpa, 1984, 83p.

- Schetagne, R.; Verdon, R. Post-impoundment evolution of fish mercury levels at the La Grande Complex, Québec, Canada (from 1978 to 1996). In: *Mercury in the Biogeochemical Cycle*; Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C., Tremblay, A., Eds.; Springer: Berlin, 1999; pp 334.
- Silva, G. S.; Neto, F. F.; Assis, H. C. S.; Bastos, W. R.; Ribeiro, C. A. O. 2012. Potential risks of natural mercury levels to wild predator fish in an Amazon reservoir. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184: 4815–4827.
- Sampaio Da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Crossa, M. 2006. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira. *Interfacehs*. 1 (1): 1-31.
- Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Paquet, S. Davidson, R. 2009. Influence of ecological factors and of land use on mercury levels in fish in the Tapajós River basin, Amazon. *Environmental Research*. 109: 432-446.
- Soares, J. F.; Goch, Y. G. F.; Peleja, J. R. P.; Forsberg, B. R.; Lemos, E. J. S.; Sousa, O. P. 2016. Bioacumulação de Mercúrio Total (HgT) e hábitos alimentares de peixes da bacia do Rio Negro, Amazônia, Brasil. *Biota Amazonia*. v. 6. n. 1., p. 102-106.
- Svobodová, Z.; Dusek, L.; Hejtmánek, M.; Vykusová, B.; Smíd, R. 1999. Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlík and Kamýr Reservoirs in the Czech Republic. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 43: 231-240.
- Tuomola, L.; Niklasson, T.; Silva, E. C.; Hylander, L. D.; 2008. Fish mercury development in relation to abiotic characteristics and carbon sources in a six-year-old, Brazilian reservoir. *Science of the Total Environment*. 390: 177-187.
- Vari, R. P. Phylogenetic relationships of the families Curimatidae, Prochilodontidae, Anostomidae and Chilodontidae (Pisces Characiformes). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 1983, 59p.
- Wasserman, J. C.; Hacon, S.S.; Wasserman, M.A. 2001. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo & Vida*, 2 (1/2): 46-53.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*, 4/e. Pearson Education India.

Tabelas

Tabela 1. Pontos de coleta com respectivas coordenadas geográficas e localização. (Fonte: BRASILENCORP/ 2012).

Pontos de coleta	Coordenada	Localização
P1	02° 48.733´ S 054°17. 896´ W	Jusante, no canal de fuga da casa de força
P2	02° 48.804´ S 054°17. 540´ W	Jusante, na alça entre o vertedouro e a saída do canal de fuga no rio Curuá-Una
P3	02° 49.973´ S 054°17. 632´ W	Montante, afluente da margem direita - Igarapé Corta-Corda
P4	02° 50.222´ S 054°19. 358´ W	Montante, proximidades da comunidade Porto Novo (lago/reservatório)
P5	02° 54.120´ S 054°27. 038´ W	Montante, proximidades do Porto Castanheira (lago/reservatório)
P6	03° 01.036´ S 054°27. 625´ W	Montante, rio Curuá-Una, zona de influência do reservatório - comunidade do Xavier
P7	03° 07.883´ S 054°26. 769´ W	Montante, rio Curuá-Una, fora da área de influência do reservatório, antigas corredeiras - comunidade do Bandeira
P8	02° 57.416´ S 054°33. 897´ W	Montante, afluente da margem esquerda - rio Mojuí, cerca de um quilômetro acima da comunidade de Vista Alegre do Moju
P9	02° 58.231´ S 054°33. 197´ W	Montante, afluente da margem esquerda - rio Moju

Tabela 2. Concentração de Mercúrio-Total (HgTotal) no músculo de peixes da UHE-Curuá-Una.

Nome Popular	Nome científico	n	Média de Hg Total g ⁻¹ (ng.)	Min	Max
mandi-peruano	<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	16	365,16	60,82	1285,74
Peixe-cachorro	<i>Acestrorhynchus cf. microlepis</i> (Jardine, 1841)	10	91,20	27,58	305,54
-	<i>Auchenipterichthys cf. coracoideus</i> (Eigenmann & Allen, 1942)	18	246,85	37,87	796,33
Pacu-Piranha	<i>Catoprion mento</i> (Cuvier, 1819)	15	69,08	18,22	164,97
Arari	<i>Chalceus epakros</i> (Zanata & Toledo-Piza, 2004)	23	162,05	30,31	495,08
Branquinha	<i>Curimata inornata</i> (Vari 1989)	16	194,62	45,35	676,39
Curimata	<i>Curimata knerii</i> (Steindachner, 1876)	10	96,44	18,07	251,73
Caratinga	<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	25	174,48	8,63	562,53
Charutinho	<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	65	248,67	26,54	1289,47
-	<i>Hypostomus sp.</i>	10	156,48	26,88	324,78
Aracu	<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	11	277,50	9,16	888,36
Tigre-de-bola	<i>Peckoltia cf. sabaji</i> (Armbruster, 2003)	17	163,76	2,65	594,44
-	<i>Peckoltia sp.1</i>	16	263,61	26,48	801,77
-	<i>Peckoltia sp.3</i>	10	233,06	111,47	443,32

Piranha-Preta	<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	21	164,41	16,45	416,05
TOTAL		283			

Tabela 3. Fator de Bioconcentração das espécies de peixes da UHE – Curuá-Una.

Espécie	n	Bioconcentração
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	16	1,7
<i>Geophagus proximus</i>	25	1,3
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	65	1,5
<i>Acestrorhynchus cf. microlepis</i>	10	1,1
<i>Auchenipterichthys cf. coracoideus</i>	18	1,5
<i>Peckoltia sp.1</i>	16	1,5
<i>Chalceus epakros</i>	23	1,3
<i>Catoprion mento</i>	15	1,0
<i>Curimata inornata</i>	16	1,4
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	21	1,3
<i>Leporinus fasciatus</i>	11	1,5
<i>Curimata knerii</i>	10	1,0
<i>Peckoltia cf. sabaji</i>	17	1,3
<i>Hypostomus sp.</i>	10	1,2
<i>Peckoltia sp.3</i>	11	1,4

Tabela 4. Comparação entre as concentrações médias de mercúrio total (HgT) no tecido muscular de peixes coletados na UHE-Curuá-Una e em lagos do rio Tapajós . Todas as concentrações encontram-se em ng.g⁻¹.

Espécie	Sampaio da Silva <i>et al.</i> 2006	Presente trabalho
	Lagos naturais do Tapajós	UHE-Curuá-Una

<i>Curimata inornata</i>	50,00	194,62
<i>Leporinus fasciatus</i>	139,00	277,50
<i>Geophagus proximus</i>	58,00	174,48
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	61,00	248,67
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	259,50	164,41
<i>Catoprion mento</i>	87,00	69,08

Legendas de Figuras

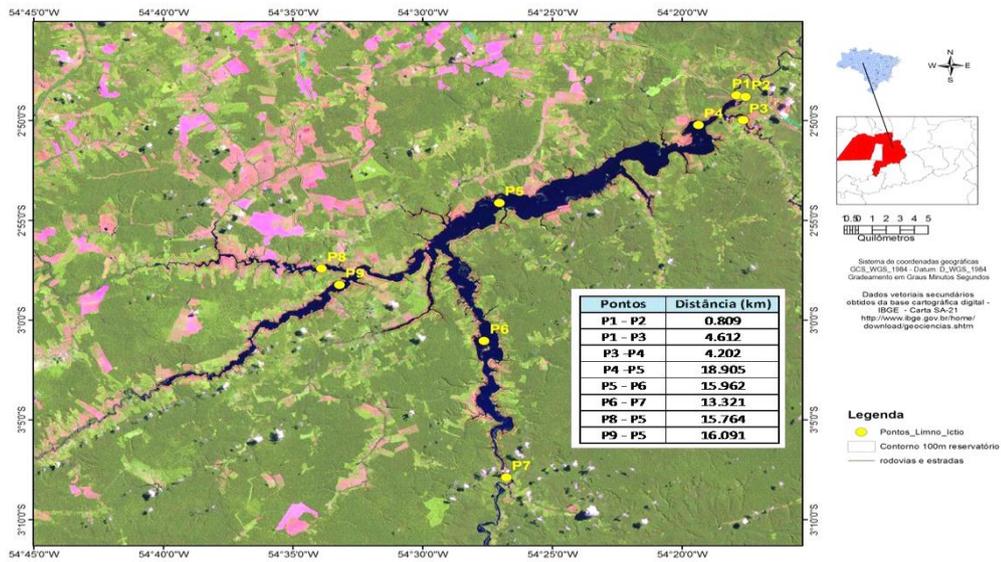


Figura 1. Vista geral da área de estudo no reservatório de Curuá-Una, Santarém-Pa, destacando os pontos de coleta e as distâncias calculadas entre cada ponto. (Elaboração: Dr. Keid Nolan).

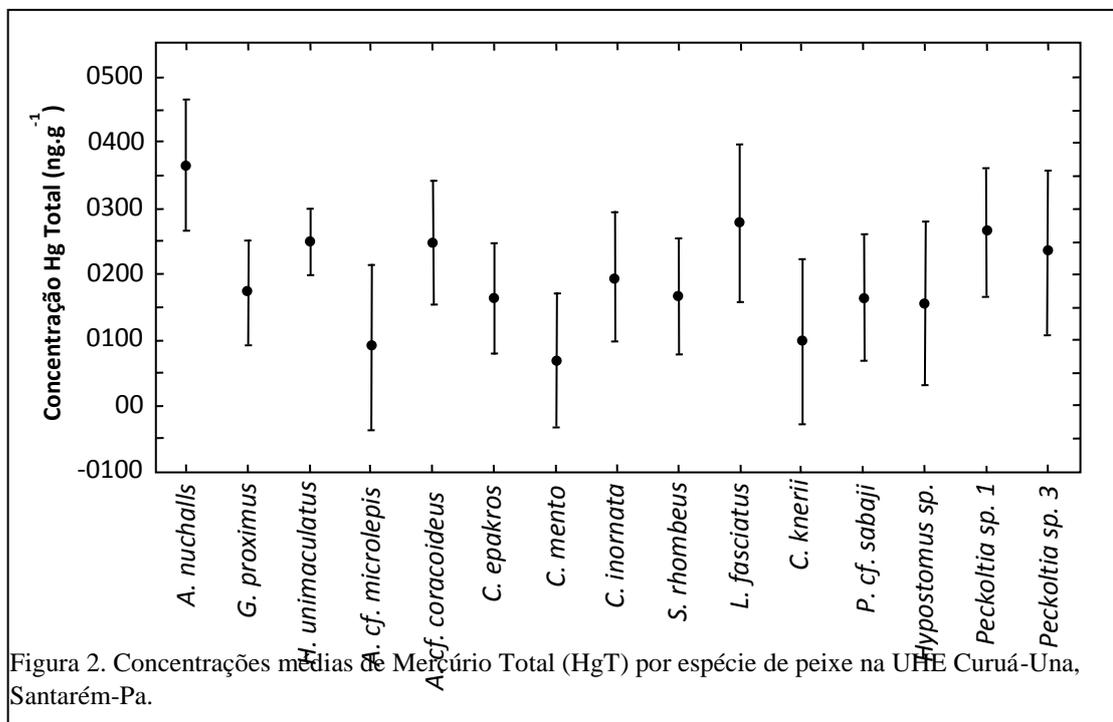


Figura 2. Concentrações médias de Mercúrio Total (HgT) por espécie de peixe na UHE Curuá-Una, Santarém-Pa.

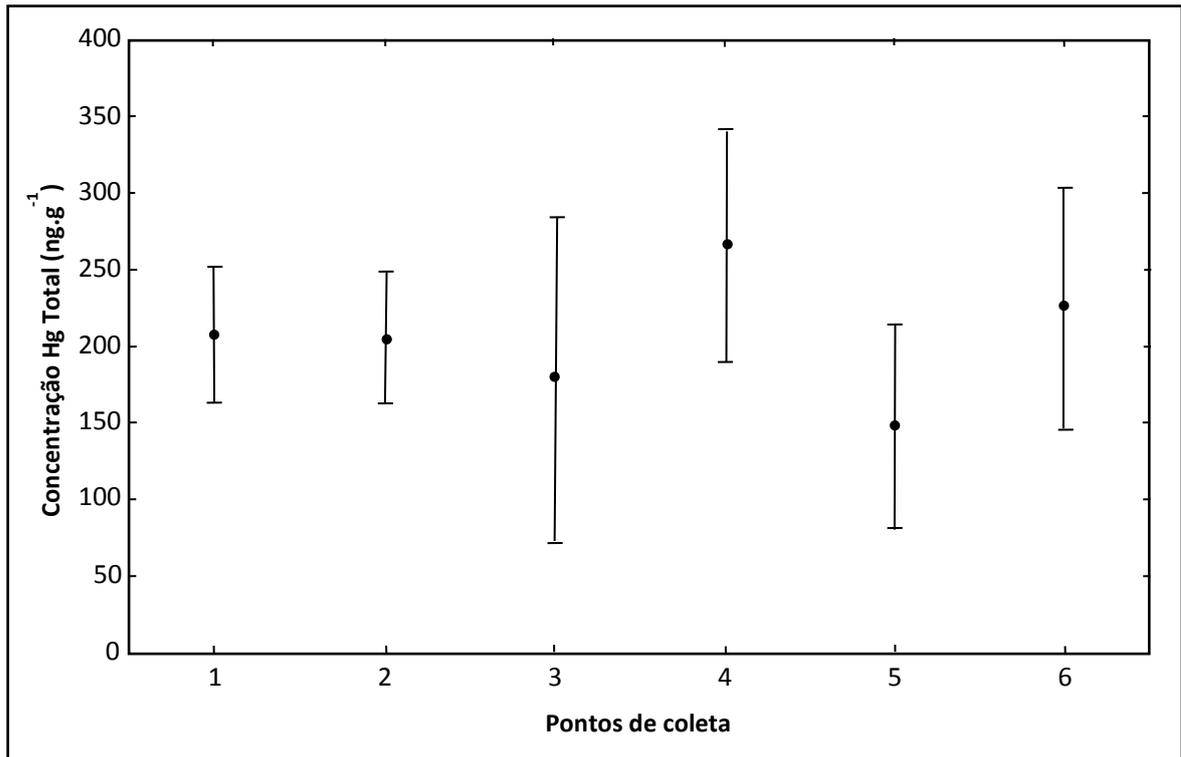


Figura 3. Comparação entre as concentrações de HgT por ponto de coleta.

4. CAPITULO II

(manuscrito formatado de acordo com as normas da revista NEOTROPICAL
ICHTHYOLOGY)

Concentrações de Mercúrio Total e bioconcentração em peixes da Hidrelétrica de Curuá-Una,
Santarém-Pará

Nathália P. O. Parente¹ ; José R. P. Peleja²; Rívolo J. Bacelar¹; Augusto R. Maia¹; Yuryanne
C. Pinto¹; Débora Gomes Figueiredo¹; Edvaldo J. S. Lemos^{1,2}; Flavia C. C. Lima²; Ynglea
G. F. Goch²

¹Pósgraduanda em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos, UFOPA, Santarém, PA,
Brasil, nathyepv_2010@hotmail.com.

²Laboratório de Biologia Ambiental, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas,
Universidade Federal do Oeste do Pará, Av. Marechal Rondon, s/n – Caranazal, CEP 68040-
070, Santarém, PA, Brasil.

4.1. Resumo

O mercúrio é um metal pesado de grande toxicidade que tem oferecido bastante risco a biosfera e todos os seus compartimentos, especificamente os ecossistemas aquáticos e conseqüentemente os organismos associados a eles. Dentre outras características, o Hg pode se bioacumular ao longo das cadeias tróficas, sendo os peixes bons indicadores de contaminação nos ambientes aquáticos, por tanto conhecer os hábitos alimentares desses organismos colaboram para se compreender melhor os efeitos dessa potente neurotoxina.

Várias pesquisas têm revelado que peixes de reservatórios hidroelétricos têm apresentado concentrações de Hg elevadas e que essas concentrações variam de acordo com os hábitos alimentares desses peixes. Partindo dessas questões, este trabalho teve como objetivos avaliar as concentrações de mercúrio total em peixes de diferentes hábitos alimentares na UHE de Curuá-Una e investigar qual(is) espécie(s) de peixe(s) apresenta(m) bioacumulação. As amostragens foram efetuadas em nove pontos de coleta, sendo sete à montante da barragem e dois à jusante. As amostras de peixe foram analisadas por Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio-CVAFS. Para analisar os dados utilizou-se ANOVA e uma regressão linear simples. Foram analisados um total de 283 indivíduos, pertencentes a 15 espécies. Houve diferença significativa entre as concentrações de HgTotal por hábitos alimentares. Nenhuma espécie apresentou nível de concentração acima do permitido para o consumo humano. *Auchenipterus nuchalis*, de hábito alimentar onívoro/insetívoro, foi a espécie que obteve a maior concentração média de HgT. *Catoprion mento*, espécie detritívora, obteve a menor concentração média. Dentre as espécies estudadas, apenas uma apresentou padrão de bioacumulação, *Acestrorhynchus cf. microlepis* (piscívora).

Palavras-chave: ecossistemas aquáticos, neurotoxina, cadeias tróficas, reservatórios hidroelétricos, organismos

4.2. Introdução

Os metais pesados são potenciais contaminantes dos ecossistemas, dentre eles o mercúrio (Hg) é considerado o de maior toxicidade (Azevedo 2003). O ciclo biogeoquímico do Hg envolve o solo, a água e o ar. Os ciclos de transporte e distribuição no ambiente são o global e o local. O primeiro envolve a evaporação do mercúrio pela desgaseificação da crosta terrestre, sua circulação na atmosfera e seu retorno ao meio terrestre e aquático. Já o segundo, está relacionado à influência das fontes antrópicas e depende do processo de metilação do mercúrio inorgânico (Lopes 2012).

Por vários anos acreditou-se que a origem de todo o mercúrio da Amazônia era advinda das atividades dos diversos garimpos existentes na região, isso porque este metal era bastante utilizado no processo de amalgamação do ouro de aluvião, somado às poucas pesquisas realizadas neste campo em relação à Amazônia. Porém, vários estudos realizados nas bacias

dos rios Tapajós, (Roulet *et al.* 1998a), Negro (Zeidemann 1998; Fadini e Jardim 2001), Madeira (Lechler *et al.* 2000) e em rios do Estado do Amapá (Fostier 1999) demonstraram que os solos na bacia central Amazônica são extremamente ricos em mercúrio, sendo este predominantemente de origem natural (Roulet *et al.* 1998a; Zeidemann 1998; Fostier 1999; Fadinini e Jardim 2001; Lechler *et al.* 2000), o que desmistifica a ideia de que todo mercúrio encontrado na Amazônia teria sua origem de atividades garimpeiras.

O Hg é uma potente neurotoxina, por essa razão, seu aumento nos ambientes aquáticos causa efeitos extremamente nocivos sobre os organismos vivos residentes neste local (Beltran *et al.* 2011). Esse metal pode se biomagnificar e se acumular ao longo das cadeias tróficas. Isso quer dizer que organismos de topo de cadeia apresentam concentrações mais elevadas do que os que estão na base da cadeia e que quanto maior o tempo de vida do organismo, maior será o nível de mercúrio acumulado pelo indivíduo (Wasserman *et al.* 2001; Kasper *et al.* 2007). Nos peixes, a principal via de entrada do Hg é através da alimentação. As concentrações desse metal nestes organismos podem chegar até 100 000 vezes mais elevadas do que a concentração na água (Organização Mundial da Saúde, 1990). Sendo assim, faz-se necessário saber o nível trófico do peixe para melhor compreender suas concentrações de Hg (Schetagne *et al.* 2000). Neste sentido, partindo do conhecimento do nível trófico do peixe, estudos atuais tem demonstrado que peixes de hábito alimentar carnívoro /onívoro tendem a obter concentrações de Hg mais elevadas que os pertencentes a outras categorias tróficas (Bastos, 2006; Bastos 2008; Beltran-Pedreiros *et al.* 2011; Silva, 2012; Soares *et al.* 2016). Pesquisas tem registrado níveis elevados de HgTotal (HgT) em peixes de reservatórios (Hylander *et al.* 2006), possivelmente essa elevação esteja relacionada à metilação do mercúrio inorgânico, que é estimulada pelo carbono inorgânico proveniente do solo e da vegetação dos reservatórios (Ikingura e Akagy 2003). No entanto, esses estudos estão mais concentrados em reservatórios construídos em zonas temperadas, sendo assim, a forma como o mercúrio se comporta em reservatórios tropicais ainda é pouco conhecida (Tuomola *et al.* 2008).

Na região amazônica, a principal via de exposição ao mercúrio é o consumo do pescado, especialmente pelas comunidades ribeirinhas (Akagi 1995; Malm *et al.* 1995; Passos *et al.* 2003). Sendo assim, a contaminação por mercúrio acarreta uma queda na qualidade dos recursos pesqueiros, além de ocasionar prejuízos para a saúde humana (Beltran *et al.* 2011). Nesse contexto, atualmente, o limite máximo de concentração tolerável de Hg nos tecidos musculares de peixes, conforme o estabelecidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária -ANVISA e Organização Mundial de Saúde é de 500 ng.g⁻¹, porém, para espécies

predadoras, quando se considera o fator de acumulação, esse número é de 1,000 ng.g⁻¹. Por esta razão, os objetivos deste trabalho foram avaliar as concentrações de mercúrio total em peixes de diferentes hábitos alimentares na UHE de Curuá-Una, observar se as concentrações de HgT nas espécies de peixes estão dentro do permitido pela Agência de Vigilância Sanitária-ANVISA e Organização Mundial da Saúde-OMS para o consumo humano; e investigar qual(is) espécie (s) de peixe (s) apresenta(m) bioacumulação.

4.3. Material e Métodos

Os exemplares de peixes foram coletados em setembro de 2011. As amostragens foram efetuadas em nove pontos de coleta, sendo sete à montante da barragem (Figura 1) e dois á jusante.

Figura 1

A determinação destes pontos levou em consideração os setes pontos analisados nesta UHE por Junk *et al.* 1981 e Darwich 1982. Nestes pontos (ver tabela 1) foram realizadas as coletas de peixes, água e aferidos as variáveis limnológicas.

Tabela 1

Para a realização das coletas de peixes foram utilizados dois conjuntos de redes de emalhar em cada ponto. Cada conjunto era composto por 10 redes com o tamanho da malha variando de 30 a 200 mm de distância entre nós opostos, altura e comprimento de cada rede padronizados com 1,5 e 10 m respectivamente. Desta forma, cada conjunto teve um comprimento total de 100m. O esforço de captura foi padronizado em ciclos de 24h, com revisão das redes e despescas a cada 6 horas. A cada despescas, os indivíduos coletados foram identificados ao menor nível taxonômico possível, utilizando literaturas especializadas: utilizando literaturas especializadas: Vari (1983); Santos *et al.* (1984); Kullander (1989); Rapp Py -Daniel (1989); Burgess (1989); Buckup (1993); Mago-Leccia 1994; Glaser *et al.* (1996); Reis (1997); Ferreira *et al.* (1998); Reis *et al.* (2003); Buckup *et al.* (2007); Ferraris (2007) e Queiroz *et a.l* (2013), em seguida foram obtidos os dados biométricos de

comprimento total (cm), padrão (cm) e peso (g). Posteriormente foram retiradas amostras de músculo da porção anterodorsal do corpo de cada espécime para análise da concentração de HgT e acondicionadas individualmente em tubos plásticos de polietileno identificados com o código do ponto e número da amostra, sendo congelados logo após esse processo. Todo o procedimento foi realizado em local devidamente higienizado para evitar contaminação.

Realizou-se uma triagem dos espécimes coletados, onde foram selecionadas as espécies mais abundantes, que obtiveram um número (n) amostral \geq ou igual a 10. As espécies escolhidas ocorreram em seis dos nove pontos de coleta: pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 6.

Todas as análises de HgT do material coletado em campo foram realizadas no Laboratório de Biologia Ambiental do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas –ICTA/UFOPA.

As análises das amostras de peixes foram executadas utilizando entre 15 e 45 mg (peso úmido) do músculo. Para a digestão, acrescentou-se em tubos de ensaio 3 ml de ácido nítrico (HNO₃) concentrado e 0,3ml de ácido clorídrico a 6 normal (HCl 6N), sendo estes agitados e aquecidos em uma placa aquecedora a temperatura de 121°C, sob ventilação constante, por um período de 4 horas. Posteriormente foram diluídos com água deionizada (Milli-Q®) até obter o volume total de 9 ml e agitados novamente para evitar a deposição das partículas em suspensão.

Alíquotas de 100 µl da solução da amostra biológica foram injetadas em um reator redutor saturado com uma solução de cloreto de estanho (SnCl₂) e analisado no Espectrofotômetro de Fluorescência Atômica a Vapor Frio- CVAFS. Antes de cada procedimento de leitura das amostras, foi efetuada a calibração do CVAFS com uso de soluções padrões nas concentrações de 2ppb, 5ppb e 10ppb onde a calibração é aceitável quando a variação entre os valores da concentração dos padrões não ultrapassa 10% (Pichet 1999).

A confiabilidade do método foi testada com a utilização de um padrão de referencia da National Research Council of Canadá (TORT -2), onde a exatidão do método é definida a partir da concordância entre os valores de um ensaio e o valor de referencia certificada. Para diminuir as chances de erro, toda a vidraria utilizada durante o processo de análise de HgT passou por um minucioso processo de lavagem.

Para observar dentre as espécies analisadas, qual(is) a(s) espécie(s) apresentou bioacumulação utilizou-se regressão liner (Zar, 1999)

4.4. Resultados

Em todos os pontos de coleta, foram capturados 481 espécimes de peixes, sendo analisados 283 indivíduos, distribuídos em três ordens, 10 famílias e 15 espécies. Distribuindo essas espécies por hábito alimentar, temos: as espécies detritívoras computando 40%; onívoras 26,6%; carnívoras 13,3%, os demais hábitos alimentares, piscívoro, lepidófagos e invertívoro representaram 6,7% cada. As concentrações médias de HgT por hábito alimentar foram significativamente distintas ($f_{5, 276}+3,37$; $p=0,005$), seguindo o seguinte padrão: onívoro/insetívoro ($248,48 \text{ ng.g}^{-1}$), carnívoro ($203,29 \text{ ng.g}^{-1}$), detritívoro ($189,56 \text{ ng.g}^{-1}$), invertívoro ($162,05 \text{ ng.g}^{-1}$), piscívoro ($91,19 \text{ ng.g}^{-1}$) e lepidófagos ($69,08 \text{ ng.g}^{-1}$), sendo este último grupo, representado por uma única espécie *Catoprion mento* (Tukey=0,02), o que mais diferiu das demais (Figura 2).

Figura 2.

Ao extrair as médias dos espécimes por espécie, nenhuma apresentou valor acima do permitido. No entanto, em cinco espécies alguns indivíduos apresentaram concentrações absolutas individuais acima da média são elas: *Auchenipterus nuchalis* ($1216,19 \text{ ng.g}^{-1}$ e $1285,74 \text{ ng.g}^{-1}$); *Hemiodus unimaculatus* ($1049,54 \text{ ng.g}^{-1}$ e $1289,47 \text{ ng.g}^{-1}$); *Curimata inornata* ($676,39 \text{ mg.kg}^{-1}$); *Peckoltia cf. sabaji* ($594,44 \text{ ng.g}^{-1}$) e *Peckoltia sp.* ($689,01 \text{ ng.ng}^{-1}$, $694,84 \text{ ng.g}^{-1}$ e $801,77 \text{ ng.g}^{-1}$).

A espécie que apresentou a maior concentração média de HgT foi a *Auchenipterus nuchalis* conhecida popularmente na região madii-peruano, cujo hábito alimentar é descrito como onívoro/insetívoro, cujo valor foi de $365,16 \text{ ng.g}^{-1}$ e a espécie com menor concentração média foi a *Catoprion mento*, conhecido por pacu-piranha, lepidófago, com uma concentração média de HgT no valor de $69,08 \text{ ng.g}^{-1}$ (tabela 2)

Tabela 2

Observou-se que as três espécies que obtiveram as maiores concentrações médias de HgT são de hábito alimentar onívoro, carnívoro e detritívoro, são elas respectivamente: *Auchenipterus nuchalis* ($365,16 \text{ ng.g}^{-1}$); *Leporinus fasciatus* ($277,50 \text{ ng.g}^{-1}$) e *Peckoltia sp.1* ($263,61 \text{ ng.g}^{-1}$). Os menores valores de HgT foram encontrados em três espécies, cujos os hábitos alimentares

são onívoro, piscívoro e detritívoro, respectivamente: *Catoprion mento* (69,08 ng.g⁻¹); *Acestrorhynchus cf. microlepis* (91,20 ng.g⁻¹) e *Curimata knerii* (96,44 ng.g⁻¹).

Entre as espécies estudadas, duas apresentaram potencial de bioacumulação: *Acestrorhynchus cf. microlepis* e *Leporinus fasciatus*. A espécie *Acestrorhynchus cf. microlepis*, de hábito alimentar piscívoro, apresentou correlação positiva para comprimento padrão ($r= 0,645$ e $p=0,439$) (figura 3) e peso ($r= 0,768$ e $p= 0,009$) (figura 4) (tabela 3).

Figura 3

Figura 4

Tabela 3

4.5. Discussão

Vários estudos comprovaram que o Hg tende a ser mais assimilado por espécies de peixes que possuem hábito alimentar carnívoro/piscívoro do que as que pertencem a outras categorias tróficas (Bastos, 2006; Bastos 2008; Beltran-Pedreiros *et al.* 2011; Silva, 2012; Kasper *et al.* 2012 e Soares *et al.* 2016). Houve diferença significativa entre as concentrações de HgT nos diferentes grupos tróficos, dos peixes coletados na UHE de Curuá-Una. A espécie *Auchenipterus nuchalis*, a que obteve a maior concentração média de HgT em seu músculo, tem hábito alimentar onívoro/insetívoro, sendo a ingestão como a via de acumulação de Hg nos peixes e sabendo que os invertebrados constituem uma grande parte da sua dieta, os insetos aquáticos e zooplacton provavelmente desempenham um papel fundamental na contaminação de peixes não-piscívoros (Spry e Wiener, 1991; Doyon *et al.* 1996). Este resultado corrobora com os achados de Bastos *et al.* (2006), que observaram este padrão para peixes coletados no rio Madeira, em Rondônia e Kasper *et al.* (2012) para peixes da Hidroelétrica de Samuel, também no estado de Rondônia. A autora e seus colaboradores analisaram dez espécies de peixes, sendo os carnívoros (*Serrasalmus rhombeus*, *Rhaphiodon vulpinus* e *Pinirampus pirinampu*) os que apresentaram as concentrações de Hg mais elevadas seguidas dos onívoros (*Hemiodous unimaculatus* e *Hypophthalmus marginatus*).

A espécie que obteve a segunda maior concentração média de HgT foi a *Leporinus fasciatus*, de hábito alimentar carnívoro. O valor médio encontrado neste trabalho para esta espécie está mais elevado do que o encontrado por Sampaio da Silva e *et al.* (2006) em lagos do rio Tapajós, onde os autores analisaram esta espécie em diferentes períodos sazonais, sendo todas as concentrações de HgT relatadas menores do que as encontradas para esta espécie na UHE de Curuá-Una. Provavelmente as diferenças das concentrações de HgT nas espécies dos lagos do Tapajós e nas de Curuá-Una, devem estar relacionadas com as diferenças entre os ambientes onde estas foram coletadas. Uma vez que um é ambiente natural, com menos influencia da ação antropogênica e o outro é um ambiente de reservatório, conforme destacado por Kasper *et al.* (2012) a forma como o Hg se comporta é influenciada pelas atividades antrópicas, o que favorece a entrada deste metal nos ecossistemas aquáticos. Schetagne e Verdon (1999) afirmam que o aumento da concentração de Hg nos peixes de reservatórios é um fenômeno extremamente complexo, podendo ser explicada por um número limitado de características físicas e hidrológicas, como a extensão da área inundada, o volume anual de água, o tempo de enchimento e a proporção da área inundada na zona de queda do rio.

A espécie *Peckoltia sp.1*, detritívora destacou-se neste trabalho por apresentar a terceira maior concentração média de HgT, uma vez que concentrações de mercúrio altas não são esperadas para peixes com esse hábito alimentar, como já foi bem descrito por vários autores (Bastos, 2006; Bastos 2008; Beltran-Pedreiros *et al.* 2011; Silva, 2012; Kasper *et al.* 2012 e Soares *et al.* 2016). No entanto, Bastos *et al.* (2008) em pesquisa realizada no rio Madeira, encontraram para *Curimata knerii*, *Prochilodus nigicaus* e *Pterygoplichthys gibbiceps*, espécies detritívoras valores médios de HgT acima do permitido, o que pode indicar que o Hg presente no substrato desses ecossistemas esteja influenciando nessas altas concentrações, pois segundo Kasper *et al.* (2007) o sedimento pode ser considerado um ambiente favorável para o acúmulo de Hg e outros metais pesados nos ecossistemas aquáticos, em especial em reservatórios hidroelétricos.

A espécie lepidófaga, *Catoprion mento* apresentou a menor concentração média de HgT entre as todas as espécies analisadas, valor abaixo do encontrado por Sampaio da Silva *et al.* (2006) para esta mesma espécie em lagos do Tapajós.

Das 15 espécies analisadas, uma apresentou potencial de bioacumulação, *Acestrorhynchus cf. microlepis*, peixe de hábito alimentar piscívoro, que apresentou correlação positiva para comprimento padrão e peso, sendo esta a única espécie piscívora analisada neste trabalho, este resultado se assemelha com os achados de Beltran-Pedreiros *et al.* (2011) e Soares *et al.*

(2016) para peixes piscívoros em seus trabalhos, no rio Solimões e rio Negro, respectivamente.

Para Beckvar *et al.* (1996) *apud* Kasper *et al.* (2007), as diferenças na bioacumulação podem ter relação com as diferentes necessidades nutritivas de cada estágio de vida dos organismos. Isso poderia ser uma das explicações para o fato das outras espécies estudadas não terem tido regressão linear positiva para concentração de HgT com peso e comprimento.

4.6. Conclusão

Das 15 espécies analisadas, nenhuma obteve valores médios acima do recomendado pela ANVISA e OMS para o consumo humano. As espécies de hábito alimentar onívora, carnívora e detritívora, respectivamente (*Auchenipterus nuchalis*, *Leporinus fasciatus* e *Peckoltia sp.1*) foram as que apresentaram maiores concentrações de HgT sendo uma espécie detritívora (*Catoprion mento*) a que obteve a menor concentração de HgT.

Entre todas as espécies estudadas, uma se destacou por apresentar padrão de bioacumulação, a espécie *Acestrorhynchus cf. microlepis* (piscívora). As demais espécies que não apresentaram este padrão podem estar sendo influenciadas por outros fatores de amplificação, e não pelo peso e comprimento.

4.7. Agradecimentos

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de nível superior. A Eletronorte e ao Laboratório de Biologia Ambiental ICTA-UFOPA

4.8. Literatura citada

Akagi, H.; MalM, O.; Kinjo, Y.; Harada, M.; Branches, F. J. P; Pfeiffer, W. C.; Kato, H. 1995. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*. 175: 85-95.

- Azevedo, F. A. 2003. Toxicologia do mercúrio. São Carlos: Rima. São Paulo, Inter Tox. 292 pp.
- Bastos, W. R. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*. 368: 344–351.
- Bastos, W. R.; Rebelo, M. F.; Fonseca, M. F.; Almeida, R.; Malm, O. 2008. A description of Mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica*. 38(3): 421-430.
- Beltran-Pedrerros, S.; Zuanon, J.; Leite, R. G.; Peleja, J. R. P.; Mendonça, A. B.; Forsberg, B. R. 2011. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, n. 4, p. 901-908.
- Buckup, P. A. Review of the characidiini fishes (Teleostei: Characiformes) with descriptions of four new genera and ten new species. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 1993, 154p.
- Buckup, P. A.; Menezes, N. A.; Ghazzi, M. S. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional (Série Livros 23), Rio de Janeiro. 2007, 195p.
- Burgess, W. E. An atlas of freshwater and marine catfishes: a preliminary survey of the Siluriformes. T. F. H., Neptune City. 1989, 784p
- Darwich, A. J. 1982. Estudos limnológicos na Represa Hidrelétrica de Curuá-Una (Santarém - PA). Dissertação de Mestrado. Manaus, FUA-INPA. 207p.
- Doyon, J. F.; Tremblay, A.; Proulx, M. 1996. Régime alimentaire des poissons du complex La Grande et teneurs en mercure dans leus proies (1993-1994). Rapport présenté à la vice-présidence Environnement et Collectivités, Hydro-Québec, par le Groupe-conseil Génivar. Inc. 81p. and apêndices.
- Fadini P. S.; Jardim W. F. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring Mercury. *The Science of the Total Environment*. 275 (1-3): 71-82.
- Ferraris, C. J. Check list of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa*, 2007, 628p.
- 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.
- Fostier A. H.; Oliveira S. M. B.; Guimarães, J. R. D. 1999. Mercury accumulation in natural forested Amazonian soils. In: *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Rio de Janeiro, RJ, Brazil, 23-28: p557.
- Glaser, U. Schafer, F.; Glase, R. W. *South american Cichlids III*, Verlag: A. C. S. Germany. 1996, 144p.
- Hylander, L. D.; Gröhn, J.; Tropp, M.; Vikström, A.; Wolpher, H.; Silva, E. C.; Meili, M.; Oliveira, L. J. 2006. Fish Mercury increase in Lago Manso, a new hidroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of Environmtal Management*. 81: 155-166.
- Ikingura, J. R.; Akagi, H. 2003. Total mercury and methylmercury levels in fish from hydroelectric reservoir in Tanzania. *The Science of the Total Environment*, 304: 355-368.
- Junk, W. J.; B. A. Robertson: A.J. Darwich & I. Vieira. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá- Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica*. Manaus, INPA-FUA, 11(4): 689- 716
- Kasper, D.; Botaro, D.; Palermo, E. F. A.; Malm, O. 2007. Mercúrio em peixes e fontes de contaminação. *O ecologia Brasiliensis*. v. 11, n. 2, p. 228-239.

- Kasper, D.; Palermo, E. F. A.; Branco, C. W.; Malm, O. 2012. Evidence of elevated Mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from amazona reservoir. *Hydrobiologia*. 694: 87-98.
- Kasper, D. Forsberg, B. R.; Amaral, J. H. F; Leitão, R. P; Daniel, S. S. P.; Bastos, W. R.; Malm, O. 2014. Reservoir Stratification Affects Methylmercury Levels in River Water, Plankton, and Fish Downstream from Balbina Hydroelectric Dam, Amazonas, Brazil. *Environmental Science & Technology*. 48: 1032–1040.
- Kullander, S. O.; Nijssen, H.; *The Cichlids of Surinam*. E. J. Brill, Leiden. 1889, 256p.
- Mago-Leccia, F. *Electric fishes of the continental waters of America*. Ed. Clemente, Venezuela. 1994, 206p.
- Lechler, P. J.; Miller, J. R.; Lacerda, L. D.; Vinson, D.; Bonzongo, J. C.; Lyons, W. B.; Warwick, J. J. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River Basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichment. *The Science of the Total Environment*. 26: 87–96.
- Lopes, D. N. M. 2012. Mercúrio total em peixes do rio Jaguaribe – Jusante do dique de Itaiçaba/CE. Fortaleza, p. 12-38.
- Malm, O.; Branches, F. J. P.; Akagi, H.; Castro, M. B.; Pfeiffer, W. C.; Harada, M.; Bastos, W. R.; Kato, H. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*. 175: 141–150.
- Passos, C. J.; Lucotte, M.; Queiroz, A.; Mergler, D.; Peleja, R.; Goch, Y.; Morais, S. 2003. Condições socioeconômicas e exposição ao mercúrio (Hg) através do consumo de peixe: um estudo de caso em Santarém, Pará, Brasil. *Revista Saúde e Ambiente*, 6 (1/2): 3⁻¹
- Pichet, P.; Morrison, K.; Rheault, I.; Tremblay A. 1999. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte M, Schetagne R, Thérien N, Langlois C, Tremblay A. *Mercury in the biogeochemical cycle*. Berlin: Springer.
- Queiroz, L. J.; Torrente-Vilara, G.; Ohara, W. M.; Pires, T. H.S.; Zuanon, J. Doria.; C. R. C. *Peixes do Rio Madeira*. São Paulo. 2103. 1 ed. v. 1. 399 pp.
- Queiroz, L. J.; Torrente-Vilara, G.; Ohara, W. M.; Pires, T. H.S.; Zuanon, J. Doria.; C. R. C. *Peixes do Rio Madeira*. São Paulo. 2103. 1 ed. v. 2. 351 pp.
- Queiroz, L. J.; Torrente-Vilara, G.; Ohara, W. M.; Pires, T. H.S.; Zuanon, J. Doria.; C. R. C. app Py-Daniel, L. H. Redescription of *Parancistrus aurantiacus* (Castelnau, 1855) and a preliminar of two new genera: *Baryancistrus* n.g. and *Oligancistrus* n.g. (Siluroidei; Loricariidae). *Cybiu*, 1989, 246p.
- Reis, R. E. Revision of the Neotropical catfish genus *Hoplosternum* (Osteriophysii: Siluriformes: Callichthyidae), with the description of two new genera and three new species. *Ichthyological Explorations Freshwaters*, 1997, 326p.
- Reis, R. E. O.; Kullander C. J.; Ferraris JR. Check list f the freshwater fishes of South and central America. Porto Alegre: Edipucrs. 2003. 729p.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Rheault, I.; Tran, S.; Goch, Y. G. F.; Farella, N.; Souza, D.V. R.; Sousa, P.C.J.; SILVA, J.E.; Mergler, D.; Amorim, M. 1998a. Distribution and partition of total Mercury in water of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment*. 213: 203-211.
- Santos, G. M.; Jégu, M.; Merona, B. *Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins*. Eletronorte, Cnpq E Inpa, 1984, 83p.

- Schetagne, R.; Verdon, R. Post-impoundment evolution of fish mercury levels at the La Grande Complex, Québec, Canada (from 1978 to 1996). In: *Mercury in the Biogeochemical Cycle*; Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C., Tremblay, A., Eds.; Springer: Berlin, 1999; pp 334.
- Silva, M. W.; Estanislau, C. A. M. 2015. Concentração de mercúrio em peixes da Amazônia. *Boletim ABLimno*.41(1): 08⁻¹⁴.
- Soares, J. F.; Goch, Y. G. F; Peleja, J. R. P.; Forsberg, B. R.; Lemos, E. J. S.; Sousa, O. P. 2016. Bioacumulação de Mercúrio Total (HgT) e hábitos alimentares de peixes da bacia do Rio Negro, Amazônia, Brasil. *Biota Amazonia*. v. 6. n. 1., p. 102⁻¹⁰⁶.
- Spry, D.; Wiener, J. G. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes. A critical review. *Environ Pollut*. 71: 243-304.
- Tuomola, L.; Niklasson, T.; Silva, E. C.; Hylander, L. D.; 2008. Fish mercury development in relation to abiotic characteristics and carbon sources in a six-year-old, Brazilian reservoir. *Science of the Total Environment*. 390: 177⁻¹⁸⁷.
- Vari, R. P. Phylogenetic relationships of the families Curimatidae, Prochilodontidae, Anostomidae and Chilodontidae (Pisces Characiformes). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 1983, 59p.
- Wasserman, J. C.; Hacon, S. S.; Wasserman, M. A. 2001. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo & Vida*. 2 (1/2): 46:53.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*, 4/e. Pearson Education India.
- Zeidemann, V. K. 1998. A geoquímica do mercúrio em solos da bacia do Rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio. *Dissertação de Mestrado*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 75pp.
- Zhair, F.; Rizwi, S.J; Haq, S.K.; Khan, R.H. 2005. Low dose Mercury and human health. *Environmental toxicology and pharmacology*. 20: 351-360.
- Zhou, H.Y.; Wong, M.H. 2000. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. *Water Research*, 34(17): 4234-4242.

Tabelas

Tabela 1. Pontos de coleta com respectivas coordenadas geográficas e localização. (Fonte: BRASILENCORP/ 2012).

Pontos de coleta	Coordenada	Localização
P1	02° 48.733´ S 054°17. 896´ W	Jusante, no canal de fuga da casa de força
P2	02° 48.804´ S 054°17. 540´ W	Jusante, na alça entre o vertedouro e a saída do canal de fuga no rio Curuá-Una
P3	02° 49.973´ S 054°17. 632´ W	Montante, afluente da margem direita - Igarapé Corta-Corda
P4	02° 50.222´ S 054°19. 358´ W	Montante, proximidades da comunidade Porto Novo (lago/reservatório)
P5	02° 54.120´ S 054°27. 038´ W	Montante, proximidades do Porto Castanheira (lago/reservatório)
P6	03° 01.036´ S 054°27. 625´ W	Montante, rio Curuá-Una, zona de influência do reservatório - comunidade do Xavier
P7	03° 07.883´ S 054°26. 769´ W	Montante, rio Curuá-Una, fora da área de influência do reservatório, antigas corredeiras - comunidade do Bandeira
P8	02° 57.416´ S 054°33. 897´ W	Montante, afluente da margem esquerda - rio Mojuí, cerca de um quilômetro acima da comunidade de Vista Alegre do Moju
P9	02° 58.231´ S 054°33. 197´ W	Montante, afluente da margem esquerda - rio Moju

Tabela 2. Concentração de Mercúrio-Total (HgTotal) no músculo de peixes da UHE-Curuá-Una.

Nome Popular	Nome científico	n	Média de Hg Total g ⁻¹ (ng.)	Min	Max
mandi-peruano	<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	16	365,16	60,82	1285,74
Peixe-cachorro	<i>Acestrorhynchus cf. microlepis</i> (Jardine, 1841)	10	91,20	27,58	305,54
-	<i>Auchenipterichthys cf. coracoideus</i> (Eigenmann & Allen, 1942)	18	246,85	37,87	796,33
Pacu-Piranha	<i>Catoprion mento</i> (Cuvier, 1819)	15	69,08	18,22	164,97
Arari	<i>Chalceus epakros</i> (Zanata & Toledo-Piza, 2004)	23	162,05	30,31	495,08
Branquinha	<i>Curimata inornata</i> (Vari 1989)	16	194,62	45,35	676,39
Curimata	<i>Curimata knerii</i> (Steindachner, 1876)	10	96,44	18,07	251,73
Caratinga	<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	25	174,48	8,63	562,53
Charutinho	<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	65	248,67	26,54	1289,47
-	<i>Hypostomus sp.</i>	10	156,48	26,88	324,78
Aracu	<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	11	277,50	9,16	888,36
Tigre-de-bola	<i>Peckoltia cf. sabaji</i> (Armbruster, 2003)	17	163,76	2,65	594,44
-	<i>Peckoltia sp.1</i>	16	263,61	26,48	801,77
-	<i>Peckoltia sp.3</i>	10	233,06	111,47	443,32
Piranha-Preta	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	21	164,41	16,45	416,05

(Linnaeus, 1766)	
TOTAL	283

Tabela 3. Coeficientes de determinação (r) das regressões lineares simples para comprimento padrão (cm) e peso corporal (g) em relação às concentrações de HgT (mg.kg⁻¹) em músculo de peixe. Os valores em negrito evidenciam uma tendência significativa de bioacumulação.

Nome Popular	Nome Científico	Referências	n	Comprimento		Peso (g)	
				Padrão (cm)			
				² R	p	² R	p
ONÍVORO/CARNÍVORO							
-	<i>Auchenipterichthys cf. coracoideus</i>	Cella-Ribeiro et al. 2016	18	0,03	0,48	0,13	0,14
mandi-peruano	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Ferreira et al. 1998	16	0,09	0,24	0,04	0,01
Aracu	<i>Leporinus fasciatus</i>	Ferreira et al. 1998	11	0,11	0,31	0,29	0,08
Caratinga	<i>Geophagus proximus</i>	Ferreira et al. 1998	25	0,00	0,14	0,01	0,52
Charutinho	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Ferreira et al 1998	65	0,00	0,88	0,00	0,00
Piranha-Preta	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Ferreira et al 1998	21	0,03	0,12	0,09	0,00
DENTRITÍVORO							
-	<i>Hypostomus sp.</i>	Cella-Ribeiro et al. 2016	10	0,00	0,42	0,01	0,04
-	<i>Peckoltia sp.1</i>	Queiroz et al. 2013	16	0,00	0,55	0,01	0,70
-	<i>Peckoltia sp.3</i>	Queiroz et al. 2013	10	0,08	0,02	0,21	0,00
Branquinha	<i>Curimata inornata</i>	Câmara da Silva 2006	16	0,04	0,74	0,04	0,63
Curimata	<i>Curimata knerii</i>	Câmara da Silva 2006	10	0,07	0,56	0,19	0,51

Tigre-de-bola	<i>Peckoltia cf. sabaji</i>	Queiroz <i>et al.</i> 2013	17	0,05	0,65	0,02	0,38
---------------	-----------------------------	----------------------------	----	------	------	------	------

PISCÍVORO

Peixe-cachorro	<i>Acestrorhynchus cf. microlepis</i>	Cella-Ribeiro <i>et al.</i> 2016	10	0,42	0,04	0,59	0,00
----------------	---------------------------------------	----------------------------------	----	-------------	-------------	-------------	-------------

LEPIDÓFAGO

Piranha queixo-de-velha	<i>Catoprion mento</i>	Ferreira <i>et al</i> 1998	15	0,00	0,42	0,00	0,00
-------------------------	------------------------	----------------------------	----	------	------	------	------

INVERTIVORO

Arari	<i>Chalceus epakros</i>	Câmara da Silva 2006	23	0,04	0,45	0,045	0,81
-------	-------------------------	----------------------	----	------	------	-------	------

Legendas de Figuras

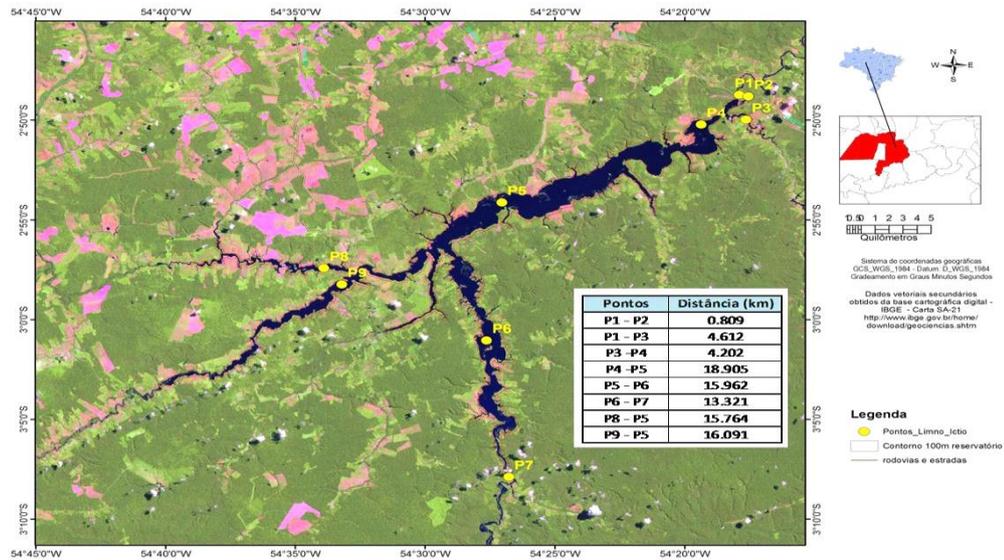


Figura 1. Vista geral da área de estudo no reservatório de Curuá-Una, Santarém-PA, destacando os pontos de coleta e as distâncias calculadas entre cada ponto. (Elaboração: Dr. Keid Nolan).

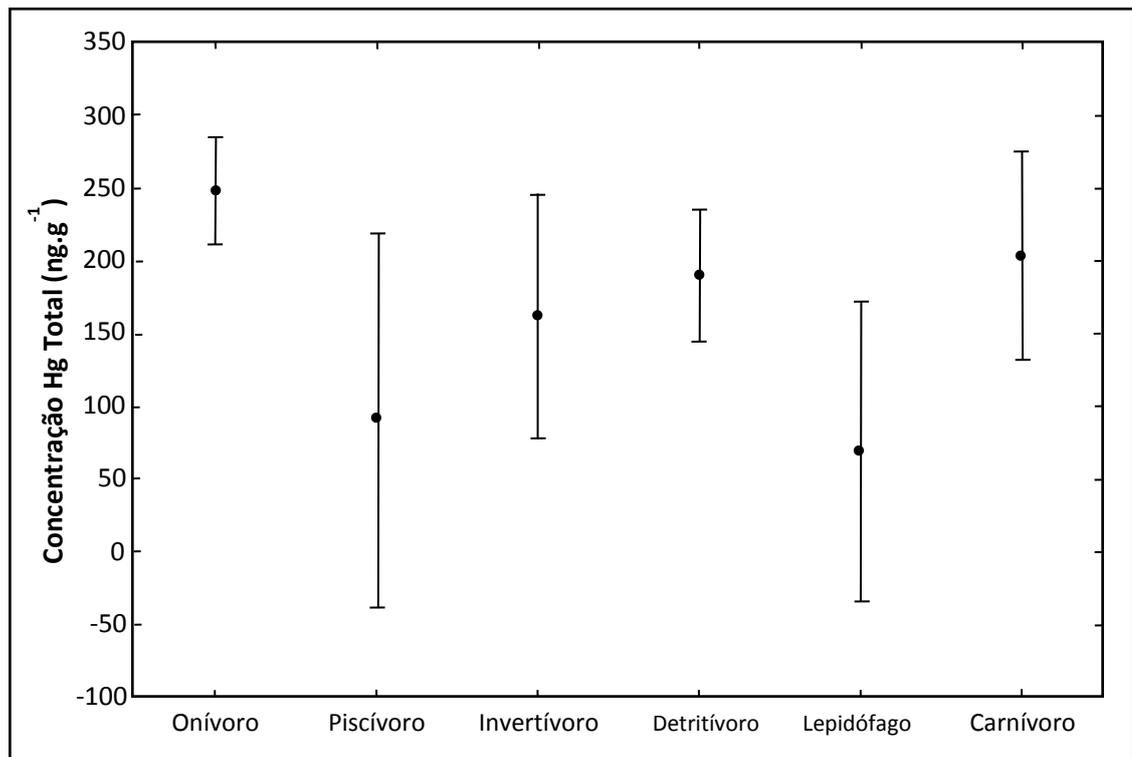


Figura 2. Comparação das médias das concentrações de HgT em função do hábito alimentar das espécies de peixes.

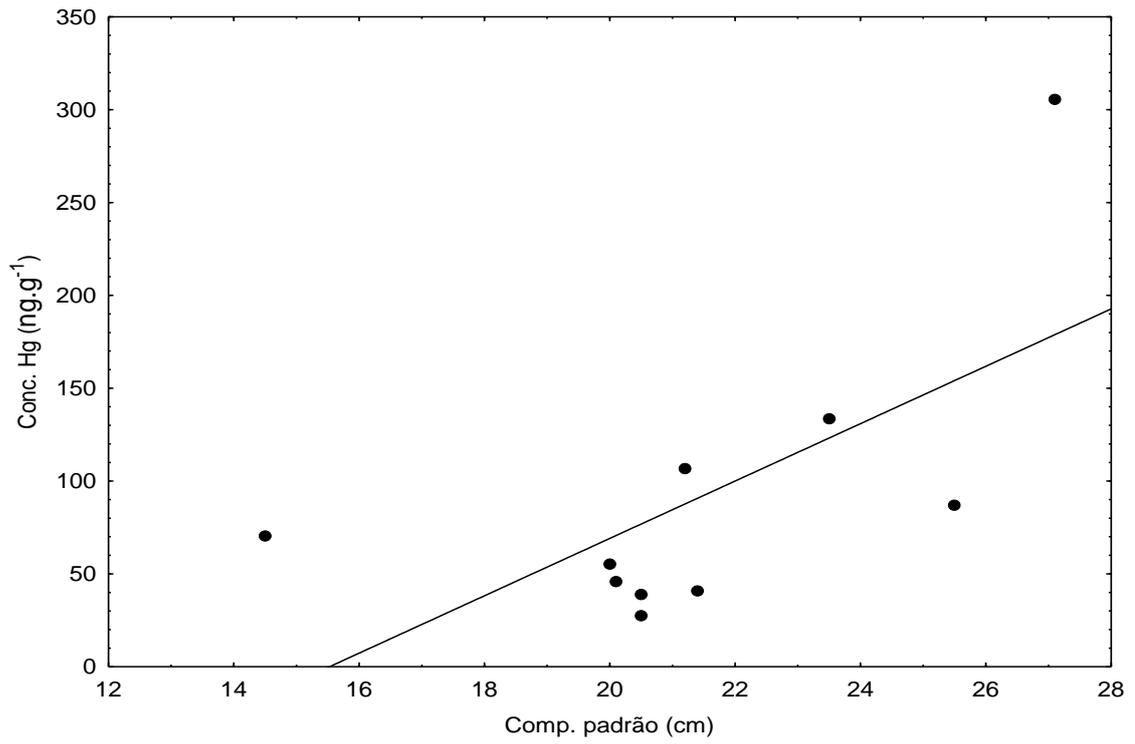


Figura 3. Relação de HgT e comprimento padrão (cm) da espécie *Acestorhynchus cf. microlepis* capturada na UHE-Curuá-Una.

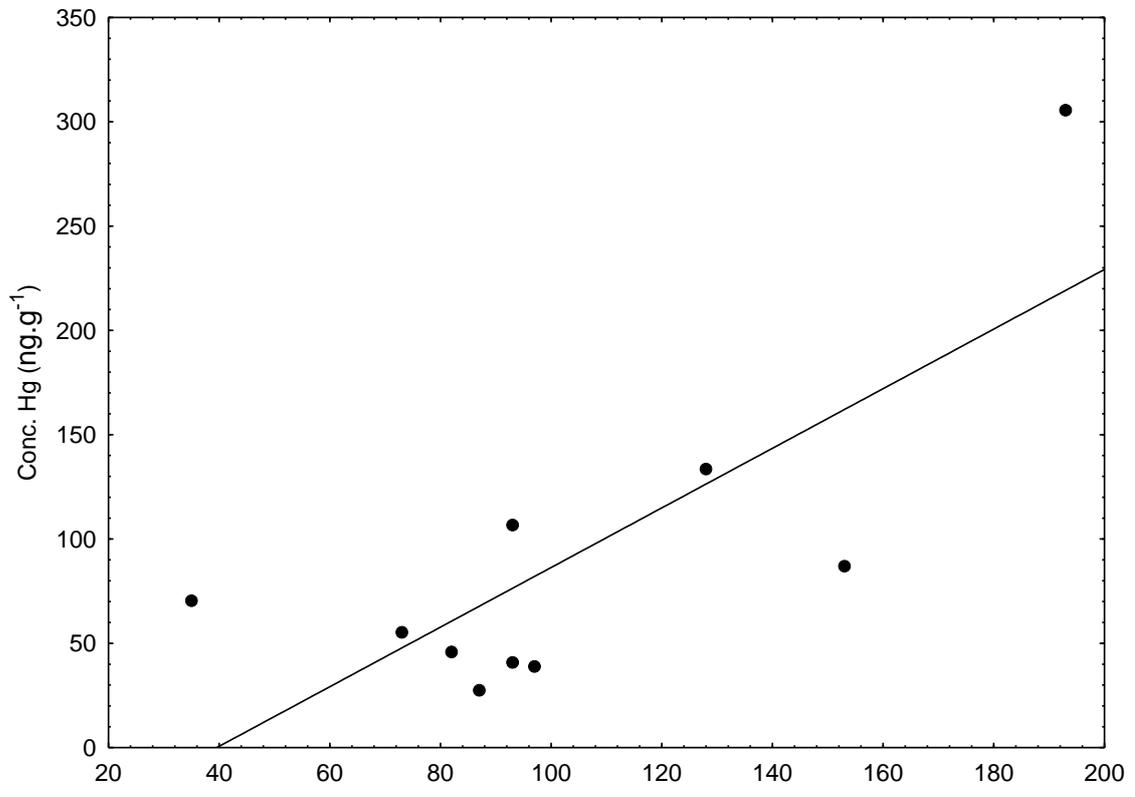


Figura 4. Relação de HgT e peso (g) da espécie *Acestorhynchus cf. microlepis* capturada na UHE-Curuá-Una.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nenhuma das 15 espécies estudadas obteve concentrações médias acima do recomendado para consumo humano pela Agência de Vigilância Sanitária-ANVISA e Organização Mundial de Saúde-OMS. No entanto as espécies *Auchenipterus nuchalis*, *Hemiodus unimaculatus*, *Curimata inornata*, *Peckoltia cf. sabaji* e *Peckoltia sp.* apresentaram exemplares cujo os níveis de HgT encontrados sobrepujaram o recomendado para o consumo humano.

Houve diferença significativa nas concentrações de HgT por espécie, sendo *Auchenipterus nuchalis* a espécie com a maior concentração de HgT em seu músculo e *Catoprion mento* a com menor concentração. A espécie *H. unimaculatus* coletada á do reservatório demonstrou uma tendência de ter níveis de HgT mais elevados do que as coletadas à montante.

O maior FBC encontrado foi para a espécie *A. nuchalis* e a espécies *Curimata knerii* e *Catoprion mento* apresentaram o menor FBC . O teor de HgT no músculo dos peixes não se correlacionou com as concentrações deste metal na água e no sedimento, assim como não se correlacionou com as variáveis limnológicas.

Houve diferença significativa nas concentrações de HgT quando observadas por grupos tróficos, sendo as espécies onívoras e detritívoras as que tiveram as maiores concentrações de HgT. *Auchenipterus nuchalis*, espécie onívora/insetívora obteve a maior concentração de HgT, enquanto *Catoprion mento* de hábito lepidófagos, foi a espécie com menor concentração de HgT em seu músculo.

De todas as espécies analisadas, uma apresentou padrão de bioacumulação: *Acestrorhynchus cf. microlepis* apresentou correlação positiva para comprimento e peso.

O reservatório da UHE- Curuá-Una, é o mais antigo da Amazônia Central, tendo uma área de alagamento pequena (121 km²), se comparada a outras hidroelétricas da Amazônia, como Balbina (2360 km²), Samuel (656 km²) e Tucuruí (2.850 km²). O fato de terem se passado 35 anos após o enchimento do reservatório de Curuá-Una pode ter gerado uma estabilização da biogeoquímica do mercúrio dentro do sistema, o que corrobora a hipótese de que o Hg assimilado pelos peixes analisados pode estar vindo dos rios formadores do reservatório. No entanto, mais estudos devem ser realizados para que haja uma compreensão mais clara acerca do comportamento deste metal no hidrosistema da UHE Curuá-Una, inclusive deve ser realizado um estudo mais aprofundado para verificar se há existência de estratificação térmica ao longo de todo o ano no reservatório, pois este fator é fundamental na biogeoquímica deste metal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andren, A.W. e Nriagu, J.O.; 1979. The global cycle of Mercury. In: The biogeochemistry of Mercury in the environment, J.O. Nriagu, editor. *Elsevier/North-Holland Biomedical Press*, Amsterdam, pp. 1¹⁵.
- Akagi, H.; Malm, O.; Kinjo, Y.; Harada, M.; Branches, F.J.P; Pfeiffer, W.C.; Kato, H. 1995. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 85-95.
- Amaro, C.S.O.; Rodrigues, D.; Silva, M.C.F.; Santos, G.F.S.; Pinheiro, M.C.N. 2014. Concentração de mercúrio total (HgT) em peixes comercializados em diferentes períodos sazonais no Mercado do Ver-o-Peso, Belém, Estado do Pará, Brasil. *Pan-Amazônica de Saúde (Impresso)*, (1): 53 - 60.
- Azevedo, F.A. 2003. *Toxicologia do mercúrio*. São Carlos: Rima. São Paulo, Inter Tox. 292 pp.
- Bastos, W. R. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 368: 344–351.
- Bastos, W.R.; Rebelo, M.F.; Fonseca, M. F.; Almeida, R; Malm, O. 2008. A description of Mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica*, 38(3): 421-430.
- Bakir, F.; Damluji, S.F; Amin-Zaki, L; Murtadha, M.; Kjlidi, A.; Al-Rawi, N. Y.; Tikriti, S.; Dhair, H.I.; Clarkson, T.W.; Smith, J. C.; Doherty, R.A. 1973. Methylmercury Poisoning in Iraq. *Science, New Series*, 181 (4096): 230-241.
- Beltran-Pedrerros, S.; Zuanon, J.; Leite, R.G.; Peleja, J.R.P.; Mendonça, A.B.; Forsberg, B.R. 2011. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, n. 4, p. 901-908.
- Bisinoti, M.C.; Jardim, W.F. 2004. O comportamento do Metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. *Química Nova*, 27 (4): 593-600.
- Compeau, G.C.; Bartha, R. 1985. Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediments. *Applied Environmental Microbiology*, 50: 498-502.
- Canavan, C.M.; Caldwell, C. A.; Bloom, N. S.2000. Discharge of methylmercury enriched hypolimnetic water from a stratified reservoir. *Science of the Total Environment*, 260: 159¹⁷⁰.
- Clarkson, T.W.; Magos, L.; Myers, G.J. 2003. The Toxicology of Mercury — Current Exposures and Clinical Manifestations. *The new england jornal of medicine*, 349:173 1-7.

Costa, C.R.; Olivi, P.; Botta, C.M.R.; Espindola, E.L.G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Quimica Nova*, v. 31, n. 7, p.1820-1830, 2008.

Darwich, A.J.; 1982. *Estudos limnológicos na Represa Hidroelétrica de Curuá-Una (Santarém-PA)*. Dissertação de Mestrado, FUA-INPA, 207p.

Fadini, P.S.; 1999. *Comportamento Biogeoquímico do mercúrio na bacia do rio negro (Am)*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas/Instituto de Química, Campinas, São Paulo. 106pp.

Fadini P.S.; Jardim W.F. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring Mercury. *The Science of the Total Environment*, 275 (1-3): 71-82.

Fostier A.H.; Oliveira S.M.B.; Guimarães, J.R.D. 1999. Mercury accumulation in natural forested Amazonian soils. In: *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Rio de Janeiro, RJ, Brazil, 23-28: p557.

Guimarães, J.R.D.; Meili, M.; Hylander, L.D; Silva, E.C.; Roulet, M.; Mauro, J.B.N.; Lemos, .; R. 2000. Mercury net methylation in five tropical floodplain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*, 261: 99-107.

Hylander, L.D.; Gröhn, J.; Tropp, M.; Vikström, A.; Wolpher, H.; Silva, E 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: 155-166.

Ikingura, J.R.; Akagi, H. 2003. Total mercury and methylmercury levels in fish from hydroelectric reservoir in Tanzania. *The Science of the Total Environment*, 304: 355-368.

Inza, B.; Ribeyre, F.; Boudou, A. 1998. Dynamics of cadmium and mercury compounds (inorganic mercury or methylmercury): uptake and depuration in *Corbicula fluminea*. *Can J. Fish. Aquat. Sci*, 43: 1873-1887.

Japan- Ministry of Environment. 2011. Lessons from Minamata Disease and Mercury Management in Japan. *Intergovernmental Negotiating Committee*.

Junk, W.J.; Robertson; B.A.; Darwich, A.J; Vieira, I. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, Manaus, INPA-FUA, 11 (4): 689- 716

Kasper, D.; Botaro, D.; Palermo, E.F.A.; Malm, O. 2007. Mercúrio em peixes e fontes de contaminação. *O ecologia Brasiliensis*. v. 11, n. 2, p. 228-239.

- Kasper, D.; Palermo, E.F.A.; Branco, C.W.; Malm, O. 2012. Evidence of elevated Mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from Amazona reservoir. *Hydrobiologia*, 694: 87-98.
- Kasper, D. Forsberg, B.R.; Amaral, J.H.F; Leitão, R P; Daniel, S.S.P.; Bastos, W.R.; Malm, O. 2014. Reservoir Stratification Affects Methylmercury Levels in River Water, Plankton, and Fish Downstream from Balbina Hydroelectric Dam, Amazonas, Brazil. *Environmental Science & Technology*. 48: 1032–1040.
- Kemenes, A.; Forsberg, B.R.; Melack, J. M. 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophys. Res. Lett.* 34, GL 029479.
- Kehrig, H.A.; Malm, O.; Palermo, E.F.A.; Seixas, T.G.; Baeta, A.P.; Moreira, I. 2011. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Química Nova*, 34 (3): 377-384.
- Kutter, V.T. 2006. *Aspectos da Biogeoquímica do mercúrio em Lagos na Planície Costeira do Sul do Rio Grande do Sul*. Dissertação de Mestrado- Fundação Universidade federal do Rio Grande do Sul.
- Lacerda, L.D. 1995. Amazon mercury emissions. *Nature*. 374: 20-21.
- Lacerda, L.D. 1997. Contaminação por mercúrio no Brasil: Fontes industriais vs Garimpo de ouro. *Química Nova*, 20 (2): 196 – 199.
- Lacerda, L.D.; Malm, O. 2008. Contaminação por Mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*, 22 (63): 173-190.
- Lechler, P.J.; Miller, J.R.; Lacerda, L.D.; Vinson, D.; Bonzongo, J.C.; Lyons, W.B.; Warwick, J.J. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River Basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichment. *The Science of the Total Environment*, 26: 87–96.
- Lima, D.P. 2013. *Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da bacia do Rio Cassiporé*, Estado do Amapá, Amazônia, Brasil. Amazonas, 147 pp.
- Lopes, D.N.M. 2012. *Mercúrio total em peixes do rio Jaguaribe – Jusante do dique de Itaiçaba/CE*. Fortaleza, p. 12-38.
- Malm, O.; Branches, F.J.P.; Akagi, H.; Castro, M.B.; Pfeiffer, W.C.; Harada, M.; Bastos, W.R.; Kato, H. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 141-150.
- Mailman, M.; Stepnuk, L.; Cicek, N.; Bodaly, R.A. 2006. Strategies to lower methyl Mercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. *Science of the total Environment*, 368: 224-235.

- Miranda, M.R.; Coelho-Souza, S.A.; Guimarães, J.R.D.; Correia, R.R.S.; Oliveira, D. 2007. Mercúrio em Sistemas Aquáticos: Fatores Ambientais que Afetam a Metilação. *O ecologia Brasiliensis*, 11 (2): 240 – 251.
- Molisani, M.M.; Rocha, R.; Machado, W.; Barreto, R.C.; Lacerda, L.D. 2006. Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the paraíba do sul:guandú river system, SE Brazil. *Braz. J. Biol*, 66(1A): 101-107.
- Moraes, J.L. 2011. *Mercúrio total em peixes e crustáceos comercializados no Estado do Pará, Brasil*. Rio de Janeiro, 82 pp.
- Nascimento, E.S.; Chasin, A.A.M. 2001. Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos. Salvador: 176 p. *Série Cadernos de Referência Ambiental*.
- Paiva, M.P. 1983. Impacto das grandes represas sobre o meio ambiente. *Cienc. Cult.* 35 (9): 1274-1282.
- Palermo, E.F.A.; Kehrig, H.A.; Branco, C.W.C.; Malm, O. Santos, H.S.B. 2002. *Mercúrio e Metilmercúrio em plâncton, peixe, material particulado em suspensão e sedimento superficial de um antigo reservatório tropical, Brasil*. Pp 219-227. In: M. Eduarda, (ed.), Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica. Piaget, Viseu.
- Palermo, E.F.A.; Kasper, D.; Reis, T.S.; Nogueira, S.; Branco, C.W.C; Malm, 2004. O Mercury level increase in fish tissues downstream the Tucuruí Reservoir, Brazil. *RMZ-Mater. Geonviron*, 51: 1292-1294.
- Passos, C.J.; Lucotte, M.; Queiroz, A.; Mergler, D.; Peleja, R.; Goch, Y.; Morais, S. 2003. Condições socioeconômicas e exposição ao mercúrio (Hg) através do consumo de peixe: um estudo de caso em Santarém, Pará, Brasil. *Revista Saúde e Ambiente*, 6 (1/2): 3-11.
- Rodrigues, L.S.; Duarte, R.M.; Val, A.L. 2005. *Determinação da sensibilidade ao cobre para a espécie de peixe amazônica Paracheirodon axelrodi, schultz 1956*. In: Congresso De Ecologia Do Brasil, 7., Caxambu. Anais. Sociedade de Ecologia do Brasil, Caxambu, pp. 3-5.
- Roulet, M.; Lucotte, M. 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air and Soil Pollut.* 80:1079-1088.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Rheault, I.; Tran, S.; Goch, Y.G.F.; Farella, N.; Souza, D.V. R.; Sousa, P.C.J.; SILVA, J.E.; Mergler, D.; Amorim, M. 1998a. Distribution and partition of total Mercury in water of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment*, 213: 203-211.

- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Coucerlles, M.; Guimarães, J.R.D.; Mergler, D.; Amorim, M. 2000a. Increase in Mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology*, 165: 243-266.
- Roulet M.; Lucotte M.; Guimarães J.R.D; Rheault, I. 2000b. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 261:43-59.
- Roulet, K; Guimarães, J.R D.; Lucotte, M. 2001a. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of na Amazonian floodplain- Effect of seasonal inudation. *Water, air, and Soil Pollution*, 128: 41-60.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N. 2001b. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajó's and Amazon rivers, Brazil. *American Society of Limnology and Oceanography*, 46 (5) 1141–1157.
- Sampaio Da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Crossa, M. 2006. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira. *Interfacehs*, 1 (1): 1-31.
- Schetagne, R.; Verdon, R. 1999. *Post-Impoundment Evolution of Fish Mercury Levels at the La Grande Complex, Québec, Canada (from 1978 to 1996)*. In: *Mercury in the Biogeochemical Cycle*; Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C., Tremblay, A., Eds.; Springer: Berlin, 1999; pp 334.
- Silva, M.W.; Estanislau, C.A.M. 2015. Concentração de mercúrio em peixes da Amazônia. *Boletim ABLimno*, 41(1): 08⁻¹⁴.
- Soares, J. F.; Goch, Y.G.F; Peleja, J.R P.; Forsberg, B R.; Lemos, E.J.S.; Sousa, O.P. 2016. Bioacumulação de Mercúrio Total (HgT) e hábitos alimentares de peixes da bacia do Rio Negro, Amazônia, Brasil. *Biota Amazonia*, v. 6. n. 1., p. 102⁻¹⁰⁶.
- Souza, A.C.C. 2008. Assesment and statics of Brazilian hydroelectric power plants: Dam áreas power . *Reneeable and Sustainable Energy Reivirews*, 12: 1843⁻¹⁸⁶³,
- Svobodová, Z.; Dusek, L.; Hejtmánek, M.; Vykusová, B.; Smíd, R. 1999. Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlík and Kamýr Reservoirs in the Czech Republic. *Ecotoxicology an Environmental Safety*, 43: 231-240.
- Tundisi, J.G., Bicudo, C.E., Matsumura-Tundisi, T. 1995. *Limnology in Brazil*. Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, Rio de Janeiro, 376 p.

- Ullrich, S.M.; Tanton, T. W.; Abdrashitova, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.31(3), p.241-293.
- Wasserman, J.C.; Hacon, S.S.; Wasserman, M.A. 2001. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo & Vida*, 2 (1/2): 46:53.
- Veiga, M.M.; Meech, J. A.; Onate, N. 1994. Mercury pollution from deforestation. *Nature*, 368: 816-817.
- Vieira, I. 1982. *Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidroelétrica da Amazônia brasileira*. Tese de Livre docência. Universidade Federal de Juiz de Fora. 107p
- Vieira, I.; Darwich, A.J.; 1999. Sinecologia da ictiofauna de Curu-Una, Amazônia: características hidroquímicas, climáticas, vegetação e peixes. *Acta Limnológica Brasiliensis*, 11 (2): 41-64.
- Zeidemann, V.K. 1998. *A geoquímica do mercúrio em solos da bacia do Rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 75pp.
- Zhair, F.; Rizwi, S.J; Haq, S.K.; Khan, R.H. 2005. Low dose Mercury and human health. *Environmental toxicology and pharmacology*. 20: 351-360.
- Zhou, H.Y.; Wong, M.H. 2000. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. *Water Research*, 34(17): 4234-4242.

ANEXO A –INSTRUÇÕES AOS AUTORES–NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY

ISSN 1679-6225 *versão impressa*ISSN 1982-0224 *versão online***Escopo e política editorial****INSTRUÇÕES AOS AUTORES**

- Escopo e política
- Sumissão de manuscritos
- Forma e preparação de manuscritos
- Informações adicionais

A revista Neotropical Ichthyology publica artigos originais sobre peixes neotropicais de água doce e marinhos nas áreas de Biologia, Ecologia, Etologia, Fisiologia, Genética e Biologia Molecular e Sistemática. Os manuscritos submetidos deverão ser contribuições relevantes dentro de sua área de investigação específica, devendo apresentar clara fundamentação teórica do tema, descrição dos objetivos e/ou hipóteses em análise, além de desenho amostral e analítico condizentes com a proposta. Trabalhos descritivos originais de elevada qualidade e relevância serão considerados para publicação. Observações casuais, notas científicas ou estudos meramente descritivos sem associação com questões teóricas relevantes não serão considerados para análise. O Editor e os editores de área avaliarão previamente o manuscrito submetido, a fim de determinar se seu conteúdo é adequado para publicação na revista Neotropical Ichthyology. A revista está aberta para submissões a todos os pesquisadores da ictiofauna Neotropical. O pagamento dos custos de publicação pode ser requerido se nenhum dos autores for membro da Sociedade Brasileira de Ictiologia.

Submissão de manuscritos

Manuscritos devem ser submetidos como arquivos digitais no sítio <http://mc04.manuscriptcentral.com/niscielo>

Na submissão do manuscrito, os autores devem incluir uma carta com uma declaração de que se constitui em pesquisa original não submetida a outro periódico. Nos manuscritos com múltiplos autores, o autor responsável pela submissão deve declarar na carta de submissão que todos os co-autores estão cientes e de acordo com a submissão do manuscrito. Todos os co-autores e respectivos e-mails devem ser registrados nos formulários indicados durante a submissão do manuscrito. Durante a submissão, indicar a área da revista (Bioquímica e Fisiologia, Biologia, Ecologia, Etologia, Genética e Biologia Molecular, Sistemática) a que o manuscrito se refere. Durante a submissão, indique três possíveis referees (nome, instituição, país e email) para a análise do manuscrito. Manuscritos submetidos fora do formato requerido nas instruções aos autores serão devolvidos. Manuscritos submetidos com uso inapropriado da língua inglesa serão devolvidos sem revisão. O uso adequado da língua inglesa é um requisito para a revisão e publicação.

Forma e preparação de manuscritos

Texto deve ser em Word for Windows ou arquivos rtf. Figuras e tabelas devem ser carregadas separadamente como arquivos individuais. Não duplique informações no texto, nas figuras e nas tabelas. Apresente apenas figuras e tabelas que são estritamente necessárias.

Formato

Texto deve ser apresentado em inglês.

O manuscrito deve conter os seguintes itens, nesta ordem:

Título

Título em minúsculas da seguinte forma: “*Isbrueckerichthys epakmos*, a new species of loricariid catfish from the rio Ribeira de Iguape basin, Brazil (Teleostei: Siluriformes)”.

- Táxons subordinados devem ser separados por dois-pontos, como segue: “(Siluriformes: Loricariidae)”.

Autor (es) nome (s)

Só as iniciais devem ser em letras maiúsculas. Nunca abrevie o primeiro nome.

Endereços

Não apresente os endereços em nota de rodapé.

Use números arábicos sobrescritos¹ para identificação no caso de múltiplos autores e endereços.

Listar endereços completos e email de todos os autores.

Abstract

Em inglês.

Resumo

Em Português ou espanhol. Deve ter o mesmo conteúdo do Abstract em inglês.

Palavras-chave

Cinco palavras-chave em inglês, não repetir palavras ou expressões do título.

Introdução**Material e Métodos****Resultados****Discussão****Agradecimentos****Literatura citada****Tabela (s)****Legenda(s) da(s) Figura(s)**

Em trabalhos taxonômicos Verifique também: Neotropical Ichthyology taxonomic contribution style sheet.

Texto

Páginas de texto não podem incluir cabeçalhos, rodapés, ou notas de rodapé (exceto o número de página) ou qualquer formato de parágrafo. Texto deve ser alinhado à esquerda.

Usar Times New Roman, fonte tamanho 12.

Não hifenizar o texto.

Usar a fonte “symbol” para representar os caracteres a seguir:

Espécies, gêneros e termos em Latim (*et al.*, *in vitro*, *in vivo*, *vs.*) devem ser em itálico.

Termos em Latim apresentados entre os nomes genéricos e específicos - cf., aff. (por exemplo, *Hoplias cf. malabaricus*) não devem ser em itálico.

Não abreviar o nome do gênero no início de uma frase ou parágrafo.

Não sublinhar palavras.

Os títulos a seguir devem ser apresentados em negrito: **Introduction, Material and Methods, Results, Discussion, Acknowledgments, Literature Cited.**