



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA**



**JULIANA DE SOUZA ARAUJO**

**BIOMAGNIFICAÇÃO E VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MERCURIO  
EM PEIXES DO RIO XINGU, AMAZÔNIA, BRASIL**

**BELÉM  
2016**

**BIOMAGNIFICAÇÃO E VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MERCÚRIO  
EM PEIXES DO RIO XINGU, AMAZÔNIA, BRASIL**

JULIANA DE SOUZA ARAUJO

Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador: Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo

Co-orientador: Dr. Marcelo de Oliveira Lima

BELÉM  
2016

Souza-Araujo, Juliana,

**BIOMAGNIFICAÇÃO E VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MERCÚRIO  
EM PEIXES DO RIO XINGU, AMAZÔNIA, BRASIL**

Orientador: Tommaso Giarrizzo

Co-Orientador: Marcelo de Oliveira Lima

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Belém, 2016.

1. Transferência trófica. 2. Sazonalidade. 3. Elementos traço. 4. Isótopos estáveis. 5. Belo Monte

Juliana de Souza Araujo

**BIOMAGNIFICAÇÃO E VARIAÇÃO ESPAÇO – TEMPORAL DE MERCÚRIO  
EM PEIXES DO RIO XINGU, AMAZÔNIA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

Aprovada em: \_\_\_ / \_\_\_ / 2016.

Orientador:

---

**Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca (ICB/UFPA)

Co-Orientador:

---

**Dr. Marcelo de Oliveira Lima**

Instituto Evandro Chagas (IEC/SVS/MS)

Banca examinadora:

---

**Profa. Dra. Lilian Lund Amado** (membro titular interno)

Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca (ICB/UFPA)

---

**Dra. Nathália Santos Serrão Castro** (membro titular externo)

Instituto Evandro Chagas

---

**Dr. Alexandre Miranda Garcia** (membro titular externo)

Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica (FURG)

---

**Profa. Dra. Rossineide Martins Rocha** (membro suplente)

Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca (ICB/UFPA)

BELÉM  
2016

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu,  
mas pensar o que ninguém nunca pensou sobre  
aquilo que todo mundo vê.”

Arthur Schopenhauer

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por todas as oportunidades e capacitação que me concedeu durante esses dois anos. Por todas as pessoas que ele pôs na minha vida que de maneira direta ou indireta me ajudaram a chegar até aqui.

Agradeço aos membros da banca, Dr. Alexandre Garcia, Dra. Lilian Amado, Dra. Nathália Serrão e Dra. Rossineide Rocha, por terem aceitado participar com suas valiosas contribuições para o aprimoramento deste trabalho.

Agradeço aos meus colegas do Grupo de Ecologia Aquática, Rory, Kurt, Sarita, Fabíola, Allan, Priscilla Barbosa, Priscila Miorando, Cleize, Paulo, Marcelo, Nayara, Thayara por toda ajuda durante as coletas, processamento das amostras, análise dos dados e dicas para a elaboração do artigo.

Agradeço também de forma especial aos colegas do Laboratório de Toxicologia do Instituto Evandro Chagas, Diomar, Jamile, João e Danilo que me acolheram por dias e mais dias durante as análises de mercúrio, me fazendo sempre me sentir “em casa”.

Sem contar meus queridos orientadores Tommaso e Marcelo, que desde 2012 acreditam em meus projetos e me incentivam a almejar sempre mais academicamente.

Agradeço aos meus lindos e queridos alunos, Oliver, Yuri, João, Carine, Gabi, Ariel e Belle que malharam muito bíceps de tanto macerar peixe e caracol. Sem falar nas horas e horas encapsulando naquela salinha “aconchegante” que carinhosamente chamamos de ‘hell’. Sem vocês esse trabalho não estaria completo.

Agradeço à minha família, em especial aos meus pais Gilberto e Christina, e meus irmãos Danielle, Rafael, Milena e Manuela por todo apoio que sempre me deram. Por nunca me deixarem desistir dos meus sonhos e por estarem ao meu lado em cada derrota e cada vitória. Amo vocês INCONDICIONALMENTE!

Agradeço à minha família de **oração**, a que Deus me deu a oportunidade de escolher: Tiago Gomes, Raizinha, Pr Castelo e dona Zezé. Que sempre intercedem por mim a cada viagem, cada defesa, cada plano e aspiração. Aos amigos mais que amigos: Hannah, Isa, Dani, Breno (♥), Welber, Anderson, Geisa, Thiago, Samanta, Bruno, Lana, Kelly, Jhon, que estiveram ao meu lado nessa reta final de conclusão do mestrado. Cada oração, abraço, palavra de incentivo e horas gastas tentando me fazer entender resultados gráficos e tabelas (Breno ♥) foram um gás a mais pra continuar.

Quanto aos próximos passos, “*O Senhor, pois, é aquele que vai adiante de mim; Ele será comigo, não me deixará nem me desampará...*” (Deuteronômio 31:8).

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS E TABELAS .....	iv
RESUMO .....	v
ABSTRACT .....	vi
INTRODUÇÃO GERAL .....	1
OBJETIVO GERAL .....	3
MATERIAL E MÉTODOS .....	3
REFERÊNCIAS .....	10
CAPÍTULO ÚNICO – ARTIGO .....	16
<b>INTRODUCTION</b> .....	18
<b>METHODS</b> .....	21
STUDY AREA .....	21
FISH SAMPLING AND PHYSICAL-CHEMICAL VARIABLES .....	22
TOTAL MERCURY (THg) ANALYSES .....	24
STABLE ISOTOPE ANALYSES .....	25
STATISTICAL ANALYSES .....	26
<b>RESULTS</b> .....	27
<b>DISCUSSION</b> .....	31
<b>ACKNOWLEDGEMENTS</b> .....	35
<b>REFERENCES</b> .....	36

## LISTA DE FIGURAS E TABELAS

### CAPÍTULO GERAL

Figura 1: Sítios de amostragem na área de estudo localizada no rio Xingu, em um trecho que compreende uma área com presença de mineração (Setor I), seguida por uma área com influência urbana (Setor II) e uma com influência da construção da UHE de Belo Monte (Setor III). .....	5
Tabela I: Famílias e espécies-alvo capturadas no rio Xingu, Pará, Brasil (2013-2014), e seus acrônimos. ....	6

### ARTIGO

Figure 1: Sampling sites in the study area located on the Xingu River in three sectors differently impacted. ....	65
Figure 2: Trophic transference of THg represented by correlation between trophic levels and THg concentration in fish from Xingu River, 2013-2014. ....	66
Figure 3: Spatial-temporal variation on mercury concentration in four species of fish from Xingu River, 2013-2014. <b>A-</b> <i>Curimata inornata</i> , <b>B-</b> <i>Hemiodus unimaculatus</i> , <b>C-</b> <i>Packyurus junki</i> and <b>D-</b> <i>Tometes kranponhah</i> . ....	67
Table I: Families and species of fish sampled in Xingu River, Pará, Brazil (2013-2014), and their acronyms and sampling data .....	51
Table II: Physical–chemical parameters of Xingu river water in three sectors differently impacted during rainy season (R) and dry season (D) in 2013-2014. ..	58
Table III: Pseudo-F values in Spatial-temporal variation on mercury concentration analysed in 19 species of fish from Xingu River, 2013-2014.....	61



## RESUMO

Estudos sobre contaminação de peixes por mercúrio na região amazônica foram direcionados exclusivamente à bacia do Tapajós, bem como aos rios Negro e Madeira, devido ao histórico de atividades garimpeiras e à ocorrência natural do mercúrio no ambiente. A bacia do rio Xingu é uma das principais da margem direita do rio Amazonas. Nesta bacia, em particular, há grande atividade de extração de ouro por garimpos clandestinos e enfrenta atualmente a implantação da UHE de Belo Monte além de uma grande empresa mineradora para exploração do metal. Tendo em vista a escassez de informação, este trabalho teve como objetivo mensurar os níveis de mercúrio total em peixes de importância ecológica do rio Xingu, avaliando a biomagnificação na cadeia trófica, bem como variação sazonal e espacial nas concentrações do metal. Para isso, os peixes foram coletados durante o período de seca e cheia entre os anos de 2013 e 2014. As concentrações de mercúrio foram determinadas com Espectrometria de Absorção Atômica a Vapor Frio, e o nível trófico das espécies foi determinado a partir de suas respectivas assinaturas do isótopo estável de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ). Foram capturados 312 indivíduos de 19 espécies, sendo que em média nenhuma espécie apresentou concentração de mercúrio acima do limite de  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  estabelecido pela OMS. No entanto, observou-se a ocorrência de transferência trófica de mercúrio entre os indivíduos analisados ( $r^2=0,34$ ;  $n= 312$ ;  $p<0,001$ ). Algumas espécies como *Curimata inornata*, *Hemiodus unimaculatus*, *Pachyurus junki* and *Tometes kranponhah* apresentaram diferenças significativas nas concentrações de Hg entre estações, setores, e em outros casos uma interação entre estes. Os resultados deste confirmam que o rio Xingu apresenta poucos traços de contaminação por mercúrio em sua ictiofauna. Notou-se ainda que a variação sazonal e/ou espacial possui efeito diferenciado em cada espécie.

**Palavras-chave:** Transferência trófica; Sazonalidade; Elementos traço; Isótopos Estáveis; Belo Monte.

## ABSTRACT

This paper presents the results of the analysis of mercury biomagnification in muscle samples of 19 fish species from the area of the Belo Monte hydroelectric power plant on the Xingu River in the Amazon region of Brazil. It also presents the results of an analysis of the spatial-temporal variation in mercury concentrations in the muscle tissue. Mercury (Hg) concentrations were analyzed by Cold Vapour Atomic Absorption Spectrometry (CVAAS) and trophic levels were obtained from the stable isotope signature of  $^{15}\text{N}$ . A total of 163 individuals were collected during the dry season, and 149 during the rainy season. None of the species had mean mercury concentrations above the limit of  $0.5 \mu\text{g. g}^{-1}$  prescribed by the WHO. However, we did observe the trophic transfer of mercury between individuals ( $r^2 = 0.34$ ,  $n = 312$ ;  $p < 0.001$ ). Some species, such as *Curimata inornata*, *Hemiodus unimaculatus*, *Pachyurus junki* and *Tometes kranponhah* presented significant differences in Hg concentrations between seasons, among sectors, and in a combination of these factors.

**Key-words:** Trophic transference; Seasonality; Trace elements; Stable isotope; Belo Monte.

## INTRODUÇÃO GERAL

O mercúrio (Hg) não possui função biológica nos organismos, contudo, se caracteriza por sua capacidade de bioacumulação e biomagnificação na cadeia trófica (Hylander *et al.*, 2003; Schneider *et al.*, 2010; Coelho *et al.*, 2013). Por sua elevada toxicidade, principalmente na forma de metilmercúrio (MeHg), pode induzir a uma série de danos à saúde humana e animal quando da ocorrência de exposição excessiva de longo prazo (Harada, 1995; Oliveira *et al.*, 2010; Chan, 2011; Dorea *et al.*, 2012).

A bioacumulação é definida como o acúmulo de contaminantes (Hg) ao longo da vida de um determinado organismo, sendo que a concentração do elemento aumenta proporcionalmente ao tempo de vida e/ou, no caso dos peixes, aumento de seu comprimento (Pouilly *et al.*, 2012). É válido ressaltar que a bioacumulação ocorre mediante a entrada de contaminante no organismo tanto por via ambiental (bioconcentração) quanto por via alimentar (Newman *et al.*, 2003). Já a biomagnificação é definida como o processo de transferência do contaminante ao longo de uma determinada cadeia trófica, onde espécies ocupantes topo de cadeia apresentam maiores concentrações em relação às demais (Di Benedetto *et al.*, 2013; Kehrig *et al.*, 2013).

O caso mais conhecido de contaminação por Hg ocorreu em Minamata, no Japão. O lançamento de MeHg na baía de Minamata contaminou os animais marinhos (pescado, camarão, mexilhão, ostras, entre outros) e a ingestão continuada desses alimentos afetou mais de 2.264 pessoas até o ano de 2000. Estima-se que casos de sequelas associadas a distúrbios sensoriais e motores provocados pelo envenenamento por mercúrio chegue a 200.000 (Fujiki, 1972; Ross, 1996; Minamata, 2000). Além deste, inúmeros casos de exposição Hg vêm sendo relatados em todo o mundo, principalmente em áreas com longo histórico de atividade mineradora, como por exemplo, no município de Almadén na Espanha (Nevado *et al.*, 2012). No entanto, a exposição se estende também a áreas com influência direta da petroquímica e instalações de combustão de carvão, bem como a regiões de indústria de fundição de metais (Zhang & Wong, 2007; Mieirol *et al.*, 2011).

Segundo dados do Projeto *Follow up*, foi elaborado um diagnóstico preliminar de Hg no Brasil que aponta a presença do Hg em resíduos sólidos distribuídos de maneira não uniforme ao longo das regiões (MMA, 2013). Na região Norte e Centro-Oeste, uma das principais fontes poluidoras de resíduos sólidos contendo Hg são oriundas de garimpos de ouro e estão na forma de rejeitos de mineração, sendo essa forma marcante nos Estados do Pará, Amazonas, Rondônia e Mato Grosso (Lacerda & Salomons, 1998). No entanto, o aumento do desmatamento, queimadas e implantação de barragens e usinas hidrelétricas contribuem diretamente para acentuar estas condições. A erosão causada pelo desmatamento e queimada da floresta pode acarretar no aumento da quantidade de Hg presente no solo que é liberado, lixiviado durante o período chuvoso (Roulet *et al.*, 1998, 1999, 2001). Já nas barragens, a mobilização do mercúrio se dá devido à formação dos lagos formados a partir da inundação de extensas áreas de floresta (Malm *et al.*, 2004; Palermo *et al.*, 2004a, b)

O uso de traçadores químicos como isótopos estáveis de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  têm sido amplamente aplicados como ferramenta para estudos ecológicos que abordam biomagnificação de contaminantes (Kehrig *et al.*, 2013). Por serem transmitidos e acumulados ao longo da cadeia trófica e representarem a verdadeira assimilação de recursos alimentares, sua utilização torna-se complementar para estudos de dieta e metodologias de uso de habitats (Fry, 2005). Ademais, possibilitam elucidar as relações tróficas dentro da rede alimentar e as relações entre acumulação de contaminantes e a posição trófica (Kehrig *et al.*, 2013). Além disso, a variação na amplitude hidrológica durante os períodos se seca e cheia, favorecem à sazonalidade dessa biodisponibilidade do Hg refletindo na acumulação e magnificação nos organismos como os peixes (Marques-Júnior *et al.*, 2009; Costa *et al.*, 2012).

Na bacia do rio Xingu, há várias décadas, há grande atividade de extração de ouro (Au) por garimpos clandestinos, e dragagem do leito do rio e até mesmo apoiados por grupos indígenas que cobram pela exploração em suas terras. Na mesma bacia, próximo ao rio Bacajá, um dos seus principais afluentes da margem direita, atualmente ocorre a implantação de grande empresa mineradora para exploração do Au. Ademais, também é conhecido que o trecho inferior do rio Xingu vem sendo altamente impactado pela

construção da UHE de Belo Monte e que devido às obras próximas à área de barragem, uma ampla área está tendo seu sedimento revolvido e drenado no rio. Logo, as atividades que ocorrem na área, assim como variações limnológicas da água, podem estar contribuindo para que os peixes deste rio possuam algum nível de contaminação por Hg.

## **OBJETIVOS**

### *Geral*

O objetivo geral deste trabalho foi verificar a ocorrência de biomagnificação e variação sazonal e espacial nas concentrações de mercúrio total no músculo de 19 espécies de peixes do rio Xingu – PA entre os anos 2013-2014.

### *Específicos*

- Comparar os teores de THg no tecido muscular de peixes entre os períodos de seca e cheia do rio Xingu e a partir dos resultados caracterizar a variação sazonal de Hg;
- Comparar os teores de THg no tecido muscular de peixes entre três setores do rio Xingu com diferentes tipos de impactos ambientais e variação espacial;
- Relacionar os teores de THg no tecido muscular de peixes com seus níveis tróficos e testar a hipótese da biomagnificação de Hg ao longo da cadeia alimentar.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **ÁREA DE ESTUDO**

A bacia hidrográfica do rio Xingu abrange uma área de 509.000 km<sup>2</sup> e apresenta uma forma alongada, com cerca de 350 km de largura média e 1.450 km de comprimento. A

rede de drenagem é quase paralela entre a maioria dos afluentes e corre no sentido do caimento geral da bacia.

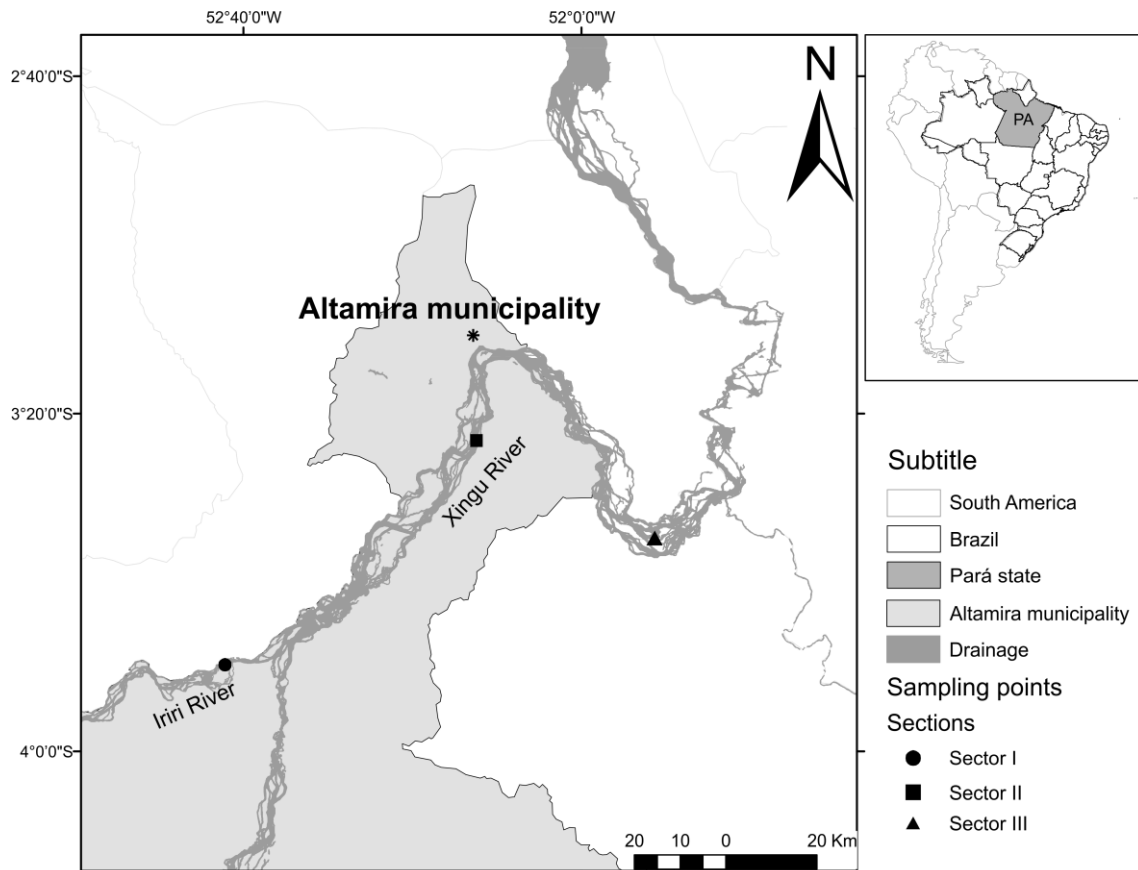
Do ponto de vista geoquímico, o rio Xingu possui águas claras (Sioli, 1984) com baixa concentração de material em suspensão e nutrientes dissolvidos. O pH médio é de 5,5 e condutividade de 0,03 mS/cm. As águas são pobres em fitoplâncton, e assim, a produtividade é dependente de fontes alóctones como a floresta aluvial de suas ilhas e encostas (Camargo & Ghilardi, 2009). O clima é caracterizado como tropical, quente e úmido, e as temperaturas anuais médias variam de 25 a 27°C. As variações volumétricas de suas águas pode atingir valores médios de vazão de 8.000 a 10.000 m<sup>3</sup>/s no período de cheia e 2.000 m<sup>3</sup>/s na seca, sendo que o período cheio ocorre entre dezembro e abril e o período seco de julho a novembro (Camargo & Ghilardi, 2009).

A área de estudo foi dividida em três trechos do rio denominados setores, sendo cada setor com dois sítios de amostragem (FIGURA 1):

Setor I – (MONTANTE) – Trecho do rio próximo à confluência com o rio Iriri, onde há presença de garimpos clandestinos. A região não sofrerá impacto da construção da barragem da UHE de Belo Monte, e encontra-se distante 100 km a montante da cidade de Altamira.

Setor II – (INFLUÊNCIA URBANA) – Área localizada nas proximidades do município de Altamira, que possui 159.533,255 km<sup>2</sup> e cerca de 106.768 habitantes no ano de 2014 (IBGE, 2014). Futuramente esta área irá sofrer inundação permanente pela formação do reservatório principal da UHE de Belo Monte. Atualmente a área sofre degradação por meio do avanço do desmatamento às margens do rio.

Setor III – (INFLUÊNCIA UHE BELO MONTE) - Trecho do rio Xingu encontra-se à jusante da obra de barragem conhecida como *sítio Pimental*. Este local recebe todo o aporte de sedimento que é revolvido no *sítio Pimental*, além de ser a área que futuramente receberá a implantação da mineradora *Belo Sun*.



**FIGURA 1:** Sítios de amostragem na área de estudo localizada no rio Xingu, em um trecho que compreende uma área com presença de mineração (Setor I), seguida por uma área com influência urbana (Setor II) e uma com influência da construção da UHE de Belo Monte (Setor III).

## AMOSTRAGEM DE PEIXES E PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Baseado na história natural e na abundância foram selecionadas 19 espécies alvo, com tamanhos similares entre os indivíduos de cada espécie, (Tabela I; Anexo I) de diferentes níveis tróficos. Além disso, exemplares de *Doryssa starksi* (LAMARK, 1973) (Gastropoda: Pleuroceridae) foram utilizados como base para os cálculos de nível trófico.

Foram coletados de 3 a 5 indivíduos de cada espécie nos meses de outubro e abril (seca e cheia, respectivamente) de 2013 e 2014 nos três setores de estudo. Os indivíduos foram identificados ao menor nível taxonômico possível de acordo com Gery (1977), Vari (1983,1995), Santos *et al.* (1984), Toledo-Piza (2000), Jégu & Belmont-Jégu (2004), e medidos quanto ao comprimento total em cm (CT) e peso em g (P). Em cada

setor foi coletado tecido muscular de cinco indivíduos por espécie, cinco amostras de água e mensurados parâmetros físico-químicos como: pH, condutividade, Oxigênio dissolvido e temperatura, com auxílio de sonda multiparamétrica modelo YSI 6600.

De cada indivíduo foi coletado aproximadamente entre 10-20 g de músculo livre de escamas e espinhos e armazenado em sacos de polietileno sendo mantido em gelo durante o transporte e posteriormente congeladas a -20 ° C até o momento das etapas de análises. Os moluscos foram capturados manualmente em cada setor estudado, sendo imediatamente armazenados em sacos de polietileno, mantidos em gelo e posteriormente congelados até o momento da triagem, identificação e etapas de análise.

Tabela I: Famílias e espécies-alvo capturadas no rio Xingu, Pará, Brasil (2013-2014), e seus acrônimos.

<b>Família</b>	<b>Nome comum</b>	<b>Acrônimo</b>
<b>Espécie</b>		
<b>Anostomidae</b>		
<i>Hypomasticus julii</i> (Santos, Jégu & Lima 1996)	Piau capivara	Hju
<b>Auchenipteridae</b>		
<i>Tocantinsia piresi</i> (Miranda-Ribeiro 1920)	Pocomão	Tpi
<b>Characidae</b>		
<i>Myloplus rhomboidalis</i> (Cuvier 1818)	Pacu	Mrh
<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller & Troschel 1844)	Redhook myleus	Mru
<i>Serrasalmus manuelyi</i> (Fernandez-Yepey and Ramírez 1967)	Piranha muritinga	Sma
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus 1766)	Redeye piranha	Srh
<i>Tometes kranponhah</i> (Andrade 2016)	Kranponhã	Tsp
<b>Cichlidae</b>		
<i>Geophagus altifrons</i> (Heckel 1840)	Caratinga	Gal



---

Ctenoluciidae		
<i>Boulengerella cuvieri</i> (Spix & Agassiz 1829)	Bicuda	Bcu
Curimatidae		
<i>Curimata inornata</i> (Vari 1989)	Branquinha	Cin
Doradidae		
<i>Hassar gabiru</i> (Birindelli, Fayal & Wosiacki 2011)		Hga
Hemiodontidae		
<i>Bivibranchia velox</i> (Eigenmann & Myers 1927)		Bve
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	Jatuarana	Hun
Loricaridae		
<i>Baryancistrus xanthellus</i> (Rapp Py-Daniel, Zuanon & Ribeiro de Oliveira 2011)	Golden nugget pleco	Bxa
Pimelodidae		
<i>Phractocephalus hemioliopterus</i> (Bloch & Schneider 1801)	Redtail catfish	Phe
<i>Pimelodus blochii</i> (Valenciennes 1840)	Bloch's catfish	Pbl
Potamotrygonidae		
<i>Potamotrygon leopoldi</i> (Castex & Castello 1970)	Xingu river ray	Ple
Prochilodontidae		
<i>Semaprochilodus brama</i> (Valenciennes 1850)	Jaraqui	Sbr
Sciaenidae		
<i>Pachyurus junki</i> (Soares & Casatti, 2000)	Corvina	Pju

---

Em laboratório, as amostras de tecido muscular foram maceradas e em seguida pesados 500 mg (peso úmido) de cada em frascos volumétricos (de parede grossa feitos de PyrexR - Koei Co. Ltd., Kumamoto, Japan) de 50 mL. Subsequentemente foi adicionado 1 mL de água deionizada, 2 mL de HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> (1:1) e 5 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Em seguida as amostras foram aquecidas em uma placa aquecedora a 200-230 °C durante 30 minutos. Após esfriamento, a mistura foi aferida a 50 mL com água deionizada e analisadas por Espectrometria de Absorção Atômica com Vapor Frio (CVAAS) com o Analisador de Mercúrio, modelo HG-201, produzido por SANSIO (Akagi *et al.*, 1995). Todas as análises foram realizadas em duplicata e acompanhadas de controle de qualidade a partir de material de referência certificada (CRM) DOLT-3, e o limite de detecção do equipamento é de até 0,1 ng de Hg com alta precisão.

Foram transferidos 2 L de cada amostra de água para um funil de separação de 2 L. Adicionou-se 10 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 20N e 5 ml de solução de KMnO<sub>4</sub> 0,5%, misturando por agitação, e deixando descansar durante 5 minutos. Posteriormente, neutralizou-se com 20 mL de NaOH 10N, adicionando 5 mL de solução de NH<sub>2</sub>OH·HCl 10%, e depois agitando e deixando descansar por 20 minutos. Adicionou-se 5 mL de solução de EDTA 10% à mistura e misturou-se por agitação. Em seguida, adicionou-se 10 mL de ditizona-tolueno 0,01% purificada, seguido por agitação vigorosa durante 1 minuto para extrair o mercúrio na amostra. As amostras foram deixadas descansando por pelo menos 1 hora, evitando luz solar direta. Descartou-se a fase aquosa (fase mais baixa). Transferiu-se a fase de tolueno preferivelmente para um tubo cônico de centrifuga de 10 mL provido com tampa de vidro e centrifugar a 1.200 rpm por 3 minutos com a tampa de vidro no lugar. Quando for formada uma emulsão, adicionou-se 0,5 g de sulfato de sódio anidro e agitando seguido por centrifugação para remover a fase mais baixa. Transferiu-se um volume fixo de 7 mL da fase de tolueno para um frasco de digestão de amostra. Com um evaporador rotativo, evaporou-se até a secura em um banho de água à 60°C. Subsequentemente foi adicionado 1 mL de água deionizada, 2 mL de HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> (1:1) e 5 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Em seguida as amostras foram aquecidas em uma placa aquecedora a 200-230 °C durante 30 minutos. Após esfriamento, a mistura foi aferida a 50 mL com água deionizada e analisadas por Espectrometria de Absorção Atômica com

Vapor Frio (CVAAS) com o Analisador de Mercúrio, modelo HG-201, produzido por SANSIO (Akagi *et al.*, 1995).

### ANÁLISE DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS

As amostras de tecido muscular (5 g) foram secas em estufa a 60°C durante um período de 24 h e posteriormente maceradas até a obtenção de um pó fino homogeneizado. Em seguida foi pesado 7 a 8 mg destas amostras que posteriormente foram compactadas em cápsulas de estanho de 5 x 3,5 mm para determinação do  $\delta^{15}\text{N}$ .

As amostras foram queimadas uma a uma em um analisador elementar, Carlo Erba CHN, e os gases resultantes ( $\text{N}_2$ ) foram analisados por meio de Espectrometria de Massa, Finnigan Delta C (Finnigan MAT Bremer, Alemanha). As assinaturas isotópicas foram expressas em notação delta ( $\delta$ ) e definidas como partes por mil (‰) em relação a uma amostra padrão, como a seguinte:

$$\delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1] \times 1000$$

Onde  $R_{\text{amostra}}$  e  $R_{\text{padrão}}$  é a relação correspondentes aos isótopos  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  na amostra e amostra padrão, respectivamente. Os padrões internacionais para  $^{15}\text{N}$  é  $\text{N}_2$  atmosférico.

### ANÁLISE DOS DADOS

Para o cálculo do nível trófico (Nt), utilizou-se a seguinte fórmula:

$$\text{Nt} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{amostra}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{c1}}) / 2,54] + 2$$

Onde  $\delta^{15}\text{N}_{\text{amostra}}$  é a média da assinatura isotópica de cada espécie,  $\delta^{15}\text{N}_{\text{c1}}$  é a média da assinatura isotópica do consumidor primário, que neste estudo se trata da espécie *Doryssa starksi* 2,54 representa a média do fracionamento trófico do ecossistema - diferenças nas concentrações de isótopos de Nitrogênio entre os consumidores e suas respectivas fontes - e 2 corresponde ao nível trófico do consumidor em questão (Vanderklift & Ponsard, 2003).

A variação sazonal e espacial na concentração de THg entre os períodos de seca e cheia, foram testadas com PERMANOVA univariada em matrizes de distâncias Euclidianas

com base em 9999 permutações (Anderson, 2001). Os cálculos e testes foram realizados usando o PERMANOVA+ para o software PRIMER-E (Anderson *et al.*, 2008).

Foi calculado ainda o fator de bioacumulação ( $BA_f$ ), e o fator de magnificação ( $M_f$ ) para confirmar se de fato ocorreu biomagnificação do mercúrio ao longo da cadeia trófica. Estes fatores foram obtidos a partir das fórmulas:

$$BA_f = [\text{Hg no organismo}]/[\text{Hg na água}]$$

Onde  $BA_f < 1$  infere-se que não há bioacumulação e portanto também não há biomagnificação e  $BA_f > 1$  infere-se que há bioacumulação.

$$M_f = \log (C_n/C_{n-1})$$

Onde  $C_n$  é a concentração de THg em consumidores de maior nível trófico, e  $C_{n-1}$  é a concentração de THg em consumidores de nível trófico imediatamente inferior a  $C_n$ .

## REFERÊNCIAS

AKAGI, H., MALM, O., KINJO, Y., HARADA, M., BRANCHES, F.J.P., PFEIFFER, W.C. & KATO, H. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. **Science of the Total Environment**, **175**: 85-95. 1995.

ANDERSON, M.J. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, **58**: 626–639. 2001.

ANDERSON, M.J., GORLEY, R.N. & CLARKE, K.R. PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth. 2008.

CHAN, L.H.M. From power to seafood safety: effects of global pollution on our children's health. **Progress in Nutrition**, **13**: 207-210. 2011.

COELHO J.P., MIEIRO C.L., PEREIRA M.E., DUARTE A.C. & PARDAL M.A. Mercury biomagnification in a contaminated estuary food web: effects of age and

trophic position using stable isotope analyses. **Marine Pollution Bulletin**, **69**: 110-115. 2013.

DI BENEDITTO, A.P.M., BITTAR, V.T., REZENDE, C.E., CAMARGO, P.B. & KEHRIG, H.A. Mercury and stable isotopes ( $^{15}\text{N}$  and  $^{13}\text{C}$ ) as tracers during the ontogeny of *Trichiurus lepturus*. **Neotropical Ichthyology**, **11**: 211-216. 2013.

DOREA, J.G., MARQUES, R.C. & ISEJIMA, C. Neurodevelopment of Amazonian Infants: Antenatal and Postnatal Exposure to Methyl- and Ethylmercury. **Journal of Biomedicine and Biotechnology**, **2012**: 9 páginas. 2012.

FUJIKI, M. The transitional condition of Minamata bay and the neighboring sea polluted by factory waste matter containing mercury. **6 th International Conference on Water Pollution Research**. Paper 12. 1972.

GERY, J. **Characoids of The World**. T.F.H. Publications: Neptune City, 1977. 672 p.

HARADA, M. Minamata Disease - Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental-Pollution. **Critical Reviews in Toxicology**, **25**: 1-24. 1995.

HYLANDER, L.D., SOLLENBERG, H. & WESTAS, H. A three-stage system to remove mercury and dioxins in flue gases. **Science of the Total Environment** **304**: 137-144. 2003.

IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br> . Acessado em Dezembro de 2014.

JACKSON, A. T., ADITE, A., ROACH, K. A. & WINEMELLER, K. O. Primary production, food web structure, and fish yields in constructed and natural wetlands in the floodplain of an African river. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, **70**: 543-553. 2013.

JÉGU, M., HUBERT, N. & BELMONT-JÉGU, E. Réhabilitation de *Myloplus asterias* (Müller & Troschel, 1844), espèce-type de *Myloplus* Gill, 1896 et validation du genre *Myloplus* Gill (Characidae: Serrasalminae). **Cybium**, **28(2)**: 119-157. 2004.

KEHRIG, H.A., SEIXAS, T.G., MALM, O., DI BENEDITTO, A.P. & REZENDE, C.E. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: a case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. **Marine Pollution Bulletin**, **75**: 283-290. 2013.

LACERDA, L.D. & SALOMONS, W. Mercury from gold and silver mining; A chemical time-bomb? Springer Verlag, Berlin. 1998.

MALM, O., PALERMO, E.F.A.; SANTOS, H.S.B. et al. Transport and cycling of mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. **RMZ Materials and Geoenvironment**, **v.51**: 1195-8, 2004.

MIEIRO, C. L., PACHECO, M, DUARTE, A. C. & PEREIRA, M. E. Fish consumption and risk of contamination by mercury - Considerations on the definition of edible parts based on the case study of European sea bass. **Marine Pollution Bulletin**, **62**: 2850-2853. 2011.

MINAMATA DISEASE MUNICIPAL MUSEUM. **Minamata disease – its history and lessons**. Minamata: Minamata City Planning Division; 2000.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Diagnóstico Preliminar sobre o Mercúrio no Brasil. 106 p. 2013.

NEVADO, J. J. B., MARTÍN-DOIMEADIOS, R. C. R., MATEO, R., FARIÑAS, N. R., RODRÍGUEZ-ESTIVAL, J. & ROPERÓ, M. J. P. Mercury exposure and mechanism of response in large game using the Almadén mercury mining area (Spain) as a case study. **Environmental Research**, **11**: 58-66. 2012.

OLIVEIRA, R.C., DOREA, J.G., BERNARDI, J.V.E., BASTOS, W.R., ALMEIDA, R. & MANZATTO, A.G. Fish consumption by traditional subsistence villagers of the Rio Madeira (Amazon): Impact on hair mercury. **Annals of Human Biology**, **37**: 629-642. 2010.

PALERMO, E.F.A., KEHRIG, H.A., BRANCO, C.W.C. & MALM, O. Mercury and methylmercury in suspended particulated matter and sediments of a slightly impacted reservoir of Brazil. **RMZ. Materials and Geoenvironment**, **51**: p.1289-91, 2004a.

PALERMO, E.F.A., KEHRIG, H.A. & MALM, O. Inorganic and methyl mercury in food chain from a Brazilian reservoir. **RMZ. Materials and Geoenvironment**, **51**: p.1103-6, 2004b.

POUILLY, M., PEREZ, T., REJAS, D., GUZMAN, F., CRESPO, G., DUPREY, J.L. & GUIMARAES, J.R.D. Mercury bioaccumulation patterns in fish from the Itenez river basin, Bolivian Amazon. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, **83**: 8-15. 2012.

ROSS, M. A. Methylmercury. **Health effects Review1**: 1-2. 1996.

ROULET, M., GUIMARAES, J.R.D. & LUCOTTE, M. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an amazonian floodplain - Effect of seasonal inundation. **Water Air and Soil Pollution**, **128**: 41-60. 2001.

ROULET, M., LUCOTTE, M., FARELLA, N., SERIQUE, G., COELHO, H., PASSOS, C.J.S., DA SILVA, E.D., DE ANDRADE, P.S., MERGLER, D., GUIMARAES, J.R.D. & AMORIM, M. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water Air and Soil Pollution**, **112**: 297-313. 1999.

ROULET, M., LUCOTTE, M., SAINT-AUBIN, A., TRAN, S., RHEAULT, I., FARELLA, N., DA SILVA, E.D., DEZENCOURT, J., PASSOS, C.J.S., SOARES, G.S., GUIMARAES, J.R.D., MERGLER, D. & AMORIM, M. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajos River Valley, Para state, Brazil. **Science of the Total Environment**, **223**: 1-24. 1998.

SANTOS, G.M., JEGU, M. & MERONA, M.B. **Catálogo de Peixes Comerciais do Baixo Rio Tocantins**. Projeto Tucuruí. Manaus: Eletronorte/CNPq/INPA, 1984. 83 p.

SCHNEIDER, L., BELGER, L., BURGER, J., VOGT, RC. & FERRARA, CR. Mercury Levels in Muscle of Six Species of Turtles Eaten by People Along the Rio Negro of the Amazon Basin. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, **58**: 444-450. 2010.

Sioli, H. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: Sioli, H. (Ed.) The Amazon: limnology and landscape

ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht, Dr.W.Junk Publishers, 763pp. 1984.

TOLEDO-PIZA, M. The Neotropical fish subfamily *Cynodontinae* (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes): a phylogenetic study and a revision of *Cynodon* and *Rhaphiodon*. **American Museum Novitates**, **3286**: 88 pp. 2000.

VANDERKLIFT, M.A. & PONSARD, S. Sources of variation in consumer-diet  $\delta^{15}\text{N}$  enrichment: a meta-analysis. **Oecologia**, **136**: 169-182. 2003.

VARI, R.P. Phylogenetic relationship of the families *Curimatidae*, *Prochilodontidae*, *Anostomidae* and *Chilodontidae* (Pisces, Characiformes). **Smithsonian Contributions to Zoology**, **378**: 1-60. 1983.

VARI, R.P. The neotropical fish family *Ctenoluciidae* (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes): supra and intrafamilial phylogenetic relationships, with a revisionary study. **Smithsonian Contributions to Zoology**, **564**:1-97. 1995.

ZHANG, L. & WONG, M.H. Environmental mercury contamination in China: Sources and impacts. **Environment International**, **33**: 108-121. 2007.



---

Capítulo único formatado de acordo com a revista científica **Journal of fish biology**, disponível em: [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1095-8649/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1095-8649/homepage/ForAuthors.html)

---

1 **BIOMAGNIFICATION AND SPATIO-TEMPORAL VARIATION OF MERCURY**  
2 **IN FISH FROM THE XINGU RIVER IN THE AMAZON REGION OF BRAZIL**

3  
4  
5 Juliana de Souza Araujo<sup>1\*</sup>, Tommaso Giarrizzo<sup>1</sup> and Marcelo de Oliveira Lima<sup>2</sup>

6  
7  
8 <sup>1</sup> Aquatic Ecology Group. Federal University of Pará. Av. Perimetral 2651, Terra  
9 Firme 66040170, Belém, PA – Brazil.

10 <sup>2</sup> Evandro Chagas Institute. Environment Section. Rodovia B. R.-316, km 7,  
11 S/N, Levilândia 67030000, Ananindeua, PA – Brazil.

12  
13  
14 **Running headline:** Mercury in fish from the Xingu river.

15  
16  

---

\* Author to whom correspondence should be addressed. Tel.: + 55 91 3274-0599; email:  
j.araujo.bio@gmail.com

**ABSTRACT**

17

18

19

20 This paper presents the results of the analysis of mercury biomagnification in  
21 muscle samples of 19 fish species from the area of the Belo Monte  
22 hydroelectric power plant on the Xingu River in the Amazon region of Brazil. It  
23 also presents the results of an analysis of the spatial-temporal variation in  
24 mercury concentrations in the muscle tissue. Mercury (Hg) concentrations were  
25 analyzed by Cold Vapour Atomic Absorption Spectrometry (CVAAS) and trophic  
26 levels were obtained from the stable isotope signature of  $^{15}\text{N}$ . A total of 163  
27 individuals were collected during the dry season, and 149 during the rainy  
28 season. None of the species had mean mercury concentrations above the limit  
29 of  $0.5 \mu\text{g. g}^{-1}$  prescribed by the WHO. However, we did observe the trophic  
30 transfer of mercury between individuals ( $r^2 = 0.34$ ,  $n = 312$ ;  $p < 0.001$ ). Some  
31 species, such as *Curimata inornata*, *Hemiodus unimaculatus*, *Pachyurus junki*  
32 and *Tometes kranponhah* presented significant differences in Hg concentrations  
33 between seasons, among sectors, and in a combination of these factors.

34

35 **Key-Words:** Trophic transference, seasonality, trace elements, stable isotope,

36 Belo Monte

## INTRODUCTION

37

38

39

40 Mercury (Hg) has no biological function in organisms, although this metal is  
41 characterized by its capacity for bioaccumulation and biomagnification in the  
42 food chain (Beltran-Pedreiros *et al.*, 2011; Seixas *et al.*, 2014). A number of  
43 studies have identified Hg as one of the major environmental pollutants of  
44 recent times, which stimulates considerable interest in researchers around the  
45 world (Hylander *et al.*, 2003; Schneider *et al.*, 2010; Coelho *et al.*, 2013). Due to  
46 its high toxicity, mainly in the form of methylmercury (MeHg), long-term  
47 overexposure to this element can induce a range of problems for human and  
48 animal health (Oliveira *et al.*, 2010; Chan, 2011; Dorea *et al.*, 2012).

49

50

51 Numerous studies of Hg exposure have been conducted around the world,  
52 especially in areas with a long history of mining activity, such as the municipality  
53 of Almadén in Spain (Nevado *et al.*, 2012), as well as areas affected by fossil  
54 fuel energy-generating plants and metal casting industries (Zhang & Wong,  
55 2007; Mieiro *et al.*, 2011). In Brazil, especially in the northern region according  
56 data from the Project 'Follow up' (MMA, 2013), one of the main sources of

57 pollution is gold mines and their tailings, especially in the states of Pará,  
58 Amazonas, Rondônia and Mato Grosso (Lacerda & Salomons, 1998).

59

60

61 In the present day, the ongoing increase in deforestation rates, fires, and the  
62 construction of hydroelectric dams further accentuate these problems. The  
63 erosion caused by deforestation and forest burn-off may result in an increase in  
64 the amount of mercury released into the soil, which is leached out during the  
65 rainy season (Comte *et al.*, 2013). In man-made reservoirs, the mercury is  
66 mobilised through the flooding of large areas of forest (Malm *et al.*, 2004;  
67 Palermo *et al.*, 2004a, b; Kasper *et al.*, 2014).

68

69

70 The mercury present in particulate matter is absorbed by macrophyte roots,  
71 where it is methylated by sulphate-reducing bacteria and released again into the  
72 water (Acha *et al.*, 2011; Coelho-Souza *et al.*, 2011). The mercury, now in  
73 organic form, is transferred from the base of the aquatic food webs to the  
74 highest trophic levels (Kasper *et al.*, 2012; Bastos *et al.*, 2015). Chemical  
75 tracers, such as stable isotopes of  $\delta^{15}\text{N}$ , have been widely employed as a tool  
76 for ecological studies of this magnitude (Kehrig *et al.*, 2013). These isotopes are

77 enriched atoms with neutrons, and represent the assimilation of food resources  
78 by trophic level (Fry, 2005). This approach also provides a better understanding  
79 of trophic relationships within the food web, and permit the confirmation of the  
80 relationship between the accumulation of contaminants and trophic position  
81 (Jackson *et al.*, 2012; Kehrig *et al.*, 2013).

82

83

84 Over recent decades, there has been intense underground mining of gold (Au)  
85 in the basin of the Xingu River, as well as the dredging of river beds. This  
86 activity has even been supported by indigenous groups, who charge for the  
87 exploitation of local deposits. A major gold mining operation has also been  
88 established near the Bacajá River, one of the main right bank tributaries of the  
89 Xingu. The Xingu has also been impacted intensively by the construction of the  
90 UHE Belo Monte hydroelectric plant, including the dredging of large amounts of  
91 sediments that have drained into the river. These activities, combined with the  
92 associated limnological impacts, may be contributing to the contamination of  
93 local fish with Hg. We measured the mercury levels in fish from the Xingu River,  
94 to investigate the biomagnification of the metal in the food chain, as well as the  
95 possible seasonal (rainy and dry) variation in metal concentrations in the  
96 muscle tissue of the fish from three sectors of the river, representing different  
97 levels of impact.

98

99

100

## METHODS

101

102

103 STUDY AREA

104

105

106 The watershed of the Xingu River covers an area of 509,000 square kilometers  
107 and has an elongated shape, with a mean width of 350 km and a length of 1450  
108 kilometers.. The Xingu River has clear water (Sioli, 1984) with low  
109 concentrations of suspended solids and dissolved nutrients, with mean pH of  
110 5.5 and conductivity of 0.03 mS/cm. The water is poor in phytoplankton, and  
111 productivity is dependent on allochthones, sources as the alluvial forest of its  
112 islands and margins (Camargo & Ghilardi, 2009). The climate is tropical, hot  
113 and humid, with mean annual temperatures of 25-27°C. The mean discharge of  
114 the river varies from 8000-10,000 m<sup>3</sup>/s in the rainy season to 2000 m<sup>3</sup>/s in the  
115 dry season. The rainy season generally lasts from December to April, and the  
116 dry season from July to November (Camargo & Ghilardi, 2009).

117

118

119 The study area was divided into three distinct sectors representing different  
120 degrees of impact (Figure 1): *Sector I* – adjacent to the confluence of the Xingu  
121 with the Iri River, in an area affected by illegal gold mining. This sector is  
122 located 100 km upstream from the town of Altamira, and will not be impacted in  
123 the future by the flooding of the reservoir of UHE Belo Monte. *Sector II* - near  
124 Altamira, the administrative centre of a municipality of 159,533.255 km<sup>2</sup>, which  
125 had approximately 106,768 inhabitants in 2014 (IBGE, 2015). This sector will be  
126 flooded permanently by the main reservoir of UHE Belo Monte. The surrounding  
127 area is currently being degraded by extensive deforestation. *Sector III* -  
128 downstream from the Belo Monte dam, where a bypass channel is being  
129 constructed at a site known as Pimental. This site gets all the sediment input  
130 that is revolved on the Pimental site, and is the area in which the *Belo Sun*  
131 mining operation will be implanted.

132

133

134 FISH SAMPLING AND PHYSICAL-CHEMICAL VARIABLES

135

136



137 Based on the natural history and abundance a total of 19 target species with  
138 similar body length between individuals from each specie and different feeding  
139 habits (Table I) were sampled in 2013 and 2014, during October (dry season)  
140 and April (rainy season). In each sector, different types of aquatic habitat  
141 (rapids, backwaters, and the main channel) were sampled, with five muscle  
142 samples of each target species being collected in each habitat, as well as five  
143 water samples, during each visit. Physical-chemical variables were measured *in*  
144 *situ* with a YSI 6600 multiparameter probe (pH, conductivity, temperature, total  
145 dissolved solids, dissolved oxygen, and turbidity) or analyzed in the laboratory  
146 (alkalinity, total N Kjeldahl, total P, dissolved organic and inorganic C, and Hg  
147 water concentration) following Valderrama (1981) or APHA (2005).

148

149

150 Fish were caught using gillnets, cast nets, and trawls. The specimens captured  
151 were identified to the species level, and total length ( $L_T$ ) and mass were  
152 measured. A sample of white muscle tissue (10 to 20 g) was taken from  
153 immediately below the anterior end of the dorsal fin of each individual and  
154 stored in a polyethylene bag (NIMD, 2004). All samples were kept frozen until  
155 analysis.

156

157

158 Samples of *Doryssa starksi* (LAMARK, 1973) (Gastropod: Pleuroceridae) were  
159 also collected in order to provide a control for the calculation of the trophic  
160 levels. These gastropods were collected manually in each sector and kept  
161 frozen in polyethylene bags (NIMD, 2004).

162

163

#### 164 TOTAL MERCURY (THg) ANALYSES

165

166

167 Samples of muscle were cut into thin slices before weighing, to facilitate  
168 analysis. Homogenates (wet weight) were transferred to volumetric flasks, to  
169 which deionized water, HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> (1+1), and H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> were added. Samples  
170 were then heated on a hot plate to 200–230 °C. After cooling, the mixture was  
171 hydrated with deionized water, and the THg was analysed by atomic cold  
172 vapour absorption spectrometry (CVAAS) with a Sansio HG-201 mercury  
173 analyser (Akagi *et al.*, 1995). All analyses were run in duplicate and were  
174 accompanied by quality control from certified reference material CRM DOLT-3  
175 with an analytical recovery of 99.1% (3.340 ± 0.343), and the equipment  
176 detection limit is up to 0.1 ng of mercury with high precision.

177

178

## 179 STABLE ISOPOPE ANALYSES

180

181

182 The muscle samples were dried at 60°C for 24 hours. They were then  
183 macerated and homogenized to a fine powder using a porcelain mortar and  
184 pestle. A 7–8 mg was weighed and compressed into 5 mm x 3.5 mm tin  
185 capsules weighed previously.

186

187

188 Stable  $\delta^{15}\text{N}$  isotope analyses were run in the Biology Department of the  
189 University of New Mexico in Albuquerque, USA. The samples were burned one  
190 by one in a Carlo Erba CHN elementary analyser, and the resulting gases ( $\text{N}_2$ )  
191 were analysed by a Finnigan Delta C mass spectrometer (Finnigan MAT  
192 Bremer, Germany). Isotope signatures were expressed in delta notation ( $\delta$ ) and  
193 defined as parts per thousand (‰) relative to a standard sample as follows:

194 
$$\delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$$

195 Where  $R_{\text{sample}}$  and  $R_{\text{standard}}$  is the corresponding ratio of  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  isotopes in the  
196 analysed and standard samples, respectively. The international standard for  $^{15}\text{N}$   
197 is atmospheric  $\text{N}_2$ .

198

199

## 200 STATISTICAL ANALYSES

201

202

203 Trophic levels (TL) were calculated using the stable isotope signature of  $^{15}\text{N}$   
204 following Jackson *et al* (2013):

$$205 \quad \text{Nt} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{sample}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{c1}}) / 2.54] + 2$$

206 where  $\delta^{15}\text{N}_{\text{sample}}$  is the mean isotope signature of each individual,  $\delta^{15}\text{N}_{\text{c1}}$  is the  
207 mean isotope signature of the primary consumer (*Doryssa starksi*), 2.54 is the  
208 mean trophic fractionation of the ecosystem and 2 is the trophic position of  
209 *Doryssa starksi* (Jackson *et al.*, 2013).

210

211

212 The relationship between THg concentration and trophic position was  
213 investigated using Pearson linear regressions. The Bioaccumulation ( $BA_f$ ) and  
214 Magnification factors ( $M_f$ ) were used to confirm biomagnification along the  
215 trophic chain based on:

$$216 \quad BA_f = [Hg]_{\text{fish}}/[Hg]_{\text{water}}$$

217 where  $BA_f < 1$  indicates that there is no bioaccumulation and as well as  
218 biomagnification and  $BA_f > 1$  indicates that there is bioaccumulation, and

$$219 \quad M_f = \log (C_n/C_{n-1})$$

220 where  $C_n$  is the THg concentration at the next highest trophic position, and  $C_{n-1}$   
221 is the THg concentration at the next lowest trophic position.

222

223 The variation in the THg concentrations between dry and rainy seasons, as well  
224 as that among the three sectors, was tested using a univariate PERMANOVA  
225 run on Euclidean distances matrices with 9999 permutations (Anderson, 2001).  
226 All analyses were run in PERMANOVA+ in the PRIMER-E software (Anderson  
227 *et al.*, 2008).

228

229

230

## RESULTS

231

232

233 Reflecting good oxygenation levels, the mean dissolved oxygen concentrations  
234 recorded in the Xingu River were above 7.0 mg/l (Table II). The pH of the water  
235 was in the acid range (below 7.0) in all readings, and alkalinity values were low,  
236 typically below 15 mg CaCO<sub>3</sub>/l (Table II).

237

238

239 Both total dissolved solids and electrical conductivity are indicators of the  
240 presence of dissolved salts, reflecting the degree of mineralisation of the water.  
241 Based on the measures of alkalinity, the water of the Xingu River also has very  
242 low concentrations of dissolved ions (Table II) – mean conductivity ranged from  
243 0.01 mS/cm to 0.02 mS/cm, and the mean total dissolved solid concentration  
244 was 0.01 g/l.

245

246

247 The discharge of the Xingu River fluctuated considerably over the course of the  
248 year. The historical mean value (1969–1980) for the rainy season month of  
249 March is 444 m<sup>3</sup>/s, whereas that of the dry season month of October, it falls to

250 30.129 m<sup>3</sup>/s (data from the Brazilian National Water Agency [ANA], gauge  
251 station number 18850000, located in Altamira).

252

253

254 Of the physical-chemical variables that are most affected by rain runoff, only  
255 total P and N presented clear seasonal fluctuations (Table II), with a twofold  
256 decrease in P and an increase in N values between the dry and the rainy  
257 seasons. The THg in the water did not fluctuate seasonally, with values of less  
258 than 0.001 mg/l being recorded in both seasons. These values did not exceed  
259 the threshold established by Brazilian public health regulations (CONAMA  
260 Resolution 357/05: 0.2 µg.l<sup>-1</sup>) (MMA, 2005).

261

262

263 A total of 312 individuals were analysed (Table I). *Potamotrygon leopoldi* (2  
264 ind.), *Serrasalmus rhombeus* (5 ind.) and *Phractocephalus hemioliopus* (2  
265 ind.) presented THg concentrations higher than the maximum recommended by  
266 the World Health Organization (0.5 µg.g<sup>-1</sup> wet weight; IPCS, 1990), and  
267 *Phractocephalus hemioliopus* (2 ind.) and *Boulengerella cuvieri* (1 ind.) had  
268 concentrations higher than that recommended by the Brazilian legislation for  
269 predatory fish (1.0 µg.g<sup>-1</sup> wet weight; ANVISA, 1998) (Table I). All the

270 individuals presented high  $\delta^{15}\text{N}$  values and trophic levels, consistent with  
271 species at the top of the food chain.

272

273

274 Despite the low concentrations recorded overall, a significant positive  
275 correlation was found between THg and trophic levels ( $r^2 = 0.343$ ;  $P < 0.001$ ),  
276 indicating the biomagnification of mercury in the system. An increase of one  
277 trophic level generated an mean increase in the THg concentration in the fish of  
278  $0.16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , i.e.,  $\text{THg} = -0.3846 + 0.1668 \cdot \text{TL}$  (Figure 2).

279

280

281 During the rainy season,  $BA_f$  was 18.65 in fish of trophic level one, 64.53 at  
282 trophic level two, 186.83 at level three, and 530.82 at level four, whereas in the  
283 dry season, it was 36.92, 38.57, 145.24, and 404.98 respectively. The mean  
284 THg concentration in fish of trophic levels 1, 2, 3, and 4 were used to calculate  
285 the  $M_f$ , which was 1.83 for trophic level two, 3.26 for level three and 2.93 for  
286 level four.

287

288



289 Of the 19 species analysed, only *Curimata inornata*, *Hemiodus unimaculatus*,  
290 *Packyurus junki*, and *Tometes kranponhah* presented significant variation in  
291 mercury concentrations among sectors, seasons or some combination of these  
292 factors (Table III). Mercury concentrations in *Cutimata inornata* varied between  
293 sectors I and II, but only during the dry season (Figure 3A). Concentrations  
294 were significantly higher in *Hemiodus unimaculatus* in the rainy season (Figure  
295 3B), whereas *Packyurus junki* had higher concentrations during the dry season  
296 and during this period, a difference was found in mercury concentrations  
297 between sectors I and III (Figure 3C). Finally, mercury concentrations in  
298 *Tometes kranponhah* varied among all three sectors, although this difference  
299 was more apparent between sectors I and II in the dry season (Figure 3D).

300

301

302

## DISCUSSION

303

304

305 The good levels of oxygenation recorded on the Xingu River indicate a fine  
306 balance between photosynthetic production and consumption produced by  
307 metabolic processes (Esteves, 1998). The acidic nature of the water is  
308 influenced clearly by the constant input of humic acids from the decomposition

309 of the vegetation adjacent to its margins. The low alkalinity, total dissolved solid  
310 concentrations, and electrical conductivity all point to a reduced mineralization  
311 of the waters, underscoring the restricted buffering capacity of the water of the  
312 Xingu River, when contaminated. That is, this ecosystem is susceptible to  
313 changes in pH when contaminated by acidic or basic compounds, and is likely  
314 to become increasingly impacted by the formation of the UHE Belo Monte  
315 reservoir, which will alter the allochthonous input of the area (Esteves, 1998).

316

317

318 The results of the present study of the Xingu River indicated low mercury  
319 concentrations in 19 fish species at distinct trophic levels, with almost no  
320 variation between dry and rainy seasons or the sectors investigated. This  
321 contrasts with the results of fish studies in other clear water Amazonian rivers,  
322 such as the Tapajós (Nevado *et al.*, 2010), Tocantins (Palermo *et al.*, 2004c),  
323 and Bacajá (Souza-Araujo *et al.*, 2016). Compared with the Bacajá, which is  
324 located in the Xingu basin, the low mercury concentrations found in species  
325 such as *Myloplus rhomboidalis*, *Semaprochilodus brama*, *Boulengerella cuvieri*,  
326 *Serrasalmus rhombeus*, *Phractocephalus hemiliopterus*, and *Pimelodus*  
327 *blochii*, indicate that human activities in adjacent area may determine the input  
328 of mercury into the trophic chain.

329

330

331 The  $BA_f$  values recorded in the present study indicated that almost all the  
332 mercury found in the fish is derived from foraging, reflecting the  
333 biomagnification of this metal in the trophic chain. Despite the well-conserved  
334 condition of the Xingu River, the reduced transportation of sediments favours  
335 the conversion of mercury bioavailability into its accumulation in and transfer  
336 between aquatic organisms (Newman & Unger, 2002). The differences found in  
337 the THg concentrations between fishes of higher and low trophic levels also  
338 indicate biomagnification. The  $M_f$  values reflected the clear separation of basal  
339 and top consumers, similar to that found in Samuel Reservoir in Rondônia,  
340 Brazil (Kasper *et al.*, 2012) and on the Bacajá River (Souza-Araujo *et al.*, 2016).

341

342

343 The absence of any systematic spatial-temporal variation in mercury  
344 concentrations in most species may be related to the negligible variation  
345 observed in the physical-chemical parameters of the water among sectors or  
346 between seasons, including the mercury concentrations in the water. However,  
347 during the rainy season, the inundation of the floodplain results in a temporary  
348 supply of important dietary items (Goulding, 1980; Agostinho & Zalewski, 1995),  
349 which can alter the trophic positions of generalist species, such as *Hemiodus*

350 *unimaculatus*, which enhances mercury accumulation (Dorea *et al.*, 2006;  
351 Garrone Neto & Carvalho, 2011).

352

353

354 In other circumstances, the presence of anoxic conditions and elevated  
355 dissolved organic carbon concentrations may enhance the methylation process  
356 and promote the bioaccumulation of THg in some species (Belger & Forsberg,  
357 2006). During the dry season, the formation of lakes with these conditions in  
358 some sectors of the Xingu River may be determine the variation found in  
359 *Curimata inornata*, which is a detritivorous species restricted primarily to  
360 floodplain lakes (Goulding, 1980; Beltran-Pedrerros *et al.*, 2011).

361

362

363 Little is known about mercury accumulation patterns in *Tometes kranponhah*  
364 and *Pachyurus junki*. Based on the trophic levels identified in the present study,  
365 these species can be classified as omnivores (Froese & Pauly, 2016). Given  
366 this, we can assume that, during the dry season, when animal food sources are  
367 more susceptible to predation, this prey may have higher THg levels (Kasper *et*  
368 *al.*, 2012; Mieiro *et al.*, 2012). In other case, *Tometes kranponhah* takes a more

369 frugivorous diet during wet season, and this can add to lower mercury  
370 concentrations found in this period (Camargo & Ghilard, 2009).

371

372

373 As in previous studies of the Xingu River, we can conclude that this river is well-  
374 conserved and has low level of mercury contamination (Souza-Araujo *et al.*,  
375 2015). However, the conditions of the river should be monitored systematically  
376 once the dam is completed and the reservoir is formed, and the Belo Monte  
377 power plant begins to produce electricity. Complementary studies of fish  
378 consumption and risk assessment will also be necessary to prevent possible  
379 public health problems, especially considering that some commercially-  
380 important fish species presented relatively high mercury levels.

381

382

### 383 **Acknowledgements**

384

385

386 The authors thank the editor and reviewers for their valuable comments on the  
387 manuscript. T. Giarrizzo received a productivity grant from CNPq (Process:  
388 308278/(2012)-7) and financial support from the Coordenação de

389 Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) and FAPESPA  
390 (ICAAF 11/2015).

391

392

393

## REFERENCES

394

395

396 Acha, D., Hintelmann, H. & Yee J. (2011). Importance of sulfate reducing  
397 bacteria in mercury methylation and demethylation in periphyton from Bolivian  
398 Amazon region. *Chemosphere* **82**, 911-916. doi:  
399 10.1016/j.chemosphere.2010.10.050.

400

401

402 Agostinho, A. A. & Zalewski, M. (1995). The dependence of fish community  
403 structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana  
404 River, Brazil. *Hidrobiologia* **303**, 141-148

405

406

407 Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F. J. P., Pfeiffer, W. C. &  
408 Kato, H. (1995). Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *Science of the*  
409 *Total Environment* **175**, 85-95. doi:10.1016/0048-9697(95)04905-3.

410

411

412 Anderson, M. J. (2001). Permutation tests for univariate or multivariate analysis  
413 of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic*  
414 *Sciences* **58**, 626–639. doi: 10.1139/cjfas-58-3-626.

415

416

417 Anderson, M. J., Gorley, R. N. & Clarke, K. R. (2008). PERMANOVA for  
418 PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth.

419

420

421 ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária). (1998). <  
422 <http://portal.anvisa.gov.br> > (Accessed in december of 2015).

423

424

425 APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater.*  
426 21th edn. American Public Health Association, Washington, 1368 p.

427

428

429 Bastos, W. R., Dórea, J. G., Bernardi, J. V., Lauthartte, L.C., Mussy, M.H.,  
430 Lacerda, L.D. & Malm, O. (2015). Mercury in fish of the Madeira river (temporal  
431 and spatial assessment), Brazilian Amazon. *Environmental research* **140**, 191-  
432 197.

433

434

435 Belger, L. & Forsberg, B. R. (2006). Factors controlling Hg levels in two  
436 predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of*  
437 *the Total Environment* **367**, 451-459. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.03.033.

438

439

440 Beltran-Pedreros, S., Zuanon, J., Leite, R. G., Peleja, J. R. P., Mendonca, A. B.  
441 & Forsberg, B. R. (2011). Mercury bioaccumulation in fish of commercial  
442 importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake.  
443 *Neotropical Ichthyology* **9**, 901-908. doi:10.1590/S1679-62252011000400022.

444

445



446 Camargo, M. & Ghilardi, J. R. R. (2009). *Entre a Terra, as Águas e os*  
447 *Pescadores do Médio Rio Xingu - uma abordagem ecológica*. 1st edn. Belém,  
448 PA, p 329. ISBN: 978-85-909319-0-4.

449

450

451 Chan, L. H. M. (2011). From power to seafood safety: effects of global pollution  
452 on our children's health. *Progress in Nutrition* **13**, 207-210.

453

454

455 Coelho, J. P., Mieiro, C. L., Pereira, E., Duarte, A. C. & Pardal, M. A. (2013).  
456 Mercury biomagnification in a contaminated estuary food web: Effects of age  
457 and trophic position using stable isotope analyses. *Marine Pollution Bulletin*  
458 **69**,110–115. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.01.021.

459

460

461 Coelho-Souza, S. A., Guimaraes, J. R.D, Miranda, M. R., Poirier, H., Mauro, J.  
462 B. N., Lucotte, M. & Mergler, D. (2011). Mercury and flooding cycles in the  
463 Tapajos river basin, Brazilian Amazon: The role of periphyton of a floating  
464 macrophyte (*Paspalum repens*). *Science of the Total Environment* **409**, 2746-  
465 2753. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.03.028.

466

467

468 Comte, I., Lucotte, M., Davidson, R., Carvalho, C. J. R., Oliveira, F. A. &  
469 Rousseau, G. X. (2013). Impacts of land uses on mercury retention in long-time  
470 cultivated soils, Brazilian Amazon. *Water Air Soil Pollution* **224**, 1515. doi:  
471 10.1007/s11270-013-1515-3.

472

473

474 Dorea, J. G., Barbosa, A. C., & Silva, G. S. (2006). Fish mercury  
475 bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the  
476 Rio Negro, Amazon. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* **142**,  
477 275-283. doi:10.1016/j.cbpc.2005.10.014.

478

479

480 Dorea, J. G., Marques, R. C. & Isejima, C. (2012). Neurodevelopment of  
481 Amazonian Infants: Antenatal and Postnatal Exposure to Methyl- and  
482 Ethylmercury. *Journal of Biomedicine and Biotechnology* Article ID 132876, 9  
483 pages. doi:10.1155/2012/132876.

484

485

486 Esteves, F. A. (1998). Fundamentos de limnologia. 2 ed. Interciência. Rio de  
487 Janeiro, Brasil. 226 p.

488

489

490 Fry B. (2005). *Stable Isotope Ecology*. Department of Oceanography and  
491 Coastal Sciences Coastal Ecology Institute School of the Coast and  
492 Environment., p. 361.

493

494

495 Froese, R. & Pauly, D. Editors. (2016). **FishBase**. Disponível em:  
496 <http://www.fishbase.org> .Acessed in january of 2016.

497

498

499 Garrone Neto, D. & Carvalho, L.N. (2011). Nuclear-follower foraging  
500 associations among Characiformes fishes and Potamotrygonidae rays in clean  
501 waters environments of Teles Pires and Xingu rivers basins, Midwest Brazil.  
502 *Biota Neotropica* **11 (4)**, 359 – 362.

503

504

505 Goulding, M. (1980). *The fishes and forest: explorations in Amazonian natural*  
506 *history*. Berkley, CA. USA, University of California Press, 280p.

507

508

509 Hylander, L. D., Sollenberg, H. & Westas, H. (2003). A three-stage system to  
510 remove mercury and dioxins in flue gases. *Science of the Total Environment*  
511 **304**, 137-144.

512

513

514 IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores  
515 Sociais. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br> . Accessed in december of  
516 2015.

517

518

519 IPCS. (1990). *Methylmercury*. In: International Programme on Chemical Safety  
520 (World Health Organization, coord.). Geneva. ISBN: 92-4-157101-2

521

522

523

524 Jackson, A. T., Adite, A., Roach, K. A. & Winemeller, K. O. (2013). Primary  
525 production, food web structure, and fish yields in constructed and natural  
526 wetlands in the floodplain of an African river. *Canadian Journal of Fisheries and*  
527 *Aquatic Sciences* **70**, 543-553.

528

529

530 Jackson, M. C., Donohue, I., Jackson, A. L., Britton, J. R., Harper, D. M. &  
531 Grey, J. (2012). Population-Level Metrics of Trophic Structure Based on Stable  
532 Isotopes and Their Application to Invasion Ecology. *PLoS ONE* **7**, e31757.

533

534

535 Kasper, D., Forsberg, B. R., Amaral, J. H. F., Leitão O, R. P., Py-Daniel, S. S.,  
536 Bastos, W. R. & Malm, O. (2014). Reservoir Stratification Affects Methylmercury  
537 Levels in River Water, Plankton, and Fish Downstream from Balbina  
538 Hydroelectric Dam, Amazonas, Brazil. *Environmental Science Technology* **48**  
539 **(2)**, 1032 – 1040.

540

541

542 Kasper, D., Palermo, E.F.A., Branco, C.W.C. & Malm, O. (2012). Evidence of  
543 elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from  
544 an Amazon reservoir. *Hydrobiologia* **694**, 87-98. doi: 10.1007/s10750-012-  
545 1133-x.

546

547

548 Kehrig, H. A., Seixas, T. G., Malm, O., Di Benedetto, A. P. & Rezende, C. E.  
549 (2013). Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web  
550 using nitrogen stable isotope analysis: a case study in an area under the  
551 influence of the Paraíba do Sul River plume. *Marine Pollution Bulletin* **75**, 283–  
552 290.

553

554

555 Lacerda, L. D. & Salomons, W. *Mercury from gold and silver mining; A chemical*  
556 *time-bomb?* Springer Verlag, Berlin. 1998.

557

558

559 National Institute of Minamata Disease (2004). Manual de análise de mercúrio.  
560 *Ministério do Meio Ambiente, Japão*. Available in: <http://www.nimd.go.jp/english>

561

562

563 Malm, O., Palermo, E. F. A., Santos, H. S. B. *et al.* (2004). Transport and  
564 cycling of mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after  
565 fulfillment. *RMZ Materials and Geoenvironment* **51**, 1195-1198.

566

567

568 Miei, C. L., Coelho, J. P., Pacheco, M, Duarte, A. C. & Pereira, M. E. (2012).  
569 Evaluation of species-specific dissimilarities in two marine fish species: mercury  
570 accumulation as a function of metal levels in consumed prey. *Archives of*  
571 *Environmental Contamination and Toxicology* **63**, 125-136. doi:  
572 10.1007/s00244-011-9740-5

573

574

575 Miei, C. L., Pacheco, M, Duarte, A. C. & Pereira, M. E. (2011). Fish  
576 consumption and risk of contamination by mercury - Considerations on the  
577 definition of edible parts based on the case study of European sea bass. *Marine*  
578 *Pollution Bulletin* **62**, 2850-2853. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.10.004.

579

580

581 MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Resolução nº 357, de 17 de março de*  
582 *2005*. Available in: [www.mma.gov.br/conama](http://www.mma.gov.br/conama).

583

584

585 MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Diagnóstico Preliminar sobre o Mercúrio*  
586 *no Brasil*. 2013. 106 p. Available in: [www.mma.gov.br/seguranca-](http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/mercurio)  
587 [quimica/mercurio](http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/mercurio)

588

589

590 Nevado, J. J. B., Martin-Doimeadios, R. C. R., Bernardo, F. J. G., Moreno, M.  
591 J., Herculano, A. M., Do Nascimento, J. L. M. & Crespo-Lopez, M. E. (2010).  
592 Mercury in the Tapajos River basin, Brazilian Amazon: A review. *Environment*  
593 *International* **36**, 593-608. doi:10.1016/j.envint.2010.03.011

594

595

596 Nevado, J. J. B., Martín-Doimeadios, R. C. R., Mateo, R., Fariñas, N. R.,  
597 Rodríguez-Estival, J. & Roperó, M. J. P. (2012). Mercury exposure and  
598 mechanism of response in large game using the Almadén mercury mining area



599 (Spain) as a case study. *Environmental Research* **11**, 58-66. doi:  
600 10.1016/j.envres.2011.09.019.

601

602

603 Newman, M. C. & Unger, M. A. (2002). *Fundamentals of Ecotoxicology*, 2. ed.,  
604 CRC Press, EUA, 480-p.

605

606

607 Oliveira, R. C., Dorea, J. G., Bernardi, J. V. E., Bastos, W. R., Almeida, R. &  
608 Manzatto, A. G. (2010). Fish consumption by traditional subsistence villagers of  
609 the Rio Madeira (Amazon): Impact on hair mercury. *Annals of Human Biology*  
610 **37**, 629-642. doi: 10.3109/03014460903525177.

611

612

613

614 Palermo, E. F. A., Kasper, D., Reis, T. S., Nogueira, S., Branco, C. W. C. &  
615 Malm, O. (2004c). Mercury level increase in fish tissues downstream the  
616 Tucuruí reservoir, Brazil. *RMZ – Materials geoenvironmental* **51**, 1292 – 1294.

617

618

619 Palermo, E. F. A., Kehrig, H. A., Branco, C. W. C. & Malm, O. (2004a). Mercury  
620 and methylmercury in suspended particulated matter and sediments of a slightly  
621 impacted reservoir of Brazil. *RMZ. Materials and Geoenvironment* **51**, 1289-  
622 1291.

623

624

625 Palermo, E. F. A., Kehrig, H. A. & Malm, O. (2004b). Inorganic and methyl  
626 mercury in food chain from a Brazilian reservoir. *RMZ. Materials and*  
627 *Geoenvironment* **51**, 1103-1106.

628

629

630 Schneider, L., Belger, L., Burger, J., Vogt, R. C. & Ferrara, C. R. (2010).  
631 Mercury Levels in Muscle of Six Species of Turtles Eaten by People Along the  
632 Rio Negro of the Amazon Basin. *Archives of Environmental Contamination and*  
633 *Toxicology* **58**, 444-450.

634

635

636 Seixas, T. G., Moreira, I., Siciliano, S., Malm, O. & Kehrig, H. A. (2014).  
637 Differences in Methylmercury and Inorganic Mercury Biomagnification in a  
638 Tropical Marine Food Web. *Bulletin of Environmental Contamination and*  
639 *Toxicology* **92**, 274-278. doi: 10.1007/s00128-014-1208-7

640

641

642 Sioli, H. (1984). The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology  
643 of the river courses, and river types. In: *Sioli, H. (Ed.) The Amazon: limnology*  
644 *and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht,  
645 Dr.W.Junk Publishers, 763pp.

646

647

648 Souza-Araujo, J., Giarrizzo, T. & Lima, M. O. (2015). Mercury concentration in  
649 different tissues of *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848) (Podocnemididae:  
650 Testudines) from the lower Xingu River – Amazonian, Brazil. *Brazilian Journal*  
651 *of Biology* **75 (3)**, S106 – S111.

652

653

654 Souza-Araujo, J., Giarrizzo, T., Lima, M. O. & Souza, M. B. G. (2016). Mercury  
655 and methylmercury in fish from Bacajá River (Brazilian Amazon): evidence for

656 bioaccumulation and biomagnification. *Journal of Fish Biology* (accepted for  
657 publication on October 2015).

658

659

660 Valderrama, J.C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and  
661 phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* **10**, 109-122. doi:  
662 10.1016/0304-4203(81)90027-X.

663

664

665 Zhang, L. & Wong, M. H. (2007). Environmental mercury contamination in  
666 China: Sources and impacts. *Environment International* **33**, 108-121.  
667 doi:10.1016/j.envint.2006.06.022.

668 **Tables**

669

670

671 Table I: Target fish species sampled in the Xingu River, Pará, Brazil (2013-2014), and their specifications.

Family	Common name	Code	N	$L_T$ (cm)		THg ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )		Trophic level
				Mean $\pm$ SD	Min - Max	Mean $\pm$ SD	Min - Max	
Anostomidae								
<i>Hypomasticus julii</i> (Santos, Jégu & Lima 1996)	Piau capivara	Hju	10	19.75 $\pm$ 2.96	16.5 - 24	0.01 $\pm$ 0.00	0.01 - 0.03	3.28

---

 Auchenipteridae

<i>Tocantinsia piresi</i> (Miranda-Ribeiro 1920)	Pocomão	Tpi	17	41.62 ± 6.07	32.5 - 52.5	0.24 ± 0.11	0.07 - 0.46	3.52
--	---------	-----	----	--------------	-------------	-------------	-------------	------

## Characidae

<i>Myloplus rhomboidalis</i> (Cuvier 1818)	Pacu	Mrh	4	24.2 ± 4.63	17.7 - 28.5	0.04 ± 0.01	0.03 - 0.06	3.09
<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller & Troschel 1844)	Redhook myleus	Mru	23	29.62 ± 6.36	16.5 - 36.5	0.01 ± 0.03	0.00 - 0.19	2.03
<i>Serrasalmus manueli</i> (Fernandez-Yepepez and	Piranha muritinga	Sma	21	20.62 ± 5.61	10.3 - 28.5	0.20 ± 0.10	0.00 - 0.37	3.81

---

---

 Ramírez 1967)

<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus 1766)	Redeye piranha	Srh	16	22.99 ± 9.11	9.5 - 38.3	0.36 ± 0.28	0.06 - 0.91	4.07
<i>Tometes kranponhah</i> (Andrade 2016)	Kranponhã	Tsp	15	24.6 ± 8.62	15 - 40.5	0.01 ± 0.01	0.01 - 0.07	3.00

Cichlidae

<i>Geophagus altifrons</i> (Heckel 1840)	Caratinga	Gal	15	13.65 ± 6.09	6.7 - 23.8	0.06 ± 0.03	0.03 - 0.15	2.93
---	-----------	-----	----	--------------	------------	-------------	-------------	------

Ctenoluciidae

---

---

<i>Boulengerella cuvieri</i> (Spix & Agassiz 1829)	Bicuda	Bcu	29	40.25 ± 12.56	24 - 63	0.26 ± 0.23	0.06 - 1.34	3.51
Curimatidae								
<i>Curimata inornata</i> (Vari 1989)	Branquinha	Cin	19	12.98 ± 2.22	8.1 - 15.1	0.04 ± 0.03	0.01 - 0.09	2.16
Doradidae								
<i>Hassar gabiru</i> (Birindelli, Fayal & Wosiacki 2011)		Hga	15	18.41 ± 2.93	15 - 25	0.12 ± 0.07	0.03 - 0.33	2.89

---



---

 Hemiodontidae

<i>Bivibranchia velox</i> (Eigenmann & Myers 1927)		Bve	13	12.5 ± 0.61	11.5 - 13.4	0.08 ± 0.01	0.06 - 0.12	3.26
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	Jatuarana	Hun	28	14.32 ± 2.61	12 - 19.8	0.04 ± 0.03	0.01 - 0.11	2.79

## Loricaridae

<i>Baryancistrus xanthellus</i> (Rapp Py-Daniel, Zuanon & Ribeiro de Oliveira 2011)	Golden nugget pleco	Bxa	10	18.07 ± 6.43	10.5 - 25	0.03 ± 0.00	0.02 - 0.04	2.79
--	---------------------	-----	----	--------------	-----------	-------------	-------------	------

---

---

Pimelodidae

<i>Phractocephalus</i> <i>hemiliopterus</i> (Bloch & Schneider 1801)	Redtail catfish	Phe	22	65.37 ± 13.56	35.5 - 94.5	0.40 ± 0.35	0.08 - 1.56	4.07
<i>Pimelodus blochii</i> (Valenciennes 1840)	Bloch's catfish	Pbl	9	17.37 ± 4.44	10.5 - 22.1	0.16 ± 0.09	0.03 - 0.34	3.39

## Potamotrygonidae

<i>Potamotrygon leopoldi</i> (Castex & Castello 1970)	Xingu river ray	Ple	14	66.89 ± 24.45	24 - 101	0.26 ± 0.27	0.04 - 0.99	3.58
--	--------------------	-----	----	---------------	----------	-------------	-------------	------

## Prochilodontidae

---

---

<i>Semaprochilodus brama</i> (Valenciennes 1850)	Jaraqui	Sbr	12	25.47 ± 10.59	10.2 - 46.5	0.04 ± 0.02	0.02 - 0.13	2.37
Sciaenidae								
<i>Pachyurus junki</i> (Soares & Casatti, 2000)	Corvina	Pju	20	25.97 ± 7.25	10 - 34.7	0.07 ± 0.03	0.03 - 0.14	3.41

---

672 *N*, number of individuals; *L<sub>T</sub>*, total length; THg; total mercury in muscle (wet weight).

673 Table II: Physical–chemical parameters of the water of the Xingu River from three sectors with different levels of impact during  
 674 the rainy (R) and dry (D) seasons in 2013-2014.

Parameter	Season	Sector			Mean $\pm$ SD
		I	II	III	
Dissolved Oxygen (mg/l)	D	7.11	7.29	7.24	7.21 $\pm$ 0.09
	R	5.45	5.17	5.14	5.25 $\pm$ 0.17
pH	D	6.48	6.75	7.39	6.87 $\pm$ 0.47
	R	6.97	7.01	7.35	7.10 $\pm$ 0.20
Alkalinity (mg-CaCO <sub>3</sub> /l)	D	7.3	7.27	10.523	8.36 $\pm$ 1.86
	R	10.22	9.11	12.14	10.48 $\pm$ 1.53

<b>Total dissolved solids (g/l)</b>	D	0.01	0.01	0.02	0.01 ± 0.00
	R	0.01	0.01	0.01	0.01 ± 0.00
<b>Conductivity (mS/cm)</b>	D	0.02	0.02	0.03	0.02 ± 0.00
	R	0.02	0.01	0.02	0.01 ± 0.00
<b>Temperature (°C)</b>	D	29.84	31.39	31.323	30.85 ± 0.87
	R	27.29	27.24	27.75	27.42 ± 0.27
<b>Total P (µg/l)</b>	D	47.67	49.12	54.20	50.32 ± 3.42
	R	16.81	20.37	25.82	21.00 ± 4.53
<b>Total N Kjeldahl (mg/l)</b>	D	0.51	0.67	0.60	0.58 ± 0.07
	R	1.22	0.56	0.64	0.80 ± 0.35

<b>Suspended organic material (mg/l)</b>	D	2.00	1.88	2.88	2.25 ± 0.54
	R	1.80	2.45	3.06	2.43 ± 0.62
<b>Suspended inorganic material (mg/l)</b>	D	2.20	3.58	7.24	4.34 ± 2.60
	R	1.00	2.61	3.03	2.21 ± 1.07
<b>Turbidity (NTU)</b>	D	3.70	6.07	5.53	5.10 ± 1.24
	R	2.40	7.76	7.18	5.77 ± 2.94
<b>Total Hg<sub>water</sub> (mg/l)</b>	D	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009 ± 0
	R	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009 ± 0

675

676

677

678 Table III: Pseudo-F values of the spatial-temporal variation in mercury concentrations recorded in 19 fish species from the  
 679 Xingu River, 2013-2014.

Species	Sector	Season	Interaction
			Sector x Season
<i>Baryancistrus xanthellus</i>	2.651	-	-
<i>Bivibranchia velox</i>	2.488	-	-
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0.657	0.114	7.1412E-2
<i>Curimata inornata</i>	12.478**	2.0556E-3	-
<i>Geophagus altifrons</i>	2.478	4.211	1.968
<i>Hassar gabiru</i>	1.138	7.2983E-2	-

---

<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0.239	5.996*	2.9903E-3
<i>Hypomastichus julii</i>	7.773E-2	-	-
<i>Myloplus rhomboidalis</i>	1.814	4.155	-
<i>Myloplus rubripinnis</i>	0.231	1.333	0.564
<i>Packyurus junki</i>	4.072*	8.345**	4.720*
<i>Phractocephalus hemioliopterus</i>	9.2843E-2	0.579	0.885
<i>Pimelodus blochii</i>	3.7109E-2	0.85343	-
<i>Potamotrygon leopoldi</i>	0.801	1.584	0.304
<i>Semaprochilodus brama</i>	0.707	0.674	-
<i>Serrasalmus manueli</i>	0.274	2.268	2.3884E-2

---



---

<i>Serrasalmus rhombeus</i>	3.712	5.6137E-2	4.1618E-2
<i>Tocantinsia piresi</i>	3.600	0.239	-
<i>Tometes kranponhah.</i>	57.097**	40.917*	49.236*

---

\*  $P < 0.05$     \*\*  $P < 0.01$

681 **Figure captions**

682

683

684 Figure 1: Sampling sites in the study area located on the Xingu River in three  
685 sectors affected by different levels of impact.

686

687

688 Figure 2: Trophic transference of THg indicated by the correlation between  
689 trophic levels and THg concentrations in fish from Xingu River, 2013-2014.

690

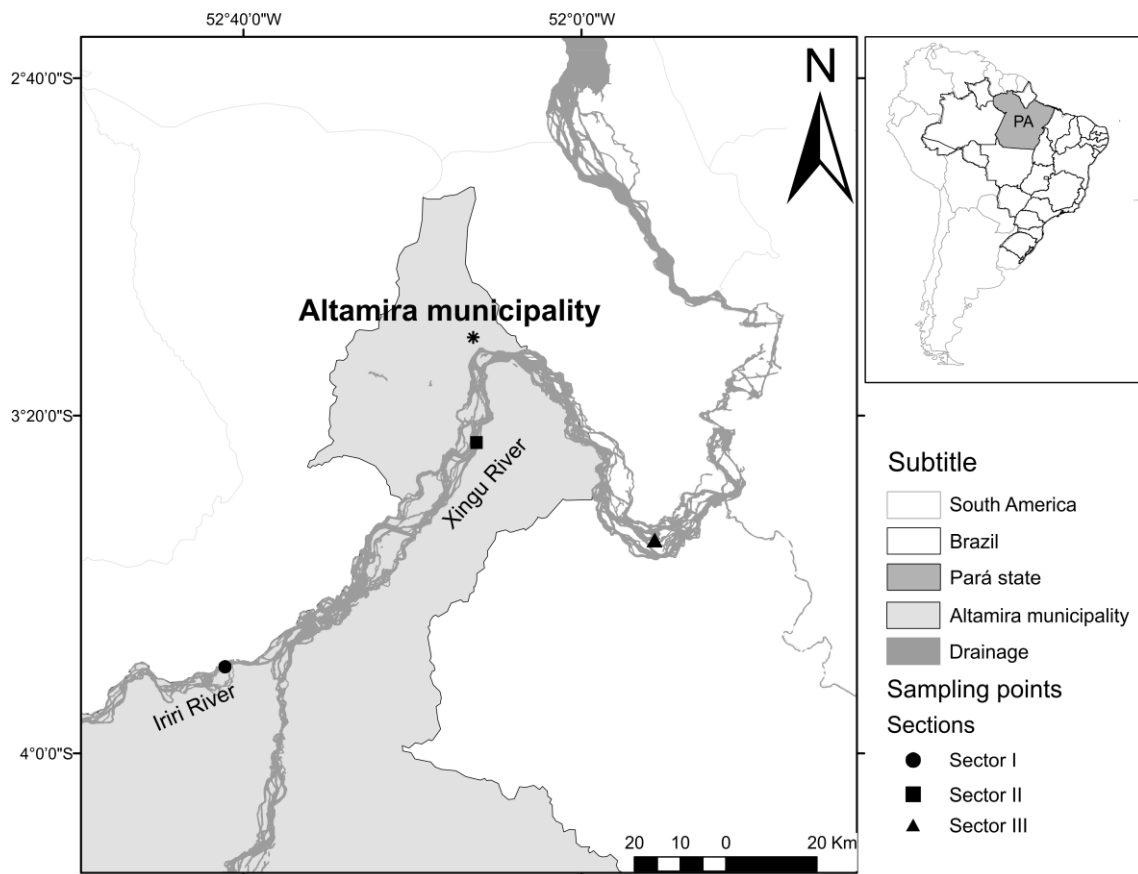
691

692 Figure 3: Spatial-temporal variation in mercury concentrations in four species of  
693 fish from the Xingu River, 2013-2014. **A-** *Curimata inornata*, **B-** *Hemiodus*  
694 *unimaculatus*, **C-** *Packyurus junki* and **D-** *Tometes kranponhah*.

695 **Figures**

696

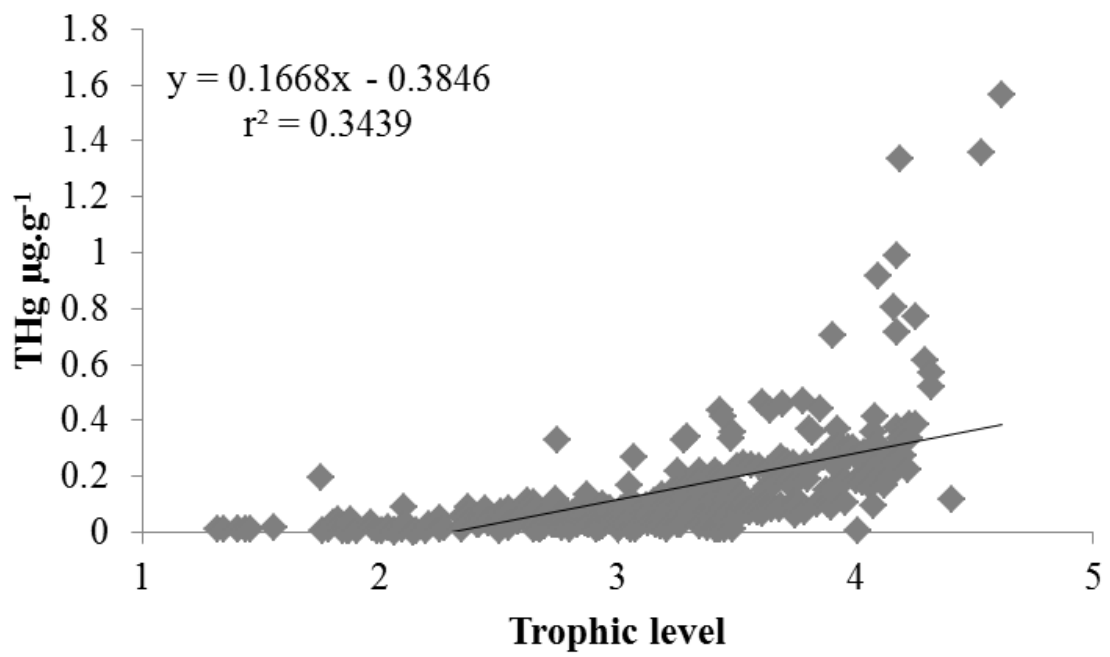
697



698

699 **Figure 1**

700

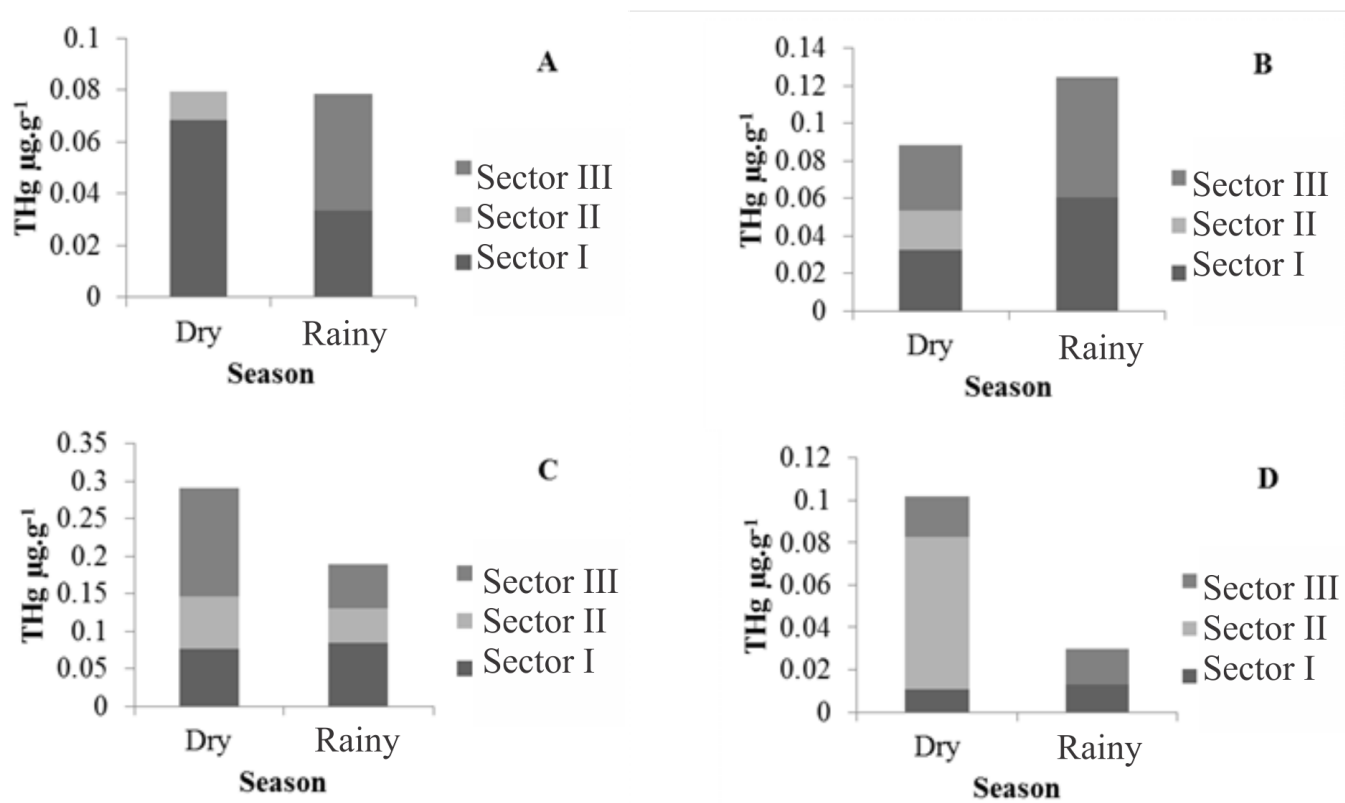


701

702 Figure 2

703

704



705

706 Figure

**ANEXO I**

**BIOMAGNIFICAÇÃO E VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MERCURIO  
EM PEIXES DO RIO XINGU, AMAZÔNIA, BRASIL**

**- ESPÉCIES ALVO –**

**BELÉM**

**2016**

**ANOSTOMIDAE**



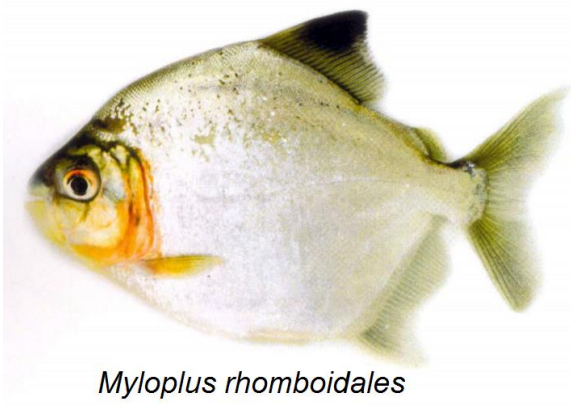
*Hypomasticus julii*

**AUCHENIPTERIDAE**

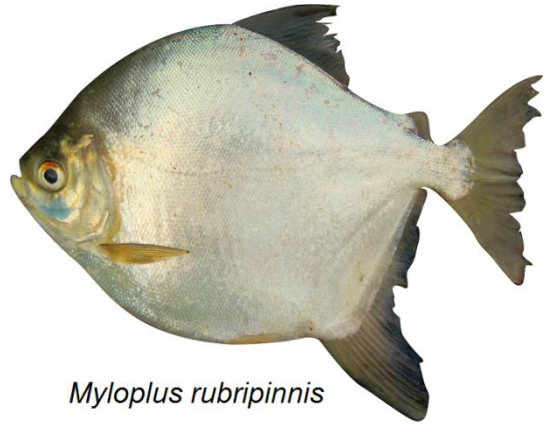


*Tocantinsia piresi*

CHARACIDAE



*Myloplus rhomboidales*



*Myloplus rubripinnis*



*Serrasalmus manuelei*



*Serrasalmus rhombeus*



*Tometes kranponhan*



**CICHLIDAE**



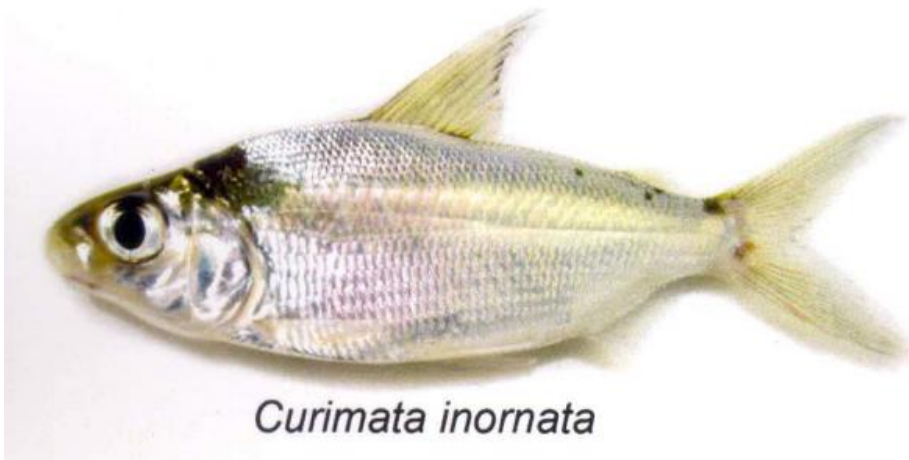
*Geophagus altifrons*

**CTENOLUCIDAE**



*Boulengerella cuvieri*

**CURIMATIDAE**



*Curimata inornata*

**DORADIDAE**



*Hassar gabiru*

**HEMIODONTIDAE**



*Bivibranchia velox*



*Hemiodus unimaculatus*

**LORICARIDAE**



*Baryancistrus xanthellus*

**PIMELODIDAE**



*Phractocephalus hemiliopterus*



*Pimelodus blochii*

**POTAMOTRYGONIDAE**



*Potamotrygon leopoldi*

**PROCHILODONTIDAE**



*Semaprochilodus brama*

**SCIAENIDAE**



*Pachyurus junki*