

**BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO EM ESPÉCIES ÍCTICAS NA PORÇÃO  
INFERIOR DO RIO PARAÍBA DO SUL**

**LUCAS SILVA AZEVEDO**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO – UENF**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ**

**JUNHO - 2016**

**BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO EM ESPÉCIES ÍCTICAS NA PORÇÃO  
INFERIOR DO RIO PARAÍBA DO SUL**

**LUCAS SILVA AZEVEDO**

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

**ORIENTADORA:** Prof<sup>a</sup>. Dra. Cristina Maria Magalhães de Souza

**CO-ORIENTADORA:** Prof<sup>a</sup>.Dra. Cristiane dos Santos Vergílio

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ**

**JUNHO – 2016**

FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do Centro de Biociências e Biotecnologia  
da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

643 / 2016

Azevedo, Lucas Silva

Bioacumulação de mercúrio em espécies ícticas na porção inferior do rio Paraíba do Sul / Lucas Silva Azevedo. -- Campos dos Goytacazes, 2016.

xiii, 35 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia de Ecossistemas

Orientador: Souza, Cristina Maria Magalhães de

Bibliografia: f. 20-25

1. Hg 2. Bioacumulação 3. Peixes 4. Rio Paraíba do Sul  
I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro II. Título  
577.27  
A994b


**BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO EM ESPÉCIES ÍCTICAS NA PORÇÃO  
INFERIOR DO RIO PARAÍBA DO SUL**

**LUCAS SILVA AZEVEDO**


Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de mestre em Ecologia e Recursos Naturais.


Aprovada em: 22/06/16

Comissão examinadora:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Wanderley Rodrigues Bastos (Dr. em Biofísica) – UNIR

  
\_\_\_\_\_  
Prof.<sup>a</sup> Marina Satika Suzuki (Dr.<sup>a</sup> em Biociências e Biotecnologia) – UENF

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Marcelo Gomes de Almeida (Dr. em Biociências e Biotecnologia) – UENF

  
\_\_\_\_\_  
Dra Cristiane dos Santos Vergilio (Dra em Biociências e Biotecnologia) –UFES

  
\_\_\_\_\_  
Prof.<sup>a</sup> Cristina Maria Magalhães de Souza (Dr.<sup>a</sup> em Biofísica) - UENF

Dedico à memória de Sebastião José da Silva Azevedo e  
Manuel Jesus Alfonsin Castro

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a todos os meus parentes, em especial minha mãe Maria Olga, meu irmão Pedro e minhas tias Waldéia e Adma, que me deram todo o tipo de suporte para que eu pudesse chegar ao fim dessa caminhada.

Agradeço a minha namorada Julia Gazzoni Jardim pela amizade, atenção e carinho que tem me dedicado desde o momento que nos conhecemos.

Agradeço a Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Cristina Maria Magalhães de Souza por ter me dado à oportunidade de participar de sua equipe de trabalho e por me ajudar a refinar o meu pensamento crítico sobre questões relativas a ciência e a vida.

Agradeço a Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Cristiane dos Santos Vergílio, pela co-orientação, pelas excelentes contribuições que foram essenciais durante o desenvolvimento deste estudo.

Agradeço aos amigos de laboratório Inácio, Annaliza, Dayana, Clara Ayume e Adélia por dividirem comigo boas risadas e por me ajudarem a compreender conceitos biogeoquímicos, estatísticos e ecológicos importantes.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais (UENF) pelas determinações químicas.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

## SUMÁRIO

<b>Lista de Abreviações.....</b>	<b>VIII</b>
<b>Lista de Tabelas.....</b>	<b>IX</b>
<b>Lista de Figuras.....</b>	<b>X</b>
<b>Resumo.....</b>	<b>XI</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>XII</b>
<b>Este Estudo.....</b>	<b>XIII</b>
<b>1. Introdução Geral.....</b>	<b>1</b>
1.1 O Ciclo do Mercúrio.....	1
1.2 Bioacumulação de Hg em Peixes.....	3
1.2.1 Organotropismo de Hg em Peixes.....	4
1.3 O rio Paraíba do Sul.....	6
<b>“Bioacumulação de Mercúrio em Espécies Ícticas na Porção Inferior do rio Paraíba do Sul”.....</b>	<b>9</b>
<b>1. Resumo.....</b>	<b>10</b>
<b>2. Introdução.....</b>	<b>10</b>
<b>3. Material e Métodos.....</b>	<b>11</b>
3.1 Áreas de Estudo.....	11
3.2 Coletas.....	12
3.2.1 Coletas – Peixe.....	12
3.2.2 Coletas – Matrizes Abióticas.....	12
3.3 Análise Química.....	13
3.3.1 Peixes.....	13
3.3.2 Matrizes Abióticas.....	13
3.4 Índice Hepatosomático.....	13
3.5 Fator de Bioconcentração e Bioacumulação.....	13
3.6 Análise Estatística.....	14
<b>4. Resultados e Discussão.....</b>	<b>14</b>
4.1 Organotropismo do Hg <sub>T</sub> .....	14
4.2 Influência do Hábito Alimentar.....	17
4.3 Influência das Variáveis Biométricas.....	17
4.4 Influência das Matrizes Abióticas.....	19
<b>5. Conclusão.....</b>	<b>20</b>
<b>6. Agradecimentos.....</b>	<b>20</b>
<b>7. Referências Bibliográficas.....</b>	<b>20</b>
<b>8. Considerações Finais.....</b>	<b>26</b>
<b>9. Referências Bibliográficas.....</b>	<b>27</b>

## LISTA DE ABREVIações

***P.lateristriga*** – *Pimelodela lateristriga*

***P.fur*** – *Pimelodus fur*

***P.adspersus*** – *Pachyurus adspersus*

**MPS** – Material particulado em suspensão

**FBA** – Fator de Bioacumulação

**RPS** – rio Paraíba do Sul

**SSP** – São Sebastião do Paraíba

**SFI** – São Fidélis

**ITA** – Itaocara

**RDR** – rio Dois Rios

**RPO** – rio Pomba

**TEL** –

**PEL** –

**r** – Coeficiente de correlação

**p** – Probabilidade da hipótese nula ( $H_0$ ) de um teste estatístico

**P.u.** – Peso úmido

**LCA** – Laboratório de Ciências Ambientais

**CBB** – Centro de Biotecnologia e Biotecnologia

**UENF** – Universidade Estadual do Norte Fluminense

**UFRJ** – Universidade Federal do Rio de Janeiro

**LREPF** – Laboratório de Radioisótopos Eduardo Pena Franca



## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Dados biométricos, ecologia e concentração de Hg ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ , base úmida) das espécies consideradas.....	<b>16</b>
<b>Tabela 2</b> – Média e desvio padrão do FBC e FBA.....	<b>19</b>
<b>Tabela 3</b> – Parâmetros físico-químicos e concentração de $\text{Hg}_T$ no MPS ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e sedimento ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ).....	<b>19</b>

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1** – Ciclo do Hg em ecossistemas aquáticos..... 2

### Artigo

**Figura 1** – Porção inferior da bacia de drenagem do rio Paraíba do Sul e pontos de amostragem: SSP - S 21044'54,7"/ W 42020'32,7", ITA - S 21038'04"/ W 42002'01,9" e SFI - S 210 38'04,9"/ W 41045'41,2"; RPO - S 21034'51,6"/ W 42008'25,1"; RDR - S 21044'14,6"/ W 410055'55,1"..... 12

**Figura 2** – Razão entre tecidos; Fígado/Músculo (F/M, I); Músculo/Brânquias (M/B, II); Fígado/Brânquias (F/B, III). Dados transformados em logaritmo natural (ln)..... 15

**Figura 3** - Correlação entre o IHS e  $Hg_{Total}$  no fígado ( $mg.Kg^{-1}$ ) de *P.fur*..... 17

**Figura 4** – Correlação entre a concentração de  $Hg_{Total}$  no fígado ( $mg.Kg^{-1}$ ) e o peso total (g)..... 18

**Figura 5** – Correlação entre a concentração de  $Hg_{Total}$  no fígado ( $mg.Kg^{-1}$ ) e comprimento (cm) em *P.lateristriga* e *P.adspersus*..... 18

## RESUMO

O curso inferior do rio Paraíba do Sul é um dos principais receptores dos resíduos sólidos e esgotos produzidos pelas cidades do norte do Estado do Rio de Janeiro. Em decorrência de atividades pretéritas de mineração e uso de agroquímicos ricos em mercúrio, a biota fluvial da bacia de drenagem do rio Paraíba do Sul encontra-se exposta a este poluente. O presente estudo avaliou a bioacumulação do mercúrio total em tecidos (músculo, fígado e brânquias) de três espécies de mesmo nível trófico e de dois hábitos alimentares distintos (carnívoros invertívoros: *Pimelodus fur* e *Pachyurus adspersus*; onívoro: *Pimelodella lateristriga*) e sua relação com a coluna d'água (MPS e sedimento). As coletas foram realizadas em três pontos no rio Paraíba do Sul (São Sebastião do Paraíba, Itaocara e São Fidélis) e dois em seus afluentes, sendo um deles no rio Pomba e outro no rio Dois Rios junto a estrutura do "Projeto Piabanha". Amostras de água (5L em cada ponto) e peixes (30 exemplares de cada espécie) foram coletadas em maio e julho de 2014 e de sedimento em outubro de 2013. O fígado acumulou de 2 a 6 vezes mais mercúrio do que o músculo e de 8 a 12 vezes mais do que as brânquias. O tecido muscular acumulou de 3 a 6 vezes mais mercúrio do que o tecido branquial. Os teores do metal no músculo e no fígado das 3 espécies sugeriram uma possível influência do conteúdo de  $Hg_{Total}$  do sedimento nas presas de *Pimelodella lateristriga* e *Pimelodus fur*. Correlações significativas foram observadas entre as variáveis biométricas e as concentração de mercúrio no músculo de *Pimelodus fur* ( $r= 0,38$ ,  $p<0,05$ ) e fígado de *Pachyurus adspersus* e *Pimelodella lateristriga* ( $r= 0,47$ ,  $p<0,05$  e  $r= 0,49$ ,  $p<0,05$ ). O índice hepatossomático apresentou correlação negativa com os teores de mercúrio no fígado de *Pimelodus fur* ( $r= - 0,47$ ,  $p<0,01$ ). O fator de bioconcentração indicou elevados índices de acumulação nos tecidos de todas as espécies. A análise do fator de bioacumulação reiterou a atividade do sedimento como um compartimento acumulador do metal.

**Palavras-chave:** Hg, bioacumulação, peixes e rio Paraíba do Sul

## ABSTRACT

The low Paraíba do Sul river is one of the biggest receptors of solid wastes and sewers produced by cities in the north of Rio de Janeiro state. In result of past mining activity and use of pesticides rich in mercury (Hg), the fluvial biota of the catchment is exposed to this pollutant. This study evaluated the total mercury bioaccumulation in tissues (muscle, liver and gills) of three fish species from the same trophic level and 2 distinct feeding habit (carnivorous invertivore : *Pimelodus fur* e *Pachyurus adspersus*; omnivorous: *Pimelodella lateristriga*) and your relationship with the water column (SPM and sediment). The samples was obtained in 3 points in Paraíba do Sul river (São Sebastião do Paraíba, Itaocara e São Fidélis); 1 in Pomba river (Baltazar); and 1 in Dois Rios river (Guarani), with “Piabanha Project” support. Water samples (5L) and fish samples (30 specimens of the each specie) was collected in May and July 2014 and sediment in October 2013. The liver has accumulated Mercury in a range of 2-6 times more than the muscle and 8-12 times more than the gills. The muscle tissue has accumulated 3-6 times more mercury than the gills. The metal concentration in the muscular and hepatic tissues of the three species suggested one plausible influence of the sediment mercury content in *Pimelodella lateristriga* and *Pimelodus fur* preys. Significant correlation was observed between biometric variables and mercury concentration in *Pimelodus fur* muscle ( $r= 0,38$ ,  $p<0,05$ ) and *Pachyurus adspersus* and *Pimelodella lateristriga* liver ( $r= 0,47$ ,  $p<0,05$  e  $r= 0,49$ ,  $p<0,05$ ). The hepatossomatic index showed a negative correlation with mercury concentration in *Pimelodus fur* liver ( $r= - 0,47$ ,  $p<0,01$ ). The bioconcentration factor showed high levels of metal concentration in all tissues of the 3 species. The analysis of the bioaccumulation factor reinforced the sediment as the principal accumulator compartment.

**Keywords:** Bioaccumulation, fish, Hg, Paraíba do Sul river.

## **ESTE ESTUDO**

### **OBJETIVO GERAL**

O presente estudo avaliou a bioacumulação do Hg<sub>Total</sub> em tecidos (músculo, fígado e brânquias) de três espécies de mesmo nível trófico e de 2 hábitos alimentares distintos (carnívoros invertívoros: *Pimelodus fur* e *Pachyurus adspersus*; onívoro: *Pimelodella lateristriga*) na porção inferior do rio Paraíba do Sul.

Essa dissertação é composta de (1) uma introdução geral, onde é abordado o tema da contaminação por Hg em peixe e (2) um capítulo, sob a forma de artigo científico que contém os resultados desse trabalho.

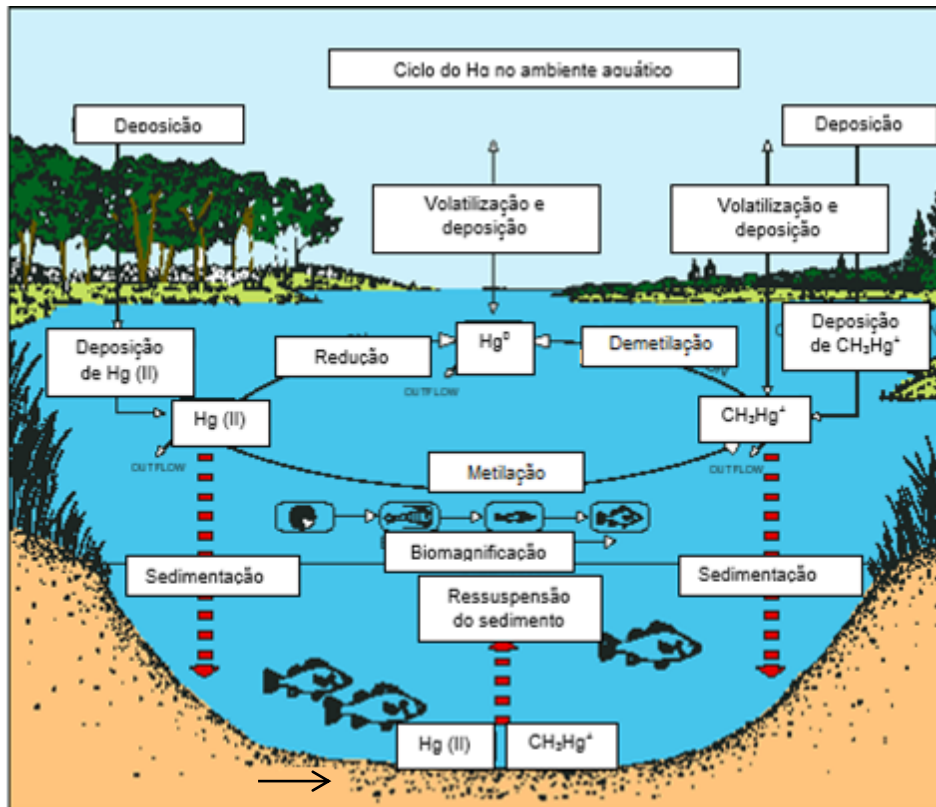
## 1. Introdução Geral

As ações antrópicas aumentaram consideravelmente as emissões de mercúrio (Hg) nos últimos séculos (Streets *et al.*, 2011), resultando em um incremento das concentrações do elemento em vários ecossistemas. A elevada toxicidade do Hg (Boening, 2000) desse metal faz com que ele seja considerado um dos poluentes mais perigosos para a biota e para os seres humanos. O processo de bioacumulação do Hg aumenta as chances de efeitos tóxicos manifestarem-se e a biomagnificação amplifica as concentrações do mesmo ao longo de toda a teia trófica, potencializando o risco de surgirem danos em várias escalas (celulares, sub-celulares, etc), inclusive com casos de óbitos já documentados (Museu Municipal da Doença de Minamata, 1994). Sendo assim, o estudo da bioacumulação do Hg é um tema relevante para a conservação da diversidade biológica e para a saúde dos seres humanos.

### 1.1 O Ciclo do Mercúrio

O ciclo biogeoquímico do Hg é complexo e amplamente estudado, uma vez que esse elemento é capaz de transitar entre diferentes ecossistemas sob diferentes formas químicas (Figura 1).

Algumas espécies químicas de Hg são mais representativas em um determinado ecossistema, o que possibilita sua diferenciação em termos de mobilidade e reatividade. Na atmosfera grande parte do Hg encontra-se na forma metálica ( $\text{Hg}^0$ ). Sob essa forma, embora a sua reatividade seja reduzida, o metal pode ser transportado por longas distâncias (Streets *et al.*, 2011). Sob a forma oxidada ( $\text{Hg}^{2+}$ ) ocorre a precipitação por meio dos processos de deposição seca e úmida. A deposição seca ocorre continuamente, exceto nos períodos de chuva, que em latitudes médias representam apenas 2 a 5% de um período anual (CETEM, 2008). O Hg contido em cinzas produzidas por queimadas é também considerado uma forma de deposição seca. Em climas tropicais, entretanto, a deposição úmida pode contribuir com uma fração significativa da deposição total.



**Figura 1.** Ciclo do Hg em ecossistemas aquáticos (Modificado de Watras e Huckabee, 1994).

No ambiente aquático, o Hg transita entre a fase dissolvida na coluna d'água, o material particulado em suspensão (MPS) e o sedimento. Na fase dissolvida, tem uma grande afinidade e estabilidade com cloretos, podendo também formar complexos com outros íons, dependendo das condições físico-químicas e disponibilidade de ligantes. A matéria orgânica (carbono orgânico dissolvido e/ou ácidos húmicos) é uma matriz importante que tem alta afinidade com o Hg, formando complexos solúveis com o metal. Ambientes lênticos com alta produtividade primária favorecem a exposição do Hg à biota, dado a elevada concentração de matéria orgânica na água (Meili *et al.*, 1991).

O MPS é responsável por grande parte do transporte de metais no ambiente fluvial. As concentrações de Hg nesse compartimento são relativamente altas e variam consideravelmente tanto do ponto de vista espacial quanto temporal. As elevadas concentrações de Hg no MPS caracterizam esse compartimento como uma fonte representativa para a biota aquática.

O compartimento sedimentar, caracterizado pela presença de diferentes frações geoquímicas (óxidos, carbonatos, matéria orgânica, sulfetos, silicatos), tem a capacidade tanto de integrar quanto de liberar elementos para a coluna

d'água, atuando por vezes como reservatórios e outras vezes como fonte (Lice, 2006). Eventos meteorológicos podem acarretar a ressuspensão do sedimento, o que resulta no fracionamento do Hg entre as fases dissolvida e particulada da coluna d'água (Knoppers *et al.*, 1999).

### 1.2 Bioacumulação de Hg em Peixes

O Hg é um metal capaz de se associar a maior parte dos seres vivos que compõem a biota dos sistemas aquáticos, desde fitoplânctons (Pickhardt e Fisher, 2007) a seres invertebrados (Raftopoulou e Dimiatri, 2011) e vertebrados (Ciesielski *et al.*, 2009). Dentre os organismos que compõem esta biota, os peixes merecem destaque devido a sua função de transportar energia dos níveis inferiores da teia trófica para os níveis superiores (Pereira *et al.*, 2013); por ocuparem, em geral, os níveis mais elevados da cadeia trófica (Hao *et al.*, 2013) e por serem considerados as principais matrizes para avaliar o grau de exposição de um ambiente a elementos tóxicos (Van der Oost *et al.*, 2003). Além disso, por constituírem-se em uma das principais fontes de proteína animal para a população humana, tornam-se relevantes em estudos do impacto ambiental por Hg. Estudos indicam que o tecido muscular dos peixes é capaz de bioconcentrar o Hg da coluna d'água em fatores de  $10^4$  a  $10^7$ , (Nevado *et al.*, 2011; Cossa *et al.*, 2012), o que indica um alto fator de risco, considerando, principalmente, que 80 a 95% do Hg acumulado encontra-se na forma orgânica de metilmercúrio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) (Bloom, 1992; Redmayne *et al.*, 2000; Kehrig *et al.*, 2008).

O  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  é conhecido por ser a forma mais tóxica do Hg para a biota e para os seres humanos (Amlund *et al.*, 2007; Raimundo *et al.*, 2014). Devido a sua elevada lipossolubilidade e a sua alta afinidade ao grupamento sulfidríla das proteínas (Corsolini *et al.*, 2014) a excreção do  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  é muito lenta, porém, com uma alta variabilidade entre espécies (variando de 130 a 1030 dias) (Trudel e Rasmussen, 1997) resultando na bioacumulação e na biomagnificação do elemento (Kidd *et al.*, 2012; Polack-Juszczak, 2012; Ordiano-Flores *et al.*, 2012). Os danos provocados pela acumulação deste elemento a biota em geral envolvem redução no crescimento (Friedmann *et al.*, 1996), alterações diversas induzidas por espécies reativas de oxigênio (Zaman



e Pardini, 1996), lesões histológicas nos rins e fígado (Ralduá *et al.*, 2007) e diminuição no sucesso reprodutivo, ao afetar o desenvolvimento das gônadas (Weiner *et al.*, 2003). Em relação aos seres humanos a exposição aguda ao metilmercúrio pode provocar dano gastrointestinal severo, falhas na atividade renal e colapso cardiovascular (WHO, 2010). A exposição a longo prazo pode resultar em tremores, distúrbios mentais e gengivite (WHO, 2010).

Incidentes graves com seres humanos envolvendo o consumo de peixes expostos ao  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  ocorreram no passado. O caso mais conhecido é o da Doença de Minamata, na cidade de Minamata no Japão, em meados de 1950, onde foram confirmados 2264 casos da doença pelo governo japonês, que levou a 1408 óbitos (Museu Municipal da Doença de Minamata, 1994).

Considerando o risco elevado da exposição a este elemento, agências internacionais, como a Organização Mundial de Saúde, têm publicado guias para prevenir e limitar o consumo de certas espécies, estabelecendo um limite de  $0,5 \text{ mg.Kg}^{-1}$  de Hg em peixes não predadores e  $1,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em peixes predadores (FAO/WHO, 2003).

Nessa perspectiva é relevante a elucidação dos teores de Hg em tecidos de peixes, tendo em vista a ampla gama de efeitos adversos provocados nas espécies expostas e o potencial de transferência da contaminação para as populações humanas.

### 1.2.1 Organotropismo de Hg em peixes

Os peixes podem absorver o Hg por meio do consumo de suas presas (Jaeger *et al.*, 2009) e pelas brânquias (Evans *et al.*, 2005). Mas diversas características podem influenciar na acumulação do Hg nos organismos expostos, como o nível trófico ocupado pela espécie; o hábito alimentar (Storelli e Marcotrigiano, 2005; Ciesielski *et al.*, 2009; Lavoie *et al.*, 2010); o comprimento e o peso da espécie em questão (McClain *et al.*, 2006); a concentração do elemento em matrizes abióticas (sedimento e MPS) (Yi *et al.*, 2011); parâmetros limnológicos, como pH, condutividade e concentração de nutrientes (Allen-Gil *et al.*, 1995). Além disso, a fisiologia e a anatomia dos tecidos também influenciam as concentrações elevadas de Hg (Storelli *et al.*, 2006).

O tecido hepático é o mais recomendado para avaliar o nível de poluição de um corpo d'água, devido às altas concentrações de Hg que podem ser detectadas no mesmo (Barone *et al.*, 2013). Por outro lado, o músculo possui uma relação estreita com a população humana, uma vez que este tecido é amplamente consumido em função de seu alto valor nutricional. As brânquias constituem a interface tecido-coluna d'água, permanecendo em contato direto com a mesma, resultando numa sensibilidade maior a presença de contaminantes no corpo d'água (Bervoets *et al.*, 2003).

As características fisiológicas e anatômicas do fígado favorecem a acumulação do metal. O volume de sangue recebido, sua composição lipídica e sua intensa atividade metabólica fazem com que este órgão seja um dos maiores acumuladores de Hg (Medeiros *et al.*, 2008; Squadrone *et al.*, 2013). Além disso, estudos indicam que as metalotioneínas (proteínas citosólicas que atuam na destoxificação de metais essenciais e não-essenciais) (Amiard *et al.*, 2006) contribuem para que este tecido acumule o Hg e outros metais em proporções mais elevadas do que o músculo e as brânquias (Ploetz *et al.*, 2007; Uysal *et al.*, 2009). Os danos que podem ser provocados pela exposição ao Hg envolvem alterações histopatológicas como lesões hepáticas e alterações na forma do núcleo dos hepatócitos (Mela *et al.*, 2007). Considerando sua função vital para o organismo na metabolização e destoxificação de compostos, os efeitos tóxicos que porventura se manifestem no tecido hepático representam um grande risco para a sobrevivência do indivíduo.

Os teores de Hg no tecido muscular estão entre os mais elevados, em comparação com outros tecidos como brânquias e cérebro (Mieiro *et al.*, 2011), entretanto, em comparação com o fígado e os rins, a concentração do metal tende a ser menor. O monitoramento das concentrações de Hg neste tecido está relacionado, principalmente, com a segurança das populações humanas que consomem o pescado oriundo de ecossistemas continentais e marinhos. Além disso, os danos produzidos por concentrações elevadas do metal no músculo envolvem a redução da atividade de enzimas importantes, como a acetilcolinesterase, prejudicando a locomoção dos organismos expostos (Garcia, *et al.*, 2000), e conseqüentemente, de sua capacidade em obter recursos alimentares ou de escapar de predadores.

As brânquias são órgãos que participam ativamente dos processos de trocas gasosas, osmorregulação, balanço de ácido-base e excreção de nitrogênio (Evans *et al.*, 2005; Hassaninezhad *et al.*, 2014). A sua grande área de superfície e a pequena distância de difusão entre a água e o sangue faz com que este tecido seja o primeiro a ter contato com poluentes presentes no sistema aquático. As células branquiais respondem com rapidez a presença de elementos tóxicos a fim de evitar danos teciduais (Fernandes *et al.*, 2013). Respostas defensivas compreendem a fusão lamelar e a hiperplasia das células branquiais, em uma tentativa de evitar que qualquer poluente alcance a corrente sanguínea e seja distribuído para outros órgãos (Cerqueira e Fernandes, 2002). Paradoxalmente, esta resposta defensiva pode resultar na diminuição da área de superfície para a respiração, no incremento da distância de difusão entre água-sangue e, conseqüentemente, no comprometimento do processo respiratório dos organismos afetados (Cerqueira e Fernandes, 2002).

Teores menores de Hg são observados no tecido branquial em comparação com os tecidos muscular e hepático. Essa diferença advém principalmente da relação estreita das brânquias com a coluna d'água, que se torna evidente quando sua função no organismo é considerada, comparativamente ao músculo e ao fígado, cuja acumulação de Hg é mais fortemente influenciada pela dieta. Sendo assim, quanto maior for o nível trófico ocupado pela espécie, maior será a diferença entre as concentrações observadas nos tecidos hepático e muscular em comparação com o tecido branquial (Farkas *et al.*, 2000).

### 1.3 O rio Paraíba do Sul

O rio Paraíba do Sul (RPS) percorre uma extensão de mais de 1.100 km, calculado a partir da nascente do rio Paraitinga. Os principais afluentes são os rios Pomba (300 km de extensão), Muriaé (250 km de extensão), Piabanha (80 km de extensão) e Dois Rios (35 km de extensão).

A bacia de drenagem do RPS ocupa aproximadamente 62.074 Km<sup>2</sup> abrangendo três estados brasileiros altamente urbanizados, Rio de Janeiro (26,851 Km<sup>2</sup>), São Paulo (14,510 Km<sup>2</sup>) e Minas Gerais (20,713 Km<sup>2</sup>) (AGEVAP, 2011) (Figura 2). Nessa área uma população de cerca de 6,7 milhões de

pessoas (IBGE, 2010) vive em seu entorno distribuídas entre 184 municípios (88 em Minas Gerais, 57 no Rio de Janeiro e 39 em São Paulo).

O RPS apresenta características físicas distintas em alguns de seus trechos, o que permite que ele seja dividido em quatro partes (AGEVAP, 2011):

- Curso superior: Apresenta uma extensão de 317 Km (da nascente até a cidade de Guararema, SP) e uma área de drenagem de 5.200 Km<sup>2</sup>, correspondendo a 9,4% do total do rio.
- Curso médio superior: Sua extensão é de aproximadamente 208 km (da cidade de Guararema, SP, até o município de Cachoeira Paulista, SP) e uma superfície de drenagem de 6.670 m<sup>2</sup>, equivalendo a 12,12% do total.
- Curso médio inferior: o maior trecho do rio, com aproximadamente 480 Km (situado entre Cachoeira Paulista, SP e São Fidélis, RJ) e uma área de drenagem de 33.663 Km<sup>2</sup>, representando 61,20% do total.
- Curso inferior: possui 95 km de extensão (da cidade de São Fidélis até a sua foz em São João da Barra, RJ). A área de drenagem é de 9.960 Km<sup>2</sup>. No curso inferior do rio encontra-se a cidade de Campos dos Goytacazes (483.970 habitantes) (IBGE, 2015), um dos maiores polos atrativos da região.

Estudos realizados anteriormente indicam que a utilização de fungicidas organomercuriais no início da década de 80 visando o controle de pragas da cana-de-açúcar representa uma das principais fontes de Hg para a bacia do rio Paraíba do Sul (Câmara, 1990). No estudo realizado por Câmara (1990) foram detectadas concentrações de Hg 25 vezes acima do nível permitido no sangue dos trabalhadores rurais que cultivavam cana-de-açúcar. A Portaria 006 de 1980 da Secretaria de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde proibiu a utilização dos fungicidas organomercuriais em abril de 1980, após a intoxicação dos trabalhadores.

Além do uso de agroquímicos, o extrativismo artesanal do ouro aluvionar, iniciado em 1986 constituiu-se em uma fonte considerável de Hg para os ecossistemas aquáticos, principalmente em áreas onde o nível de base da região é baixo (Veiga, 2010). O início do garimpo ocorreu em um dos afluentes do RPS, o rio Muriaé. Em 1987, a extração do ouro avançou para o leito

principal do RPS, para o rio Pomba e para o rio Carangola (Lima, 1990). Embora a produção anual de ouro estimada tenha sido baixa (20-50 kg), estudos indicam que 150-300 Kg de Hg foram liberados no RPS e que as concentrações do mesmo no sedimento fluvial foram até 11 vezes maiores do que em áreas controle (aproximadamente  $50 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) (Lacerda *et al.*, 1993).

Em função desse histórico, estudos foram conduzidos no curso inferior visando avaliar desde a qualidade do pescado para consumo (Toniato, 2003; Araújo *et al.*, 2010) até estimativas do aporte continental do Hg para as áreas costeiras adjacentes (Almeida e Souza, 2008; Viana, 2013). Essas fontes difusas, embora proibidas, somadas ao tempo de residência do Hg em compartimentos abióticos e bióticos, leva a uma necessidade de monitorar a circulação do metal no meio, seja com o objetivo de utilizar a água do rio como um recurso natural, seja pelo consumo de espécies ícticas.

**ARTIGO**

**Bioacumulação de Mercúrio em Espécies Ícticas na Porção  
Inferior do rio Paraíba do Sul**

## 1. RESUMO

O presente estudo avaliou a bioacumulação do mercúrio total em tecidos (músculo, fígado e brânquias) de três espécies de mesmo nível trófico e de dois hábitos alimentares distintos (carnívoros invertívoros: *Pimelodus fur* e *Pachyurus adspersus*; onívoro: *Pimelodella lateristriga*) e sua relação com a coluna d'água (material particulado em suspensão e sedimento). As coletas foram realizadas em cinco pontos da bacia do rio Paraíba do Sul, um dos principais rios da região sudeste do Brasil: três pontos no rio Paraíba do Sul propriamente dito (São Sebastião do Paraíba, Itaocara e São Fidélis) e dois em seus afluentes, sendo um deles no rio Pomba e outro no rio Dois Rios, junto a estrutura do "Projeto Piabanha". Amostras de água (5 L em cada ponto) e peixes (30 exemplares de cada espécie) foram coletadas em maio e julho de 2014 e de sedimento de fundo em outubro de 2013. As amostras de peixe e material particulado e suspensão foram liofilizadas e analisadas no QuickTrace – CETAC (limite de detecção  $1,0 \text{ ng.g}^{-1}$ ) e o sedimento por espectrometria AA (limite de detecção  $0,5 \text{ ng.g}^{-1}$ ). Os teores de Hg nos tecidos das três espécies seguiram a mesma ordem: fígado>músculo>brânquias. O fígado acumulou de 2 a 6 vezes mais mercúrio do que o músculo e de 8 a 12 vezes mais do que as brânquias. O tecido muscular acumulou de 3 a 6 vezes mais mercúrio do que o tecido branquial. Os teores do metal no músculo e no fígado das 3 espécies sugeriram uma possível influência do conteúdo de  $\text{Hg}_{\text{Total}}$  do sedimento nas presas de *Pimelodella lateristriga* e *Pimelodus fur*. Correlações significativas foram observadas entre as variáveis biométricas e as concentração de mercúrio no músculo de *Pimelodus fur* ( $r=0,38$ ,  $p<0,05$ ) e fígado de *Pachyurus adspersus* e *Pimelodella lateristriga* ( $r=0,47$ ,  $p<0,05$  e  $r=0,49$ ,  $p<0,05$ ). O índice hepatossomático apresentou correlação negativa com os teores de mercúrio no fígado de *Pimelodus fur* ( $r=-0,47$ ,  $p<0,01$ ). O fator de bioconcentração indicou elevados índices de acumulação nos tecidos de todas as espécies. A análise do fator de bioacumulação reiterou a atividade do sedimento como um compartimento acumulador do metal.

**Palavras-chave:** Hg, peixes, bioacumulação.

## 2. Introdução

O mercúrio (Hg) é um poluente global que apresenta toxicidade e capacidade de biomagnificação elevadas (Storelli e Marcotrigiano, 2005; Polak-Juszczak, 2012; Ordiano-Flores *et al.*, 2012; Corsolini *et al.*, 2014). Oriundo de fontes naturais e/ou antropogênicas este metal pode ser encontrado em ecossistemas terrestres, aquáticos e na atmosfera (Streets *et al.*, 2011).

Em ecossistemas aquáticos, o Hg transita entre matrizes abióticas como o material particulado em suspensão e o sedimento, no qual processos de ressuspensão mediados por fatores físicos e biológicos podem remobilizar o Hg acumulado nesta matriz para a coluna d'água (Chen *et al.*, 2008; Beldowska *et al.*, 2016). Em decorrência dessa dinâmica, organismos pelágicos e demersais são susceptíveis a exposição a esse elemento.

A dieta é o mecanismo dominante de absorção do Hg em espécies ícticas (Hall *et al.*, 1997). Em proporções menores à dieta, a absorção através das brânquias constitui-se em uma via de acumulação secundária desse metal para os peixes (Jaeger *et al.*, 2009).

A bioacumulação do Hg envolve um balanço entre a retenção do metal e a depuração, sendo fortemente influenciada pelas características intrínsecas de cada tecido. As razões existentes entre os teores do metal nos tecidos e nos compartimentos da coluna d'água ressaltam o potencial de acumulação do Hg e caracterizam os peixes como agentes biológicos eficientes na transferência do poluente pela cadeia trófica. Tanto o fator de bioconcentração (FBC) quanto o de bioacumulação (FBA) são ferramentas apropriadas para evidenciar essa relação (Kwok *et al.*, 2013; Pollman e Axelrad, 2014).

A retenção do metal em peixes pode resultar em efeitos tóxicos adversos como a perda de equilíbrio, de postura, de redução no desempenho da atividade de natação (Garcia *et al.*, 2000; Berntssen *et al.*, 2003) e da capacidade do organismo de predação e de escapar da predação. Além disso, lesões hepáticas e redução da área de superfície de contato das lamelas branquiais são efeitos já observados (Mela *et al.*, 2007; Fernandes *et al.*, 2013).

Estudos foram conduzidos na porção inferior do rio Paraíba do Sul com o intuito de avaliar a exposição ao Hg no pescado da região (Araújo *et al.*, 2010; Rocha *et al.*, 2015). Porém, de uma forma geral, estudos sobre o organotropismo do metal em peixes restringiram-se a abordagens

toxicológicas (Jesus *et al.*, 2011), o que deixa uma lacuna sobre o entendimento desses processos *in vivo* e os fatores relacionados.

O presente estudo visa avaliar a bioacumulação do Hg<sub>T</sub> em tecidos (músculo, fígado e brânquias) de três espécies de mesmo nível trófico e hábitos alimentares distintos (carnívoros invertívoros: *Pimelodus fur* e *Pachyurus adspersus*; onívoro; *Pimelodella lateristriga*) na porção inferior do rio Paraíba do Sul. Espera-se que as diferenças entre os hábitos alimentares e os parâmetros biométricos sejam as principais variáveis condicionantes das concentrações de Hg no músculo, fígado e brânquias nas espécies consideradas.

### 3. Material e Métodos

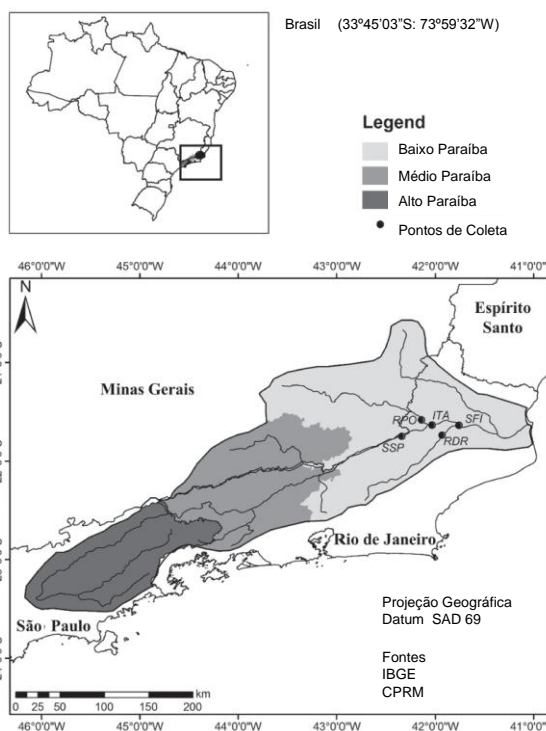
#### 3.1 Área de Estudo

O rio Paraíba do Sul (RPS) é formado pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna na Serra da Bocaina (MG), e percorre aproximadamente 1.100 km até desaguar na região Norte do Estado do Rio de Janeiro, no município de São João da Barra (CEIVAP, 2011). A bacia de drenagem do RPS (62.074 km<sup>2</sup>) abastece três estados altamente urbanizados, Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais e possui uma população de 6,7 milhões de pessoas (IBGE, 2010) vivendo em seu entorno. A sua descarga máxima atinge 4.384 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> na estação chuvosa (dezembro a fevereiro), enquanto a descarga mínima ocorre na estação seca (junho a agosto) com 181 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (ANA, 2006). Atividade pretéritas envolvendo o uso de fungicidas organomercuriais em plantações de cana-



de-açúcar e a extração do ouro aluvionar, ambos na década de 80, constituíram-se nas principais fontes antropogênicas de Hg para o Baixo Paraíba (Câmara, 1990; Lima, 1990).

A área de estudo localiza-se na região noroeste da bacia do RPS. Cinco pontos de coleta foram considerados: 1. São Sebastião do Paraíba (SSP) 2. Itaocara (ITA) 3. São Fidélis (SFI) 4. Baltazar (RPO) 5. Guarani (RDR). Esses 2 últimos pontos estão situados nas sub-bacias dos rios Pomba e rio Dois Rios, ambos afluentes do RPS (Figura 1).



**Figura 1.** Porção inferior da bacia de drenagem do rio Paraíba do Sul e pontos de amostragem. (Adaptado de Rocha *et al.*, 2015).

### 3.2 Coletas

#### 3.2.1 Peixes

Um total de noventa exemplares adultos de três espécies (N=30 para cada

espécie) de peixe representativas de dois grupos de hábitos alimentares distintos (carnívoros invertívoros: *Pimelodus fur* e *Pachyurus adspersus*; onívoro: *Pimelodella lateristriga*) foram coletados nos meses de maio e julho de 2014, com o apoio do *Projeto Piabanha* (autorização do Ministério do Meio Ambiente, nº36260-2). Os tamanhos das malhas das redes de coleta foram: 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 60 e 70 mm. Os exemplares foram identificados de acordo com os locais de coleta, por meio das análises biométricas (comprimento total, comprimento padrão e peso total), além da determinação do sexo por visualização macroscópica das gônadas (Vazzoler, 1996). Os tecidos muscular, hepático e branquial foram separados e liofilizados (peso seco- p.s.) para análise química.

#### 3.2.2 Matrizes Abióticas

Cinco litros de água foram coletados em frascos de polietileno de cada ponto amostral nos meses de maio e julho de 2014, período indicativo de baixo índice pluviométrico. O material particulado em suspensão (MPS) foi obtido através da saturação de filtros GF/F de 0,7 µm e φ47 mm e em seguida liofilizados (L108, LIOTOP). As variáveis limnológicas como temperatura (Thermo Scientific Orion 3 STAR); pH, condutividade, saturação de O<sub>2</sub> (Thermo Scientific Orion STAR A221) e transparência (disco de Secchi) foram mensuradas em campo em cada um dos pontos de coleta.

Amostras de sedimento dos cinco pontos foram coletadas no mês de outubro de 2013, considerando-se os 10cm

superficiais. O sedimento foi peneirado na fração <63µm, liofilizado e macerado em moinho de bolas.

### 3.3 Análise Química

#### 3.3.1 Peixe

A digestão química para determinação de Hg<sub>Total</sub> nos tecidos muscular (0,1g p.s.), hepático (0,01g p.s.) e branquial (0,1g p.s.) consistiu em cinco etapas: 1- 1 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% e 3 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 97%:HNO<sub>3</sub> 65% (1:1) 2- bloco digestor a 60°C até solubilização total da amostra; 3- 5 mL de KMnO<sub>4</sub> 5%; 4- titulação com HONH<sub>3</sub>Cl + NaCl a 12%; 5- filtração em Whatman 40 e aferição a 20 mL com H<sub>2</sub>O Milli-Q (adaptado de Bastos *et al.*, 1998). A detecção de Hg<sub>Total</sub> foi realizada pelo Quick Trace M-7500 da CETAC com limite de 1,0 ng.g<sup>-1</sup>. A exatidão do método foi avaliada pelo material certificado de referência (DORM-2), com percentual de recuperação entre 80,6 e 91,9 %. A precisão do método foi avaliada através de triplicatas a cada 80 amostras (coeficiente de variação <12%).

#### 3.3.2 Matrizes Abióticas

A digestão da matriz sedimentar (0,5 g p.s.) e dos filtros com o MPS (amostras compostas com dois filtros por área) consistiu de 5 etapas: 1- 2 mL de H<sub>2</sub>O Milli-Q e 8 mL de 3HCl:1HNO<sub>3</sub>; 2- bloco digestor a 60°C por duas horas; 3- 5 mL de H<sub>2</sub>O Milli-Q e 10 mL de KMnO<sub>4</sub> a 5% após resfriamento; 4- bloco digestor 60°C durante trinta minutos; e 5- filtração em papel Whatman 40 e aferição a 50 mL com água Milli-Q (Bastos *et al.*, 1998). O Hg<sub>Total</sub> no MPS foi quantificado pelo Quick Trace

(M-7500 da CETAC-VARIAN com limite de detecção de 0,05 ng.L<sup>-1</sup>) e no sedimento pelo Mercury Analyses System (FIMS-400, com limite de detecção de 0,5 ng.g<sup>-1</sup>). A matriz sedimentar foi digerida em triplicata e o coeficiente de variação analítico entre as réplicas foi <10%. A exatidão do método foi avaliada através de material certificado IAEA-405, com taxa de recuperação de 93,8%.

#### 3.4 Índice Hepatosomático

O índice hepatossomático (IHS) foi calculado de acordo com Wotton *et al.* (1978):

$$\text{IHS} = \frac{\text{Peso do fígado (g)} * 100}{\text{Peso total do peixe (g)}}$$

#### 3.5 Fatores de Bioconcentração e de Bioacumulação

O FBC foi calculado como a razão entre o teor de Hg<sub>Total</sub> no tecido (Hg<sub>tecido</sub>) expresso em mg.kg<sup>-1</sup> de peso úmido e o teor de Hg<sub>Total</sub> no MPS (Hg<sub>MPS</sub>) expresso em mg.L<sup>-1</sup> (Lau *et al.*, 1998).

$$\text{FBC} = \frac{\text{Hg}_{\text{tecido}}}{\text{Hg}_{\text{MPS}}}$$

O FBA foi calculado como a razão entre o teor de Hg<sub>Total</sub> no tecido (mg.kg<sup>-1</sup>, peso úmido) e o nível de Hg<sub>Total</sub> no sedimento (Hg<sub>sedimento</sub>, mg.kg<sup>-1</sup>, peso úmido).

$$\text{FBA} = \frac{\text{Hg}_{\text{tecido}}}{\text{Hg}_{\text{Sedimento}}}$$

### 3.6 Análise Estatística

A normalidade dos dados foi testada utilizando-se o teste de Shapiro-Wilk. Para atender as premissas da ANOVA os dados foram transformados a partir de uma função de verossimilhança máxima (Box Cox). As diferenças entre as concentrações de Hg<sub>Total</sub>, em cada um dos tecidos, foram avaliadas por meio de uma ANOVA, seguidos pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). A correlação de Pearson ( $p < 0,05$ ) foi utilizada para correlacionar as concentrações de Hg<sub>Total</sub> com dados biométricos e com o IHS. Todos os testes estatísticos foram feitos no programa Rstudio (versão 3.2.2).

## 4. Resultados e Discussão

### 4.1 Organotropismo do Hg<sub>Total</sub>

A bioacumulação de um poluente nos tecidos de uma espécie depende de fatores como: (1) A afinidade do poluente ao tecido; (2) o hábito alimentar e o nível trófico; (3) o sexo; (4) a concentração do elemento no ambiente.

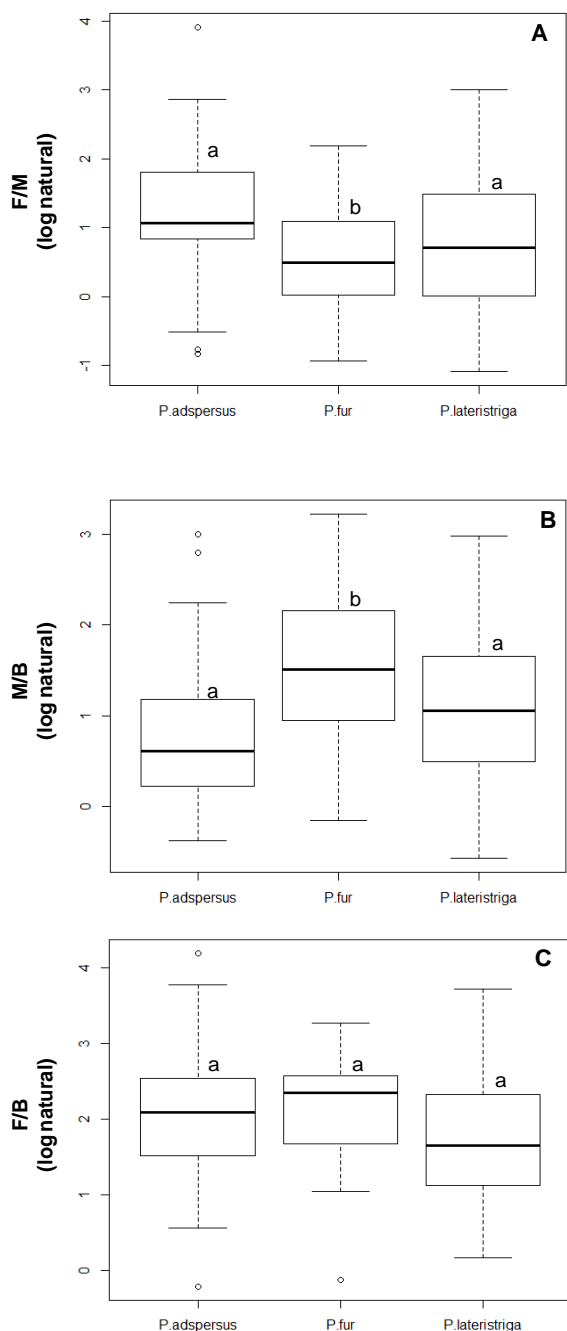
Não houve diferenças estatísticas significativas entre machos e fêmeas relativamente ao conjunto de dados biométricos e a concentração de Hg<sub>Total</sub> nos tecidos das espécies consideradas ( $p > 0,05$ ) (Tabela 1). Em função disso as amostras de cada espécie (N= 30 exemplares) foram tratadas como um conjunto homogêneo.

As concentrações de Hg<sub>Total</sub> nos tecidos (Tabela 1) das três espécies seguiram a ordem: fígado>músculo>brânquias ( $p < 0,05$ ), já observada por outros autores (Gonzalez *et al.*, 2005; Halvelková *et al.*,

2008; Vieira *et al.*, 2011; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015). Os teores do metal não diferiram nos tecidos hepático e branquial entre as três espécies ( $p > 0,05$ ) enquanto que no músculo de *P.fur* foram observadas as maiores concentrações de Hg<sub>Total</sub> ( $p < 0,05$ ). Teores mais elevados no fígado e no músculo são esperados, pois a constituição predominantemente lipídica destes tecidos facilita a acumulação de poluentes lipofílicos como o Hg (Mcintyre e Beauchamp, 2007). O volume de sangue recebido e a capacidade de induzir a formação de proteínas da família das metalotioneínas também podem favorecer a bioacumulação do Hg (Amiard *et al.*, 2006; Bebianno *et al.*, 2007; Mieirol *et al.*, 2010; Nakayama *et al.*, 2010).

As razões de concentrações entre tecidos são ferramentas importantes para avaliar o potencial de bioacumulação do Hg (Reginé *et al.*, 2006). As razões fígado/músculo (F/M) e fígado/brânquias (F/B) ressaltaram a atividade acumuladora do fígado evidenciando um acúmulo de Hg<sub>Total</sub> de 2 a 6 vezes maior do que o tecido muscular e de 8 a 12 vezes maior do que as brânquias (Figura 2).

A razão F/M para a espécie *P.fur* foi menor ( $p < 0,05$ ) comparativamente as outras espécies (Figura 2. A), enquanto o valor da razão M/B foi o mais elevado, diferindo estatisticamente de *P.lateristriga* (Figura 2. B). A razão F/B foi estatisticamente igual para todas as espécies ( $p > 0,05$ ) (Figura 2. C). As espécies *P.fur* e *P.adspersus*, têm peso e comprimento estatisticamente iguais ( $p > 0,05$ ), mas razões F/M distintas ( $p < 0,05$ ). O potencial de acumulação do fígado é determinado, possivelmente, por



**Figura 2.** Razão entre tecidos (N= 30 para cada espécie); Fígado/Músculo (F/M, **A**); Músculo/Brânquias (M/B, **B**); Fígado/Brânquias (F/B, **C**). Dados transformados em logaritmo natural (ln).

características intrínsecas ao tecido e ao organismo. O índice hepatossomático (IHS) é um indicador que viabiliza a

caracterização do estado do fígado, das reservas de energia e da saúde do indivíduo (Van der Oost *et al.*, 2003). Uma correlação negativa significativa ( $r = -0,47$ ) foi observada entre as concentrações de  $Hg_{Total}$  no fígado de *P. fur* e o IHS (Figura 3). Este resultado está em concordância com os de Larose *et al.*, (2008) que observaram uma correlação negativa ( $r^2 = 0,33$ ) entre o IHS e os teores de Hg no fígado de peixes de lagos boreais no Canadá. A redução no IHS ocorre em função da atrofia do fígado que é resultado da peroxidação lipídica decorrente de concentrações elevadas de metais pesados como o Hg (Elia *et al.*, 2003).

O tecido muscular acumulou de 3 a 6 vezes mais do que o tecido branquial (Figura 2. B). Os processos de excreção de  $Hg_{Total}$  no tecido muscular são mais limitados em relação ao tecido branquial, que é reconhecido por regular ativamente as concentrações de elementos tóxicos (Fernandes *et al.*, 2013). A espécie química do Hg predominante no músculo é o  $CH_3Hg^+$  (80 – 95%, Bloom, 1992; Redmayne *et al.*, 2000; Kehrig *et al.*, 2008) e este liga-se fortemente a sulfidrilas das proteínas, dificultando a sua excreção (Eisler *et al.*, 2006).

**Tabela 1.** Dados Biométricos, Ecologia e Concentração de Hg<sub>T</sub> (mg.Kg<sup>-1</sup>, p.u.) das espécies consideradas.

Espécie	H.A.	H	NT	N	CT (cm)	CP (cm)	PT (g)	IHS	Músculo-Hg <sub>T</sub>	Fígado-Hg <sub>T</sub>	Brânquias-Hg <sub>T</sub>
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Média)	O	D	3,6	30	16,48 ± 1,74 <sup>A</sup>	13,21 ± 1,81 <sup>A</sup>	30,09 ± 11,93 <sup>A</sup>	0,861 ± 0,500 <sup>A</sup>	0,085 ± 0,054 <sup>cC</sup>	0,189 ± 0,106 <sup>dC</sup>	0,032 ± 0,021 <sup>eC</sup>
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Intervalo)					12,4 - 20,0	9,8 - 17,7	14,8 - 71,7	0,330 - 2,720	0,015-0,207	0,032 - 0,4683	0,003 - 0,099
Fêmea (média)				26	16,68 ± 1,64 <sup>*</sup>	13,28 ± 1,63 <sup>*</sup>	30,47 ± 12,53 <sup>*</sup>	-	0,085 ± 0,057 <sup>*</sup>	0,184 ± 0,101 <sup>*</sup>	0,032 ± 0,022 <sup>*</sup>
Macho (média)				4	16,23 ± 1,25 <sup>*</sup>	13,83 ± 2,74 <sup>*</sup>	30,56 ± 6,7 <sup>*</sup>	-	0,082 ± 0,027 <sup>*</sup>	0,273 ± 0,129 <sup>*</sup>	0,036 ± 0,024 <sup>*</sup>
<i>Pachyurus adspersus</i> (Média)	CI	BP	3,5	30	19,51 ± 2,81 <sup>B</sup>	16,07 ± 2,28 <sup>B</sup>	57,87 ± 29,0 <sup>B</sup>	0,106 ± 0,060 <sup>B</sup>	0,061 ± 0,042 <sup>cC</sup>	0,211 ± 0,130 <sup>dC</sup>	0,025 ± 0,015 <sup>eC</sup>
<i>Pachyurus adspersus</i> (Intervalo)					15,3 - 25,7	12 - 21,5	25,62 - 161,38	0,007 - 0,264	0,007 - 0,164	0,020 - 0,458	0,001 - 0,06
Fêmea (média)				5	20,04 ± 2,55 <sup>*</sup>	16,62 ± 2,15 <sup>*</sup>	73,06 ± 52,21 <sup>*</sup>	-	0,055 ± 0,027 <sup>*</sup>	0,133 ± 0,102 <sup>*</sup>	0,024 ± 0,011 <sup>*</sup>
Macho (média)				25	19,40 ± 2,90 <sup>*</sup>	15,96 ± 2,33 <sup>*</sup>	55,14 ± 20,89 <sup>*</sup>	-	0,062 ± 0,046 <sup>*</sup>	0,235 ± 0,128 <sup>*</sup>	0,026 ± 0,017 <sup>*</sup>
<i>Pimelodus fur</i> (Média)	CI	BP	3,3	30	19,76 ± 3,89 <sup>B</sup>	15,77 ± 3,07 <sup>B</sup>	75,65 ± 45,63 <sup>B</sup>	0,509 ± 0,214 <sup>C</sup>	0,144 ± 0,076 <sup>cD</sup>	0,249 ± 0,128 <sup>dC</sup>	0,030 ± 0,016 <sup>eC</sup>
<i>Pimelodus fur</i> (Intervalo)					13,4 - 27,5	10,9 - 21,7	21,14 - 206,2	0,124 - 0,992	0,062 - 0,351	0,065 - 0,637	0,009 - 0,076
Fêmea (média)				26	20,09 ± 3,89 <sup>*</sup>	16,00 ± 3,11 <sup>*</sup>	78,83 ± 46,45 <sup>*</sup>	-	0,150 ± 0,078 <sup>*</sup>	0,244 ± 0,109 <sup>*</sup>	0,028 ± 0,015 <sup>*</sup>
Macho (média)				4	16,03 ± 2,19 <sup>*</sup>	13,03 ± 1,28 <sup>*</sup>	35,87 ± 5,90 <sup>*</sup>	-	0,121 ± 0,054 <sup>*</sup>	0,328 ± 0,277 <sup>*</sup>	0,046 ± 0,027 <sup>*</sup>

HA: Hábito Alimentar; CI: Carnívoro Invertívoro; O: Onívoro

H: Hábitat - BP: Bentopelágico; D: Demersal

NT: Nível Trófico (Fishbase, acessado em: 2015)

CT: Comprimento Total

CP: Comprimento Padrão

PT: Peso Total

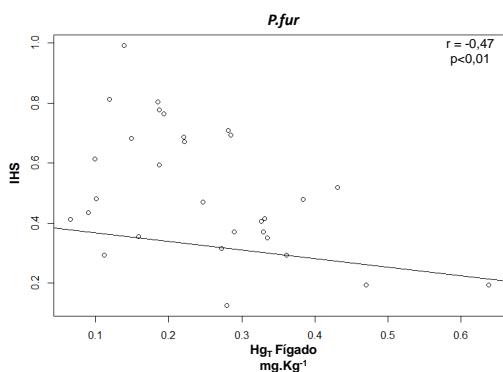
IHS: Índice Hepatossomático

Letras minúsculas (A e B) correspondem a diferenças estatísticas entre espécies nos dados biométricos.

Letras minúsculas (c, d e) correspondem a diferença estatística entre tecidos de uma espécie.

Letras maiúsculas (C e D) correspondem a diferenças estatísticas entre espécies

\* Corresponde a comparação entre sexos.



**Figura 3.** Correlação entre o IHS e Hg<sub>T</sub>Total no fígado (mg.Kg<sup>-1</sup>) de *P.fur*.

#### 4.2 Influência do Hábito Alimentar

As concentrações de Hg<sub>T</sub>Total nos três tecidos não diferiram entre *P.adspersus* (carnívoro) e *P.lateristriga* (onívoro), contrariando o pressuposto que espécies carnívoras apresentam teores mais elevados do metal no fígado e no músculo (Endo *et al.*, 2009) (Tabela 1).

Estes resultados possivelmente estão relacionados aos teores de Hg<sub>T</sub>Total no compartimento sedimentar em comparação ao MPS que influenciam as presas de *P.lateristriga*, uma vez que o sedimento é considerado como uma fonte representativa de metais para a biota aquática (De Jonge *et al.*, 2008). Os itens alimentares de *P.fur* (carnívoro) também são influenciados pelo sedimento o que justifica os maiores teores do metal em relação a *P.adspersus*. Embora *P.fur* seja classificado como bentopelágico, em sistemas aquáticos rasos incursões para o fundo em busca de alimentos não são incomuns (Rocha *et al.*, 2015). O consumo de presas é um dos principais fatores que influenciam as concentrações de Hg<sub>T</sub>Total presentes em tecidos como o músculo e o fígado, uma vez que, as concentrações

deste metal nos predadores derivam, em grande parte, das concentrações de Hg<sub>T</sub>Total nos itens alimentares (Ward *et al.*, 2010). Este pressuposto foi testado por Ward *et al.* (2010) cujo modelo evidenciou que 59% da concentração de Hg<sub>T</sub>Total no músculo de *Salmo solar* poderia ser explicada pela concentração do metal nas suas presas.

A estratégia de forrageamento de espécies de níveis tróficos iguais é um aspecto relevante para explicar variações nas concentrações de Hg<sub>T</sub>Total nos tecidos muscular e hepático observada por outros autores em diferentes ambientes. Kasper *et al.* (2009) sugeriram a influência do sedimento nos teores de Hg<sub>T</sub>Total no fígado de peixes detritívoros no Reservatório do Vigário, RJ; Hosseini *et al.* (2013) quantificaram valores mais elevados do metal no músculo e no fígado do peixe bentônico *Epinephelus diacanthus* em relação ao bentopelágico *Chanos chanos* no rio Arvand, Irã; Rocha *et al.* (2015) observaram concentrações mais elevadas entre onívoros demersais comparativamente aos pelágicos, na porção inferior do rio Paraíba do Sul.

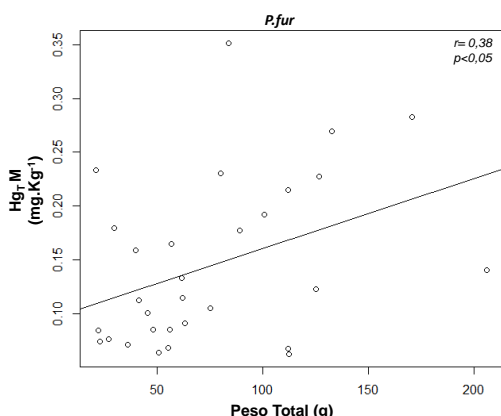
#### 4.3 Influência das Variáveis Biométricas

As espécies carnívoras não diferiram em relação ao PT, CP e CT ( $p > 0,05$ ) (Tabela 1), ao contrário da espécie onívora, menor e mais leve.

De uma maneira geral os níveis de Hg<sub>T</sub>Total no fígado e no músculo foram correlacionadas positivamente com o PT, CT e CP para todas as espécies.

Uma correlação positiva e significativa ( $p < 0,05$ ) foi observada apenas entre o PT e

a concentração de  $Hg_{Total}$  no músculo de *P.fur* ( $r=0,38$ ,  $p<0,05$ ) (Figura 4).



**Figura 4.** Correlação entre a concentração de  $Hg_{Total}$  no músculo de *P.fur* ( $mg.Kg^{-1}$ ) e o peso total (g).

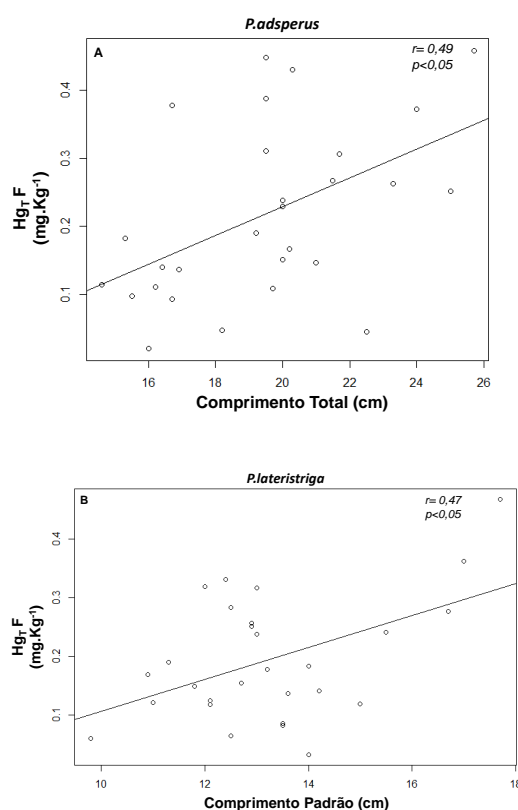
Correlações positivas e significativas foram obtidas entre a concentração de  $Hg_{Total}$  no fígado e o comprimento total (*P.adspersus*  $r= 0,49$ ,  $p<0,05$ ) e  $Hg_{Total}$  no fígado e o comprimento padrão (*P.lateristriga*  $r= 0,47$ ,  $p<0,05$ ) (Figura 5).

A correlação esquematizada na figura 5 evidenciou uma relação mais forte entre o aumento das concentrações de  $Hg_{Total}$  no fígado e o comprimento das espécies, em comparação com a correlação entre  $Hg_{Total}$  no músculo e o peso total (figura 4).

Relações entre os teores de  $Hg_{Total}$  no músculo e fígado e as variáveis biométricas são esperadas uma vez que a acumulação do metal nestes tecidos segue, em geral, um padrão proporcional ao tamanho e ao peso do indivíduo (Peterson e Sicke, 2007; Storelli *et al.*, 2007; Quiu *et al.*, 2011; Carrasco *et al.*, 2011; Polak-Juszczak 2012; Maceda-Veiga *et al.*, 2012; Burger *et al.*, 2013).

A substituição por presas com teores de  $Hg_{Total}$  maiores a medida que as espécies crescem e envelhecem é um dos

fatores que possibilita a observação deste tipo de correlação no músculo e no fígado (Trudel e Rasmussen, 2006). Contudo, indivíduos que consomem, preferencialmente, itens alimentares com menores teores de  $Hg_{Total}$  podem inviabilizar a observação dessas correlações. Outros fatores como um crescimento acelerado e um potencial de depuração elevado contribuem para uma bioacumulação desproporcional ao comprimento e ao peso (Ward *et al.*, 2010).



**Figura 5.** Correlação entre a concentração de  $Hg_{Total}$  no fígado ( $mg.Kg^{-1}$ ) e comprimento (cm) em *P.adspersus* (A) e *P.lateristriga* (B).

Correlações significativas não foram observadas entre as variáveis biométricas e a concentração de  $Hg_{Total}$  nas brânquias em nenhuma das três espécies. Esses resultados estão de acordo com os obtidos

por Ceccatto *et al.* (2015) em um estudo com duas espécies (*Crenicichla lepidota* e *Pygocentrus nattereri*) na região do Pantanal, Brasil. Esses dados possibilitam inferir que as brânquias são pouco influenciadas por fatores como a dieta e o crescimento, reforçando o pressuposto que o potencial de acumulação desse tecido depende de fatores intrínsecos e/ou dos teores do metal no ambiente.

#### 4.4 Influência das matrizes abióticas

Considerando a análise do FBA, o mesmo padrão de distribuição de Hg<sub>Total</sub> entre os tecidos foi observado: fígado>músculo>brânquias. Os resultados do FBC identificaram um padrão diferente, apenas em *P.fur* músculo=fígado>brânquias (Tabela 2).

Os resultados do FBC no tecido muscular e hepático das três espécies indicaram uma acumulação em torno de 10<sup>4</sup> a 10<sup>5</sup> a mais do que o Hg<sub>Total</sub> no MPS.

Contudo, esses valores permaneceram em uma ordem de grandeza menor do que as registradas por Ullrich *et al.* (2001). Estes autores observaram concentrações no tecido de peixes predadores (topo de cadeia) um milhão de vezes maiores em relação à água (10<sup>6</sup>). Isto reitera a importância da dieta como mecanismo dominante de absorção de Hg<sub>Total</sub>.

Os valores menores do FBA em comparação com os do FBC ressaltam a atividade do sedimento como um compartimento acumulador de Hg<sub>Total</sub>. Sendo assim, as espécies demersais encontram-se expostas a uma fonte do metal com concentrações de 10<sup>4</sup> a 10<sup>5</sup> vezes maiores do que o MPS (Tabela 3).

A alta variabilidade obtida nestes resultados sugere a ação de diversos fatores que podem influenciar o FBC e o FBA como as características físico-químicas da água, o hábito alimentar dos peixes e o nível trófico (Downs *et al.*, 1998).

Tabela 2. Média e desvio padrão do FBC e FBA

		Músculo	Fígado	Brânquias
<i>P. fur</i>		5,4x10 <sup>5</sup> ± 6,8x10 <sup>5</sup> <sup>A</sup>	7,2x10 <sup>5</sup> ± 7,1x10 <sup>5</sup> <sup>A</sup>	1,1x10 <sup>5</sup> ± 1,3x10 <sup>5</sup> <sup>B</sup>
<i>P. lateristriga</i>	<b>FBC</b>	1,2x10 <sup>5</sup> ± 1,5x10 <sup>5</sup> <sup>A</sup>	3,1x10 <sup>5</sup> ± 6,0x10 <sup>5</sup> <sup>B</sup>	3,5x10 <sup>4</sup> ± 2,5x10 <sup>4</sup> <sup>C</sup>
<i>P. adspersus</i>		7,0x10 <sup>4</sup> ± 8,7x10 <sup>4</sup> <sup>A</sup>	3,0x10 <sup>5</sup> ± 5,8x10 <sup>5</sup> <sup>B</sup>	4,0x10 <sup>4</sup> ± 5,8x10 <sup>4</sup> <sup>C</sup>
<i>P. fur</i>		8,9 ± 4,1 <sup>a</sup>	21,0 ± 11,1 <sup>b</sup>	1,5 ± 0,7 <sup>c</sup>
<i>P. lateristriga</i>	<b>FBA</b>	6,2 ± 2,7 <sup>a</sup>	14,9 ± 6,9 <sup>b</sup>	2,2 ± 1,5 <sup>c</sup>
<i>P. adspersus</i>		3,5 ± 2,1 <sup>a</sup>	18,3 ± 8,3 <sup>b</sup>	1,5 ± 0,7 <sup>c</sup>

\*Letras maiúsculas indicam diferença estatística entre os tecidos (FBC).

\*Letras minúsculas indicam diferença estatística entre os tecidos (FBA).

Tabela 3. Parâmetros físico-químicos e concentração de Hg<sub>Total</sub> no MPS (mg.L<sup>-1</sup>) e sedimento (mg.Kg<sup>-1</sup>, p.u.).

Coordenadas	Temperatura (°C)	pH	Sat. O <sub>2</sub> (%)	Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	Transparência (m)	MPS (Média ± DP)	Sedimento (Média ± DP)
<b>SSP</b> S 21044'54,7" W 42020'32,7"	23 - 25	7,44 - 7,47	104,1 - 106,7	44,4 - 47,5	2,79 - 4,00	1,36x10 <sup>-7</sup> ± 2,03x10 <sup>-8</sup>	0,041 ± 0,004
<b>ITA</b> S 21038'04" W 42002'01,9"	22,2 - 23,8	7,29 - 7,39	95,3 - 95,6	46,8 - 47,6	2,61 - 3,51	1,97x10 <sup>-6</sup> ± 1,36x10 <sup>-6</sup>	0,047 ± 0,001
<b>RPO</b> S 21034'51,6" W 42008'25,1"	24,2 - 26	7,49 - 7,57	103,3 - 106,6	37,9 - 38,2	2,57 - 3,59	1,12x10 <sup>-6</sup> ± 1,38x10 <sup>-6</sup>	0,045 ± 0,005
<b>RDR</b> S 21044'14,6" W 410055'55,1"	20,3 - 22,7	7 - 7,5	96,7 - 97,4	53,7 - 57,7	1,72 - 2,23	1,57x10 <sup>-6</sup> ± 7,67x10 <sup>-7</sup>	0,035 ± 0,002
<b>SFI</b> S 210 38'04,9" W 41045'41,2"	22,3 - 24	7,45 - 7,52	93,9 - 96,6	47,5 - 48,3	2,13 - 2,61	8,69x10 <sup>-7</sup> ± 6,02x10 <sup>-8</sup>	0,062 ± 0,001
<b>TEL</b>							0,147
<b>PEL</b>							0,486

TEL: Threshold Effect Level (mg.Kg<sup>-1</sup>)

PEL: Probable Effect Level (mg.Kg<sup>-1</sup>)



O grau de contaminação química do sedimento, com vistas à proteção da vida aquática, pode ser sintetizado na forma de dois valores limites o Threshold Effect Level (TEL) e o Probable Effect Level (PEL) (MacDonald *et al.*, 1996), relacionados às chances de ocorrerem efeitos deletérios na biota (Tabela 3). A comparação com o TEL e PEL indicaram que o sedimento de todos os pontos se encontram em um intervalo cujas chances de surgirem efeitos adversos na biota são muito baixas. Em contrapartida, a coluna d'água rasa do RPS durante períodos de baixa vazão e baixa pluviosidade apresenta condições favoráveis para a ressuspensão do sedimento mediada por fatores físicos ou biológicos. O processo de ressuspensão do sedimento pode enriquecer as concentrações do Hg<sub>Total</sub> na coluna d'água, expondo a biota bentônica e pelágica a maiores concentrações do poluente.

### 5. Conclusão

Os resultados indicaram uma ordem de concentração e afinidade do Hg<sub>Total</sub> entre os tecidos das três espécies de peixes em questão: fígado>músculo>brânquias. As diferenças entre os hábitos alimentares das espécies de mesmo nível trófico não resultaram em diferenças claras entre os teores do metal nos tecidos muscular e hepático de *P.lateristriga* (onívoro) e *P.adspersus* (carnívoro). O IHS influenciou as concentrações de Hg<sub>Total</sub> no fígado de *P.fur*. As variáveis biométricas relacionaram-se com os teores do metal no músculo de *P.fur* e no fígado de *P.lateristriga* e *P.adspersus*. O

comprimento e o peso não influenciaram as concentrações de Hg<sub>Total</sub> nas brânquias. A análise do FBC indicou uma pequena influência do MPS para a bioconcentração do Hg<sub>Total</sub> nos tecidos. O FBA por sua vez, ressaltou a importância do sedimento como o principal compartimento acumulador do metal.

### 6. Agradecimentos

Os autores agradecem ao apoio do Projeto Piabanha (autorização do Ministério do Meio Ambiente, nº36260-2) na coleta dos peixes; ao Prof Carlos E. V. de Carvalho e Prof Marcos S. M. de B. Salomão (Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro) por terem cedido os dados físico-químicos; ao Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca (LREPF) da Universidade Federal do Rio de Janeiro pelo uso do Mercury Analyses System (FIMS-400). Cristina M M Souza recebeu suporte financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa do RJ (FAPERJ - E-26/111.790/2013).

### 7. Referências Bibliográficas

ANA, Agência Nacional de Águas (2006) Acessado em novembro de 2015.

Amiard JC, Amiard-Triquet C, Barka S, Pellerin J, Rainbow P (2006) Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquat Toxicol*, 76:160–202.

- Araújo BF, Carvalho CEV, Andrade DR, Gomes RS, Souza CT (2010) Distribuição de Mercúrio Total em Tecido Muscular de *Hypostomus affinis* (Steindachner, 1877) e *Hypostomus c.f. luetkini* (Barlenger, 1887) do rio Muriaé, Itaperuna – RJ. J.Braz.Ecotoxicol., 5: 49-54.
- Bastos WR, Malm O, Pfeifer WC, Cleary D (1998) Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. Technical Review.Ciênc Cult., 50:255-260.
- Bebianno MJ, Santos C, Canário J, Gouveia N, Sena-Carvalho D, Vale C (2007) Hg and metallothionein-like proteins in the black scabbardfish *Aphanopus carbo*. Food Chem. Toxicol., 45: 1443–1452.
- Beldowska M, Jedruch A, Zgrundo A, Ziolkowska M, Graca B, Gebka K (2016) The influence of cold season warming on the mercury pool in coastal benthic organisms. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 171: 99-105.
- Bergés-Tiznado ME, Márques-Farías F, Lara-Mendoza RE, Torres-Rojas YE, Galván-Magaña F, Bojórquez-Leyva H, Páez-Osuna F (2015) Mercury and Selenium in Muscle and Target Organs of Scalloped Hammerhead Sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: Dietary Intake, Molar Ratios, Loads, and Human Health Risks. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 69:440-452.
- Berntssen M, Aatland A, Handly R (2003) Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions, and altered behaviour in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. Aquat. Toxicol. 65:55–72.
- Bloom NS (1992) On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49: 1010–1017.
- Burger J, Jeitner C, Donio M, Pittfield T, Gochfeld M (2013) Mercury and selenium levels, and selenium:mercury molar ratios of brain, muscle and other tissues in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from New Jersey, USA. Science of Total Environment, 43: 278-286.
- Câmara VM (1990) O caso de Campos, RJ: Estudo do quadro de morbidade causado pela exposição pregressa dos trabalhadores aps fungicidas mercuriais. In: Riscos e conseqüências do uso do Mercúrio. Hacon S, Lacerda LD, Pfeiffer WC, Carvalho D (eds). FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro, p: 229-246.
- Carrasco L, Barata C, García-Berthou E, Tobias A, Bayona JM, Díez S (2011) Patterns of mercury and methylmercury bioaccumulation in fish species downstream of a long-term mercury-contaminated site in the lower Ebro River (NE Spain). Chemosphere, 84: 1642-1649.
- Ceccatto APS, Testoni MC, Ignácio ARA, Santos-Filho M, Malm O, Díez S (2015)

Mercury distribution in organs of fish species and the associated risk in traditional subsistence villagers of the Pantanal Wetland. *Environmental Geochemistry Health*, 1: 1-10.

CEIVAP, Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul (2011) Relatório de situação: Bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul

Chen C, Amirbahman A, Fisher N, Harding G, Lamborg C, Nacci D, Taylor D (2008) Methylmercury in marine ecosystems: spatial patterns and processes of production, bioaccumulation, and biomagnification. *EcoHealth* 5: 399-408.

Corsolini S, Ancora S, Bianchi N, Mariotti G, Leonzio C, Christiansen JS (2014) Organotropism of persistent organic pollutants and heavy metals in the Greenland shark *Somniosus microcephalus* in NE Greenland. *Marine Pollution Bulletin*, 87: 381-387.

De Jonge M, Van de Vijver B, Blust R, Bervoets L (2008) Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: a comparison of diatoms and macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 407: 615–629.

Downs SG, Macleod CL, Lester JN (1998) Mercury in precipitation and its relation to bioaccumulation in fish: a literature review. *Water Air Soil Pollution*, 108:149–187.

Eisler R (2006) Mercury Hazards to Living Organisms. CRC Press. 312.

Elia AC, Galarini R, Taticchi MI, Dörr AMJ, Mantilacci L (2003) Antioxidant responses and bioaccumulation in *Ictalurus melas* under mercury exposure. *Ecotox. Environ. Saf.*, 55: 162–167.

Endo T, Hisamichi Y, Kimura O, Kotaki Y, Kato Y, Ohta C, Koga N, Haraguchi K (2009) Contamination levels of Mercury in the muscle of female and male spiny dogfishes (*Squalus acanthias*) caught off the coast of Japan. *Chemosphere*, 77: 1333-1337.

Fernandes MN, Paulino MG, Sakuragui MM, Ramos CA, Pereira CDS, Sadauskas-Henrique H (2013) Organochlorines and metals induce changes in the mitochondria-rich cells of fish gills: An integrative field study involving chemical, biochemical and morphological analyses. *Aquatic Toxicology*, 126: 180-190.

Fishbase information 2015. Acessado em dezembro de 2015.

Garcia LM, Castro B, Ribeiro R, Guilhermino L (2000) Characterization of cholinesterase from guppy (*Poecilia reticulata*) muscle and in vitro inhibition by environmental contaminants. *Biomarkers*, 5: 274–284.

Gonzalez P, Dominique P, Massabuau JC, Boudou A, Bourdineaud JP (2005) Comparative effects of dietary methylmercury on Gene Expression in Liver, Skeletal Muscle, and Brain of the

- Zebrafish (*Danio rerio*). *Environ. Sci. Technol.*, 39: 3972-3980.
- Hall BD, Bodaly RA, Fudge RJP, Rudd JWM, Rosenberg DM (1997) Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air, and Soil Pollution*, 100: 13-24.
- Halvelková M, Dusek L, Némethová D, Poleszczuk G, Svobodová Z (2008) Comparison of Mercury Distribution Between Liver and Muscle – A Biomonitoring of Fish from Lightly and Heavily Contaminated Localities. *Sensor*, 8: 4095-4109.
- Hosseini M, Nabavi SMB, Parsa Y (2013) Bioaccumulation of trace mercury in trophic levels of benthic, benthopelagic, pelagic fish species, and sea birds from Arvand river, Iran. *Biol. Trace. Elem. Res.*, 156: 175-180.
- IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) Censo Demográfico de 2010.
- Jaeger I, Hop H, Gabrielsen GW (2009) Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine foodweb in Svalbard. *Science of the Total Environment*, 407: 4744-4751.
- Jesus TB, Almeida PGA, [Vergílio, CS](#), Machado ALS, Carvalho, CEV (2011) Acute Intra-peritoneal Mercury Chloride Contamination and Distribution in Liver, Muscle and Gill of a Neotropical Fish *Hoplias malabaricus* (BLOCK, 1794). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 54: 379-386.
- Kasper D, Palermo EFA, Dias ACMI, Ferreira GL, Leitão RP, Branco CWC, Malm O (2009) Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7:751-759.
- Kehrig HA, Howard BM, Malm O (2008) Methylmercury in a predatory fish (*Cichla* spp.) inhabiting the Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, 154: 68-76.
- Kwok CK, Liang Y, Leung SY, Wang H, Dong YH, Young L, Giesy JP, Wong MH (2013) Biota-sediment accumulation factor (BSAF), bioaccumulation factor (BAF), and contaminant levels in prey fish to indicate the extent of PAHs and OCPs contamination in eggs of waterbirds. *Environmental Science and Pollution Research*, 20: 8425-8434.
- Larose C, Canuel R, Lucotte M, Giulio RT (2008) Toxicological effects of methylmercury on walleye (*Sander vitreus*) and perch (*Perca flavescens*) from lakes of the boreal forest. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 147: 139-149.
- Lau S, Mohammed MA, Yen TC, Su'ut S (1998) Accumulation of heavy metals in fresh water molluscs. *Science of the Total Environment*, 214:113–121.
- Lima ECR (1990) Riscos e consequências do uso do mercúrio: A situação do Rio de Janeiro In: *Riscos e consequências do uso*

do mercúrio. Finep/ CNPQ/MS/ IBAMA, Rio de Janeiro, p. 268-274.

Macdonald DD, Carr RS, Calder FD, Long ER, Ingersoll CG (1996) Development and evaluation sediment quality guidelines for from three rivers in Otago, New Zealand. *Science of the Total Environment*, 262: 37–47.

Reginé MB, Gilles D, Yannick D, Alain B (2006) Mercury Distribution in Fish Organs and Food Regimes: Significant Relationships From Twelve Species Collected in French Guiana (Amazonian Basin). *Science of Total Environment*, 368: 262-270.

Rocha ARM, Di Benedetto APM, Pestana IA, Souza CMM (2015) Isotopic profile and Mercury concentration in fish of the lower portion of the rio Paraíba do Sul watershed, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 13: 723-732.

Streets D, Devane M, Lu Z, Bond T, Sunderland E, Jacob D (2011) All-time releases of mercury to the atmosphere from human activities. *Environ. Sci. Technol.*, 45: 10485–91.

Storelli MM, Marcotrigiano GO (2005) Interspecific variation in total arsenic body concentrations in elasmobranch fish from the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 48:1145–1167.

Storelli MM, Barone G, Piscitelli G, Marcotrigiano GO (2007) Mercury in fish: concentration vs. fish size and estimates of

mercury intake. *Food Addit. Contam.*, 24: 1353-1357.

Trudel M, Rasmussen JB (2006) Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modeling perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:1890-1902.

Ullrich SM, Tanton TW, Abdrashitova SA (2001) Mercury in the aquatic environment—review of factors affecting methylation. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 31:241–293.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2000) Methodology for deriving ambient water quality criteria for the protection of human health. Technical Support Document Volume 1: Risk Assessment. Office of Science and Technology, Office of Water. Washington, DC. EPA-822-B-00-004. October.

Van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NPE (2003) Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 13: 57–149.

Vazzoler, AEAM (1996) *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM.196p.

Vieira JLF, Gomes ALS, Santos JPN, Lima TCD, Freitas Jr JA, Pinheiro MCN (2011) Mercury Distribution in Organs of Two Species of Fish From Amazon Region. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 87: 377-380.

Ward DM, Nislow KH, Chen CY, Folt CL (2010) Rapid, efficient growth reduces mercury concentrations in stream-dwelling Atlantic salmon. Transactions of the American Fisheries Society, 139: 1-10.

Wotton RJ, Evans GW, Mills L (1978) Annual cycle in female 3-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) from an upland and lowland population. Journal of Fish Biology, 12: 331–343.

## 8. Considerações Finais

O estudo da bioacumulação do Hg nas espécies do rio Paraíba do Sul reforça o padrão de acumulação obtido por outros autores (Gonzalez *et al.*, 2005; Halvelková *et al.*, 2008; Vieira *et al.*, 2011; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015). O fator de bioacumulação (tecido/MPS, tecido/sedimento) identificou as espécies como agentes biológicos eficientes em transferir o metal presente na coluna d'água para a cadeia trófica, dessa forma colocando em risco as espécies posicionadas em níveis mais elevados e, conseqüentemente, os seres humanos que venham a consumir esses indivíduos.

Os efeitos tóxicos que possam ocorrer nos tecidos de consumidores primários, como as espécies consideradas neste estudo, podem reduzir suas chances de sobrevivência, comprometendo o equilíbrio das relações tróficas. Além disso, os danos que podem ser provocados por esse metal não se restringem apenas ao indivíduo exposto. A acumulação do Hg nas gônadas dos peixes, por exemplo, pode afetar o sucesso reprodutivo e, conseqüentemente, os indivíduos que ainda serão formados (Weiner *et al.*, 2003). A determinação dos teores do metal nas gônadas, a análise do estado de maturação gonadal e a avaliação histológica de possíveis alterações seriam necessárias para avaliar o impacto da contaminação no neste tecido e no sucesso reprodutivo.

## 9. Referências Bibliográficas

AGEVAP (2011). Relatório Técnico, Bacia do rio Paraíba do Sul, Subsídios as ações de melhoria da gestão. Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul.

Allen-Gil SM, Gilroy DJ, Curtis LR (1995) An ecoregion approach to mercury bioaccumulation by fish in reservoirs. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 28: 61–68.

Almeida MG, Souza CMM (2008) Distribuição Espacial de Mercúrio Total e Elementar e suas interações com o Carbono Orgânico, Área Superficial e Distribuição Granulométrica em Sedimentos Superficiais da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul, Brasil. Geochimica Brasiliensis, 22:140-158.

Amiard JC, Amiard-Triquet C, Barka S, Pellerin J, Rainbow P (2006) Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. Aquat. Toxicol. 76: 160–202.

Amlund H, Lundebye AK, Berntssen MHG (2007) Accumulation and elimination of methylmercury in Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) following dietary exposure. Aquat. Toxicol. 83: 323–330.

Araújo BF, Carvalho CEV, Andrade DR, Gomes RS, Souza CT (2010) Distribuição de Mercúrio Total em Tecido Muscular de *Hypostomus affinis* (Steindachner, 1877) e *Hypostomus c.f. luetkini* (Barlenger, 1887) do rio Muriaé, Itaperuna – RJ. J.Braz.Ecotoxicol., 5: 49-54.

Barone G, Giacomini-Stuffer R, Storelli MM (2013) Comparative study on trace metals accumulation in the liver of two fish species (Torpedinidae): concentration-size relationship. Ecotoxicology and Environmental Safety, 97: 73-77.



Bergés-Tiznado ME, Márques-Farías F, Lara-Mendoza RE, Torres-Rojas YE, Galván-Magaña F, Bojórquez-Leyva H, Páez-Osuna F (2015) Mercury and Selenium in Muscle and Target Organs of Scalloped Hammerhead Sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: Dietary Intake, Molar Ratios, Loads, and Human Health Risks. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 69:440-452.

Bervoets L, Blust R (2003) Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor, *Environ. Pollut.*, 126: 9–19.

Bloom NS (1992) On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49: 1010–1017.

Boening DW (2000) Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, 40: 1335–1351.

Câmara VM (1990) O caso de Campos, RJ: Estudo do quadro de morbidade causado pela exposição pregressa dos trabalhadores aps fungicidas mercuriais. In: Riscos e conseqüências do uso do Mercúrio. Hacon S, Lacerda LD, Pfeiffer WC, Carvalho D (eds). FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro, p: 229-246.

Cerqueira CCC, Fernandes MN (2002). Gill tissue recovery after copper exposure and blood parameter responses in the tropical fish, *Prochilodus scrofa*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 52: 83–91.

Centro de Tecnologia Mineral - CETEM (2008) Avaliação da Potencial Acumulação de Mercúrio em Peixes dos Reservatórios (previstos) de Jirau e de Santo Antônio, rio Madeira, RO. Centro de Tecnologia Mineral, 106 f.

Ciesielski T, Pastukhov MV, Szefer P, Jenssen BM (2009) Bioaccumulation of mercury in the pelagic food chain of the Lake Baikal. *Chemosphere*, 78: 1378-1384.

Cossa D, Harmelin-Vivien M, Mellon-Duval C, Loizeau V, Averty B, Crochet S, Chou L, Cadiou JF (2009). Influence of bioavailability, trophic position, and growth on methylmercury in hakes (*Merluccius merluccius*) from Northwestern Mediterranean and Northeast Atlantic. *Environ. Sci. Technol.*, 46: 4885–93.

Evans DH, Piermarini PM, Choe KP (2005) The multifunctional fish gill: dominant site of gas exchange, osmoregulation, acid-base regulation, and excretion of nitrogenous waste. *Physiol. Rev.*, 85: 97–177.

Farkas A, Salanki J, Varanka I (2000) Heavy metal concentrations in fish of Lake Balaton. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 5: 271–279.

FAO/WHO. (2003). Heavy metals regulations legal notice No. 66/2003.

Fernandes MN, Paulino MG, Sakuragui MM, Ramos CA, Pereira CDS, Sadauskas-Henrique H (2013) Organochlorines and metals induce changes in the mitochondria-rich cells of fish gills: An integrative field study involving chemical, biochemical and morphological analyses. *Aquatic Toxicology*, 126: 180-190.

Friedmann AS, Watzin MC, Brinck-Johnsen T, Leiter JC (1996) Low levels of dietary methylmercury inhibit growth and gonadal development in juvenile walleye (*Stizostedion vitreum*). *Aquat. Toxicol.* 35: 265–278.

Garcia LM, Castro B, Ribeiro R, Guilhermino L (2000) Characterization of cholinesterase from guppy (*Poecilia reticulata*) muscle and in vitro inhibition by environmental contaminants. *Biomarkers*, 5: 274–284.

Gonzalez P, Dominique P, Massabuau JC, Boudou A, Bourdineaud JP (2005) Comparative effects of dietary methylmercury on Gene Expression in Liver, Skeletal Muscle, and Brain of the Zebrafish (*Danio rerio*). *Environ. Sci. Technol.*, 39: 3972-3980.

Hao Y, Chen L, Zhang X, Zhang D, Zhang X, Yu Y, Fu J (2013) Trace elements in fish from Taihu Lake, China: levels, associated risks, and trophic transfers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 90: 89-97.

Hassaninezhad L, Safahieh A, Salamat N, Savari A, Majd NE (2014) Assessment of gill pathological responses in the tropical fish yellowfin seabream of Persian Gulf under mercury exposure. *Toxicology Reports*, 1: 621-628.

Halvelková M, Dusek L, Némethová D, Poleszczuk G, Svobodová Z (2008). Comparison of Mercury Distribution Between Liver and Muscle – A Biomonitoring of Fish from Lightly and Heavily Contaminated Localities. *Sensor*, 8: 4095-4109.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) Censo Demográfico de 2010.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2015) Censo Demográfico de 2015.

Jaeger I, Hop H, Gabrielsen GW (2009) Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine foodweb in Svalbard. *Science of the total Environment*, 407: 4744-4751.

Kehrig HA, Howard BM, Malm O (2008) Methylmercury in a predatory fish (*Cichla* spp.) inhabiting the Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, 154: 68-76

Kidd KA, Muir DCG, Evans MS, Wang X, Whittle M, Swanson HK, Johnston T, Guildford S (2012) Biomagnification of mercury through lake trout (*Salvelinus namaycush*) food webs of lake with different physical, chemical and biological characteristics. *Science of the Total Environment*, 438: 135–43.

Knoppers BA, Bidone ED, Abrão JJ (1999) Environmental geochemistry of coastal lagoon systems of Rio de Janeiro, Brazil. Universidade Federal Fluminense, Niteroi, 210 p, 1999.

Lacerda LD, Carvalho CEV, Rezende CE, Pfeiffer WC (1993) Mercury in sediments from the Paraíba do Sul River Continental Shelf, S.E., Brazil. Marine Pollution Bulletin, 26: 220-222.

Lavoie RA, Hebert CE, Rail JF, Braune BM, Yumvihoze E, Hill LG, Lean DRS (2010) Trophic structure and mercury distribution in a Gulf of St. Lawrence (Canada) food web using stable isotope analysis. Science of the Total Environment, 408: 5529-5539.

Lice F (2006). Capacidade de Liberação de Hidrocarbonetos dos Sedimentos de Áreas Contaminadas do Estuário da Lagoa dos Patos – RS. Programa de Pós Graduação em Oceanografia Física, Química Geológica. Dissertação – FURG. 128p.

Lima ECR (1990) Riscos e consequências do uso do mercúrio: A situação do Rio de Janeiro In: Riscos e consequências do uso do mercúrio. Finep/ CNPQ/MS/ IBAMA, Rio de Janeiro, p. 268-274.

McClain WC, Chumchal MM, Drenner IRW, Newland LW (2006) Mercury concentrations in fish from Lake Meredith, Texas: implications for the issuance of fish consumption advisories. Environmental Monitoring and Assessment, 123: 249–258.

Medeiros RJ, Mársico ET, São Clemente SC, Ferreira MS (2008) Distribuição do metal mercúrio em atum (*Thunnus albacares*) e pescada bicuda (*Cynoscion microlepidotus*) capturados no litoral do Rio de Janeiro, Brasil. Arq. Bras. Med. Vet. Zootec., 60: 656-662.

Mela M, Randi MA, Ventura DF, Carvalho CE, Pelletier E, Oliveira Ribeiro CA (2007) Effects of dietary methylmercury on liver and kidney histology in the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 68: 426–435.

Mieiro CL, Pacheco M, Pereira ME, Duarte AC (2011) Mercury Organotropism in Feral European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 61: 135-143.

Meili M, Iverfeldt A, Hakanson L (1991) Mercury in surface water of Swedish forest lakes – concentrations, speciation, and controlling factors. *Water, Air & Soil Pollution*, 56: 439- 453.

Museu Municipal da Doença de Minamata. Ten things to know about Minamata Disease. 1994.

Nevado JJB, Martín-Doimeadios RCR, Bernardo FJG, Moreno MJ, Ropero MJP, Serrano AM (2011) Mercury Speciation in fish tissues from a Mediterranean river basin: The Tagus river (Central Spain) as a Case Study. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 61: 642-652.

Ordiano-Flores A, Rosílez-Martínez R, Galván-Magãna F (2012) Biomagnification of mercury and its antagonistic interaction with selenium in yellowfin tuna *Thunnus albacares* in the trophic web of Baja California Sur, Mexico. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 86: 182-187.

Pereira P, Raimundo J, Canário J, Almeida A, Pacheco M (2013) Looking at the aquatic contamination through fish eyes – A faithful pictured based on metal burden. *Marine Pollution Bulletin*, 77: 375-379.

Pickhardt P, Fisher N (2007) Accumulation of inorganic and methylmercury by freshwater phytoplankton in two contrasting water bodies. *Environ. Sci. Technol.*, 41: 125–31.

Ploetz DM, Fitts BE, Rice TM (2007) Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (King Mackerel, *Scomberomorus cavalla*

Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA, B. Environ. Contam. Tox., 78: 124–127.

Polack-Juszczak L (2012) Bioaccumulation of mercury in the trophic chain of flatfish from the Baltic Sea. Chemosphere, 89: 585-591.

Raftopoulou EK, Dimiatriis VK (2011) Comparative study of the accumulation and decontamination of Cu (essential metal) and Hg (nonessential metal) in the digestive gland and gills of mussels *Mytilus galloprovincialis*, using analytical and histochemical techniques. Chemosphere, 83: 1155–1165.

Raimundo J, Pereira P, Vale C, Canário J, Gaspar M (2014) Relations between total Mercury, methylmercury and selenium in five tissues of *Sepia officinalis* captured in the south Portuguese coast. Chemosphere, 108: 190-196.

Raldúa D, Díez S, Bayona JM, Barceló D (2007) Mercury levels and liver pathology in feral fish living in the vicinity of a mercury cell chloralkali factory. Chemosphere, 66: 1217–1225.

Redmayne AC, Kim JP, Closs GP, Hunter KA (2000) Methyl mercury bioaccumulation in long-finned eels, *Anguilla dieffenbachii*, from three rivers in Otago, New Zealand. Science of the Total Environment, 262: 37–47.

Squadrone S, Prearo M, Brizio P, Gavinelli S, Pellegrino M, Scanzio T, Guarise S, Benedetto A, Abete AC (2013) Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. Chemosphere, 90: 358-365. Streets D, Devane M, Lu Z, Bond T, Sunderland E, Jacob D (2011) All-time releases of mercury to the atmosphere from human activities. Environ. Sci. Technol., 45: 10485–91.

Storelli MM, Marcotrigiano GO (2005) Interspecific variation in total arsenic body concentrations in elasmobranch fish from the Mediterranean Sea. Mar. Pollut. Bull., 48: 1145–1167.

Storelli MM, Barone G, Storelli A, Marcotrigiano GO (2006) Trace metals in tissues of Mugilids (*Mugil auratus*, *Mugil capito*, and *Mugil labrosus*) from the Mediterranean Sea, B. Environ. Contam. Tox., 77: 43–50.

Toniato, M., 2003. Distribuição de Mercúrio em tecidos muscular e hepático de *hoplias malabaricus*, na Porção Inferior do rio Paraíba do Su, Campos, RJ. 2003. 76 f. Dissertação (Mestrado em Biociências e Biotecnologia) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Fundação Estadual do Norte Fluminense.

Trudel M, Rasmussen JB (1997) Modeling the elimination of mercury by fish. Environ. Sci. Technol. 31: 1716e-722.

Uysal K, Köse E, Bülbül M, Dönmez M, Erdoğan Y, Koyun M, Ömeroğlu Ç, Özmal F (2009) The comparison of heavy metal accumulation ratios of some fish species in Enne Dame Lake (Kütahya/Turkey). Environ. Monit. Assess. 157: 355–362.

Van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NPE (2003) Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environ. Toxicol. Pharmacol., 13: 57–149.

Veiga M (2010) Antioquia, Colombia: the world's most polluted place by mercury: impressions from two field trips. United Nations Industrial Development Organization, Vienna, pp 1–24.

Viana PP (2013) Aporte continental de mercúrio e arsênio em três estuários da costa norte do estado do Rio de Janeiro, sob diferentes impactos antrópicos. Dissertação de mestrado apresentada ao centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 64 f. 2013.

Vieira JLF, Gomes ALS, Santos JPN, Lima TCD, Freitas Jr JA, Pinheiro MCN (2011) Mercury Distribution in Organs of Two Species of Fish From Amazon Region. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 87: 377-380.

Watras CJ, Huckabee JW (1994) Mercury pollution integration and synthesis. CRC Press. 752p.

Weiner JG, Krabbenhoft DP, Scheuhammer AM (2003) Ecotoxicology of mercury. In: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A., Cairns Jr., J. (Eds.), *Handbook of Ecotoxicology*, Second edition. CRC Press, Boca Raton, pp. 409–463.

WHO, World Health Organization (2010). *Mercury in Drinking Water*.

Yi Y, Yang Z, Zhang S (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environ. Pollut.*, 159: 2575–2585.

Zaman K, Pardini RS (1996) An overview of the relationship between oxidative stress and mercury and arsenic. *Toxic. Subst. Mech.*, 15: 151–181.