



Bioacumulação de Mercúrio em Quatro Espécies de Peixes Tropicais Oriundos de Ecossistemas Estuarinos do Estado do Rio de Janeiro, Brasil
Mercury Bioaccumulation In Distinct Tropical Fish Species from Estuarine Ecosystems in Rio de Janeiro State, Brazil

Ana Paula de Castro Rodrigues¹; Rodrigo Guerra Carvalheira¹; Ricardo Gonçalves Cesar^{1,2}; Edison Dausacker Bidone¹; Zuleica Carmen Castilhos² & Nádia Regina Pereira Almosny³

¹ Universidade Federal Fluminense. Instituto de Química, Departamento de Geoquímica Ambiental. Outeiro São João Batista, s/n. Centro, Niterói, Rio de Janeiro – RJ.

² Centro de Tecnologia Mineral, CETEM/MCT. Serviço de Desenvolvimento Sustentável, Laboratório de Ecotoxicologia Aplicada à Indústria Mineral-Metalúrgica. Av. Pedro Calmon, 900. Cidade Universitária, Rio de Janeiro - RJ.

³ Universidade Federal Fluminense. Centro de Ciências Médicas, Departamento de Patologia Clínica Veterinária. Rua Vital Brazil Filho 64, Vital Brazil, Niterói – RJ.

E-mails: tantufaz17@gmail.com; engebio.carvalheira@gmail.com; geo_ricardocesar@yahoo.com.br; ebidone@yahoo.com.br; zcastilhos@cetem.gov.br; almosny@gmail.com

Recebido em: 05/05/2010 Aprovado em: 22/07/2010

Resumo

A bioacumulação de mercúrio foi investigada em quatro espécies de peixes (*Genidens genidens*, *Aspistor luniscutis*, *Haemulon steindachneri* e *Micropogonias furnieri*) oriundos da Baía da Ribeira e Baía de Guanabara (Estado do Rio de Janeiro). Para tanto, foram coletadas 198 e 83 amostras de músculos de peixes da Baía da Ribeira e Baía de Guanabara, respectivamente. O teor de mercúrio nessas amostras foi determinado por absorção atômica, acoplada a um acessório de pirólise. Aspectos biométricos (biomassa e comprimento) dos espécimes coletados foram aferidos para confecção de curvas de bioacumulação. Os teores médios de mercúrio em *G. genidens* revelaram que, comparativamente à Baía da Ribeira, a espécie apresentou níveis maiores de mercúrio na Baía de Guanabara. Na Baía da Ribeira, dentre as espécies estudadas, as maiores concentrações de mercúrio foram encontradas para a espécie *H. steindachneri*, que apresentou teor médio mais próximo ao limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (500 ng/g) para consumo humano. Embora o lançamento de Hg na Baía da Ribeira não seja expressivo, o mercúrio parece estar mais disponível para os peixes comparativamente à Baía de Guanabara, onde os sedimentos atuam como o compartimento ambiental receptor. Qualquer alteração das condições físico-químicas na Baía de Guanabara pode fazer com que o Hg estocado nos sedimentos superficiais seja biodisponibilizado. De modo análogo, caso haja um *input* maior de Hg na Baía da Ribeira, este seria rapidamente assimilado pela biota. As curvas de bioacumulação obtidas neste trabalho podem auxiliar no prognóstico da concentração de mercúrio em músculo dessas espécies de peixes ao longo do tempo somente com os dados biométricos.

Palavras-chave: Baía de Guanabara; Baía da Ribeira; *Genidens genidens*; *Micropogonias furnieri*; *Haemulon steindachneri*

Abstract

Mercury bioaccumulation was investigated in four tropical fish species (*Genidens genidens*, *Aspistor luniscutis*, *Haemulon steindachneri* and *Micropogonias furnieri*) from Ribeira Bay and Guanabara Bay (Rio de Janeiro State, Brazil). The sampling of 198 and 83 specimens was performed in the Ribeira and Guanabara Bays, respectively. Total mercury content in fish muscles was determined by atomic absorption coupled to the thermodesorption technique. Biometry (weight and length) of the sampled specimens was performed in order to prepare bioaccumulation curves. Average concentrations of mercury in *G. genidens* revealed that this species presented higher levels at the Guanabara Bay and lower at the Ribeira Bay. In the Ribeira Bay, the highest average mercury concentration was quantified in *H. steindachneri*, which presented average content closer to the limit established by World Health Organization (500 ng/g) for human consumption. Besides that, at the Ribeira Bay mercury accumulation speed by *G. genidens* and *M. furnieri* was more accelerated than the other species collected in this bay. Although mercury input into Ribeira Bay is not so expressive, mercury seems to be more bioavailable than at the Guanabara Bay, where bottom sediments play an important role in the metals storage. If hydrogeochemical conditions of the Guanabara Bay are modified, mercury in the sediments may become easily bioavailable. Similarly, high inputs of mercury into Ribeira Bay would be easily assimilated by biota. The bioaccumulation curves obtained in this work will help in the prediction of mercury concentration in fish muscles, just using biometric data.

Keywords: Guanabara Bay; Ribeira Bay; *Genidens genidens*; *Micropogonias furnieri*; *Haemulon steindachneri*

1 Introdução

O mercúrio é considerado um dos elementos mais tóxicos pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1990). Sua forma orgânica mais comum, o metilmercúrio (MeHg), possui ação neurotóxica e caráter teratogênico, sendo transferida da mãe para o feto. Suas espécies inorgânicas (menos tóxicas) podem ser biotransformadas a MeHg via ação bacteriana, no processo chamado de metilação, sobretudo em sedimentos de fundo de ecossistemas aquáticos (WHO, 1990).

O MeHg é capaz de bioacumular e biomagnificar na cadeia trófica (WHO, 1990). Sendo assim, organismos de elevados níveis tróficos tendem a apresentar teores maiores do metal quando comparados a organismos de posições inferiores. De fato, estima-se que peixes carnívoros tenham concentrações de mercúrio em tecido muscular cerca de 10 vezes mais altas do que peixes herbívoros (Bruggeman, 1982; Castilhos & Bidone, 2000). Por essa razão, os peixes de topo de cadeia alimentar são amplamente utilizados como bioindicadores de contaminação mercurial em ecossistemas aquáticos.

Em contradição às formas inorgânicas de mercúrio, o MeHg possui uma persistência muito maior no organismo humano, sendo bioacumulado muito rapidamente e eliminado a taxas muito baixas (meia vida de 70-84 dias) (WHO, 1990). WHO (1990) sugere que o MeHg seja facilmente absorvido pelo intestino humano (90% do total bioacumulado) e, por conseguinte, o metal atinge rapidamente a corrente sanguínea. Diferentemente das formas metálica e iônica, que afetam fortemente os rins e que são basicamente eliminadas pela urina, o MeHg é preferencialmente excretado pelo cabelo ou pelas fezes. No que se refere à ictiofauna, cada espécie apresenta um caráter de absorção e acumulação diferenciado, de acordo com fatores biológicos específicos: tamanho do organismo, hábito alimentar, idade (estágio de desenvolvimento), taxa de excreção, teor lipídico (organismos com alto teor lipídico tendem a acumular mais substâncias lipossolúveis), comportamento (territorialista, migratório) e o metabolismo (biotransformação dos compostos, tentando gerar produtos hidrossolúveis, mais fáceis de serem excretados) (Azevedo & Chasin, 2003).

As características físico-químicas da água e do sedimento desempenham papel fundamental no

equilíbrio termodinâmico de metais e, por conseguinte, na retenção de mercúrio e sua biodisponibilidade em solução e sedimentos de fundo. Alterações nas condições ambientais podem favorecer a associação do mercúrio a outros sais dissolvidos e a reações de oxidação-redução (Guerra, 2000), afetando os mecanismos de solubilização e de precipitação deste elemento. A geração de compostos instáveis e mais solúveis pode disseminar a contaminação ambiental em larga escala e incorporar mais facilmente o metal à cadeia alimentar.

Alguns processos físico-químicos podem interferir na biodisponibilidade do mercúrio, tais como adsorção por argilas, complexação (quelação) pela matéria orgânica, precipitação pela associação com íons, sedimentação, variações de pH, temperatura, salinidade, potencial redox e oxigênio dissolvido (Ullrich *et al.*, 2001). De fato, Yin *et al.* (1996) e Jackson (1998) sugerem a existência de afinidade geoquímica entre o mercúrio e matéria orgânica em solos e sedimentos fluviais de corrente, e apontam para complexas reações bioquímicas envolvendo a biodegradação do mercúrio por bactérias anaeróbicas, alterando de maneira bastante efetiva a geoquímica da matéria orgânica e a biodisponibilidade do mercúrio na cadeia trófica. Pode ocorrer também a adsorção e/ou complexação do mercúrio a óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, abundantes em ambientes tropicais, que ao se associarem às espécies mercuriais poderiam formar complexos estáveis e menos biodisponíveis (Ullrich *et al.*, 2001; Wasserman *et al.*, 2001).

Este estudo propõe a avaliação da bioacumulação do metal em quatro espécies de peixes com distintos comportamentos e hábitos alimentares, em dois estuários com características ambientais opostas: i) a Baía de Guanabara (RJ), altamente impactada por atividades humanas, classificada como um sistema hiper-eutrófico; e ii) Baía da Ribeira (RJ), estuário bem conservado, classificada como um sistema oligotrófico.

2 Áreas de Estudo

2.1 Baía de Guanabara

A Baía de Guanabara (22° 40' - 23° 00' S; 43° 00' - 43° 20' L) é uma das maiores Baías do Brasil. A renovação de suas águas é realizada no período de, aproximadamente, 10 a 20 dias (Wasserman *et al.*,

2000). Trata-se de um ambiente de elevada salinidade ($29,4 \pm 4,8$ S), a qual diminui da parte externa em direção ao interior da Baía. Aproximadamente 14.000 indústrias estão localizadas nos arredores da Baía, despejando diariamente 4,8 kg de metais tóxicos e 465 toneladas de rejeitos domésticos (Pereira & Gomes, 2002; Wasserman *et al.*, 2000).

Apesar da liberação de altas cargas de metais para a Baía, em geral são encontradas baixas concentrações de mercúrio na biota. Alguns autores sugerem que a ação de grande quantidade de material particulado em suspensão na coluna d'água, sequestrando e sedimentando rapidamente o mercúrio, constitui um dos elementos que justifica os baixos teores de mercúrio na biota (Kehrig *et al.*, 2002; Pereira & Gomes, 2002). Outro fator que também deve ser considerado é a alta concentração de matéria orgânica que favorece a reprodução excessiva de algas, capazes de incorporar o mercúrio em pequenas porções, além de participar do processo de quelação do MeHg. Campos (2000) observou, através da aplicação de um Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP), que o elevado estado trófico da Baía reduz o risco ecológico associado à contaminação por metais (apesar das altas concentrações encontradas em sedimentos), e que os maiores riscos estão relacionados ao mercúrio e ao cádmio. O mercúrio está distribuído de forma irregular em toda a Baía, com áreas apresentando altíssimas concentrações nos sedimentos superficiais, podendo alcançar 1 mg/kg (dados do atual Instituto Estadual de Ambiente, órgão ambiental do Estado do Rio de Janeiro, para a década de 1980 – FEEMA, 1980; FEEMA, 1982). Wasserman *et al.* (2000) encontraram valores mais elevados em áreas com menor circulação de águas na Baía de Guanabara, variando entre 2 e 10 mg/kg.

2.2 Baía da Ribeira

A Baía da Ribeira ($22^{\circ}55'$ - $23^{\circ}02'S$; $44^{\circ}18'$ - $44^{\circ}26'O$) ocupa uma área superficial de 172 km², sendo formada por um corpo de água salgada semi-confinado, ao norte da Baía da Ilha Grande. A Baía encontra-se em bom estado de preservação, mas enfrentando rápido processo de ocupação de seu litoral com impactos localizados (áreas próximas a estaleiros, marinas e a centros urbanos). As principais atividades desenvolvidas são: turismo, indústria naval e geração de energia nuclear (duas centrais nucleares, que usam as águas da Baía

para resfriamento de reatores, com uma terceira em construção). As concentrações de mercúrio em sedimentos superficiais são usualmente muito baixas, não apresentando variação nas últimas décadas (28 a 73ng/g) (Fiori, 2008; Cardoso *et al.*, 2001; Lacerda *et al.*, 1982).

3 Materiais e Métodos

3.1 Espécies de Peixes

Para o presente trabalho, foram estudadas quatro espécies de peixes ósseos, pertencentes a três famílias diferentes: *Genidens genidens* ("bagre"), *Aspistor luniscutis* ("bagre amarelo"), *Haemulon steindachneri* ("cocoroca") e *Micropogonias furnieri* ("corvina"). Duas, das quatro espécies estudadas, estão presentes em ambas as áreas estudadas (*Genidens genidens* e *Micropogonias furnieri*), propiciando posterior comparação. Todas as espécies são presentes durante o ano inteiro. Na Baía da Ribeira, foram coletados 198 indivíduos: 96 da espécie *Genidens genidens*, 31 da espécie *Aspistor luniscutis*, 33 da espécie *Haemulon steindachneri* e 38 da espécie *Micropogonias furnieri*. Na Baía de Guanabara, 83 espécimes foram amostrados: 70 da espécie *Genidens genidens* e 14 da espécie *Micropogonias furnieri*.

As duas espécies de bagres (*Genidens genidens* e *Aspistor luniscutis*) pertencem a família Ariidae, não são essencialmente carnívoras, se alimentando de algas, crustáceos, moluscos, poliquetas e peixes. A cocoroca da espécie *Haemulon steindachneri* (família Haemulidae) é uma espécie carnívora e se alimenta de invertebrados bentônicos e pequenos peixes. A corvina da espécie *Micropogonias furnieri* (família Scianidae) é também carnívora, alimenta-se de zooplâncton, possui alto valor comercial e caráter migratório na fase adulta. Para realização deste estudo, optou-se por trabalhar com indivíduos jovens da espécie *Micropogonias furnieri* para inferência de impactos ambientais locais.

3.2 Amostragem

Na Baía da Ribeira, os espécimes de peixes foram coletados com intervalo de dois meses durante o período de Setembro de 2003 a Setembro de 2005, realizando um (01) arrasto por cada estação de coleta (total de 5 estações). Essas estações foram definidas

a partir de trabalhos anteriores na região relacionados a ecologia das espécies de peixes aqui estudadas (Andreato *et al.*, 2002). Na Baía de Guanabara foi realizada uma campanha contando com três arrastos em uma única estação estudada (Figura 1). Esta estação foi escolhida por apresentar altas concentrações de mercúrio no sedimento, alcançando 2ppm, como observado por Wasserman *et al.* (2000). A amostragem foi realizada com o auxílio de rede de arrasto de fundo (10,5 m de comprimento), durante 30 minutos.

A coleta de músculo foi realizada em laboratório de acordo com a metodologia sugerida pelo “Standard Methods” (Eaton *et al.*, 1998). As amostras foram mantidas congeladas até a análise. O comprimento total (tamanho medido desde a boca até o fim da nadadeira caudal) e o peso de cada espécime foram aferidos em laboratório, após o descongelamento dos peixes e antes da coleta de amostras de músculo.

3.3 Determinação do Mercúrio Total

A determinação do mercúrio total nas amostras de músculo de peixe foi realizada com o emprego do LUMEX, um equipamento de absorção atômica portátil acoplado a um reator de pirólise. O princípio analítico da determinação se baseia na destruição térmica da amostra seguida pela determinação da quantidade de vapor de mercúrio. Não há necessidade de pré-tratamento ácido da amostra. As amostras úmidas de músculo foram homogêneas e uma alíquota em torno de 0,03g foi pesada para cada replicata. Para cada amostra foram feitas triplicatas. Para verificar a acuracidade do equipamento, análises de amostras certificadas (NIST 1633b Coal Fly Ash 141 ppb; NIST 2704 Buffalo River 1470 ppb; NIST 2709 San Joaquim Soil 1400 ppb) foram efetuadas a cada 10 replicatas, com um erro aceitável de 10%. O limite de detecção do equipamento para amostras sólidas é de 5 ng/g.

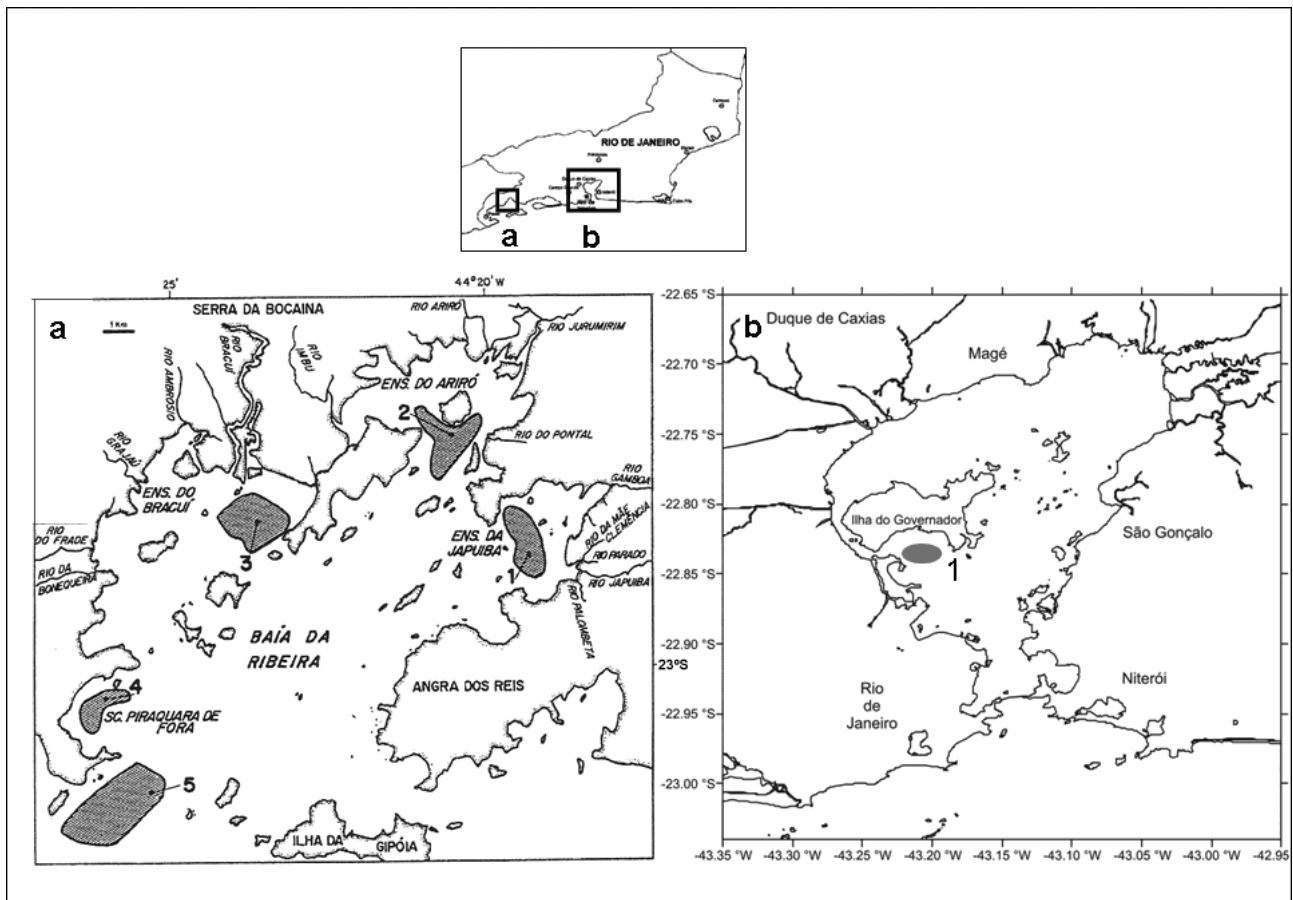


Figura 1 Localização geográfica da Baía da Ribeira (a) e Baía de Guanabara (b) e respectivas estações de coleta, no Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

As análises concomitantes de amostras certificadas NIST 2.709 San Joaquim Soil 1.400 ppb apresentaram uma média de 1.402,4±55,6 ng/g (n=115), com precisão de 96%, ou seja, um erro menor que 5%. Para a amostra NIST 1.633b Coal Fly Ash 141 ppb foi encontrada uma média de 145,4±12,7 ng/g (n=12), com precisão de 91%. Para a amostra NIST 2704 Bufalo River 1.470 ppb foi encontrada uma média de 1.456,0±54,6 ng/g (n=10), com precisão igual a 96% e para a solução padrão merck 1.000 ppm diluída para 4.000 ppb, uma média de 3.979,1±165,7 ng/g (n=34) e precisão de 96%.

3.4 Tratamento Estatístico

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa SPSS 10.0, sendo investigadas as possíveis correlações entre os dados e diferenças entre as áreas. O nível de significância aceito foi de no mínimo $p < 0,05$, ou seja, um erro de 5%.

Para a construção das curvas de bioacumulação de Hg de todas as espécies de peixes estudadas foi utilizado o programa EXCEL 2000. Os dados de concentração de Hg Total de cada espécie foram agrupados por faixas de tamanho dos peixes. O número de intervalos foi definido pela equação 1.

$$K = 1 + 3,3 \log n \quad \text{Equação 1}$$

Onde: K = número de intervalos ideal;
 n = número de espécimes.

A faixa de tamanho foi definida pela relação entre o tamanho máximo de peixe coletado de uma determinada espécie pelo valor de K. Cada faixa de tamanho foi associada à média de Hg Total encontrada no grupo de dados para peixes daquele tamanho. Após a definição das faixas de tamanho e das médias de Hg total correspondentes, foram feitos gráficos de dispersão e derivadas as equações que melhor expressaram as relações. O tipo de dispersão utilizado (potencial, exponencial, linear, polinomial) foi escolhido de acordo com o padrão de distribuição que cada espécie apresentou.

4 Resultados e Discussões

Os resultados referentes à biometria e às concentrações médias de mercúrio total em

músculos de peixes estão apresentados na Tabela 1. Na Baía da Ribeira, dentre as espécies estudadas, as maiores concentrações de mercúrio foram encontradas para a espécie *H. steindachneri*, que apresentou concentração média (381,7±230,8 ng/g) mais próxima ao limite estabelecido pela OMS (Organização Mundial de Saúde – WHO, 1990) para consumo humano de peixe (500 ng/g). Embora possuam o mesmo hábito alimentar (carnívoro), *H. steindachneri* e *M. furnieri* apresentaram concentrações de mercúrio significativamente diferentes (ANOVA; $p < 0,001$). Tal diferença pode estar associada à idade dos espécimes coletados, diferenças no metabolismo de cada espécie e à presença de comportamento migratório.

Espécies	Tamanho (mm)	Peso (g)	HgM (ng/g)
BAÍA DA RIBEIRA			
<i>G. genidens</i>	156,9±54,9 (96)	38,0±45,1 (92)	99,9±86,9 (93)
<i>A. luniscutis</i>	246,2±48,2 (30)	176,3±90,3 (30)	177,6±78,0 (31)
<i>M. furnieri</i>	223,2±66,3 (38)	133,0±145,4 (38)	78,6±88,7 (37)
<i>H. steindachneri</i>	195,9±26,1 (33)	106,0±30,3 (33)	310,1±206,1 (33)
BAÍA DE GUANABARA			
<i>G. genidens</i>	125,9±30,8 (70)	20,8±19,9 (70)	102,3±43,0 (70)
<i>M. furnieri</i>	105,9±9,8 (14)	12,0±3,5 (13)	56,8±13,0 (14)

Tabela 1 Valores médios e desvios padrões de parâmetros biométricos e concentrações de mercúrio total (peso úmido) em amostras de músculo de quatro espécies de peixe (HgM) provenientes dos estuários estudados no Estado do Rio de Janeiro. (n) = número de espécimes.

De forma geral, levando-se em consideração todas as espécies das áreas estudadas, a Baía da Ribeira apresentou concentrações significativamente maiores de Hg no músculo (teste T; $p < 0,001$). Entretanto, o comprimento dos espécimes coletados na Baía da Ribeira foi significativamente maior do que os coletados na Baía de Guanabara (teste T; $p < 0,001$), o que pode ter ocasionado essa diferença. Diferenças no comprimento e na biomassa dos espécimes de peixes podem refletir idades diferentes e, por conseguinte, distintos tempos de exposição no ambiente. Sendo assim, a padronização dos dados, de acordo com o tamanho dos indivíduos, torna-se extremamente necessária para a execução de estudos comparativos entre áreas.

A necessidade de padronização de tamanho para possibilitar comparações das concentrações de mercúrio em peixes dificulta a contextualização dos dados em relação a dados encontrados em outros estuários. Os dados de biometria nem sempre são apresentados e, dessa forma, a média apresentada inclui peixes de diversas faixas de tamanho. Alguns

trabalhos contam com um número de espécimes pequeno, enquanto outros tratam do estudo de efeitos adversos à saúde humana com base em peixes vendidos em mercados, sem maiores informações sobre a origem dos peixes, como pode ser observado na tabela 2. Em suma, são escassos os estudos onde se observa o comportamento da acumulação do mercúrio através do tempo. Além disso, boa parte das espécies aqui estudadas não possui muitos dados secundários disponíveis.

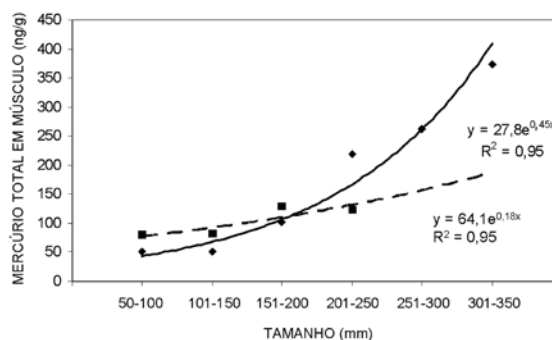
Espécie	Estuário	Tamanho (cm)	HgM (mg/kg)	Referência
<i>Cathorops spixii</i>	Baía de Santos	-	0,06±0,02	Azevedo et al., 2009
<i>Cathorops spixii</i>	Cananéia	-	0,07±0,01	Azevedo et al., 2009
<i>Chsychichthys nigrodigitatus</i>	Delta do Niger	-	< 0,001	Eboh et al., 2006
<i>Micropogonias furnieri</i>	Bahia Blanca (Argentina)	20-50cm	0,37±0,11 (11)	Marcovecchio et al., 2001
<i>Micropogonias furnieri</i>	Baía de Guanabara	34-58cm	2,9 nmol/g d.w. (34)	Kehrig et al., 2009
<i>Bagre spp.</i>	Baía de Guanabara	32-54cm	1,3 nmol/g d.w. (14)	Kehrig et al., 2009
<i>Centropomus undecimalis</i>	Baía de Guanabara	28-40cm	3,4 nmol/g d.w. (6)	Kehrig et al., 2009
<i>Micropogonias furnieri</i>	Baía de Guanabara	19-52,5cm	108,9±58,6 (61)	Kehrig et al., 2002
<i>Micropogonias furnieri</i>	Baía de Guanabara	35-57,7cm	199,5±119,3 (20)	Kehrig et al., 2002

Tabela 2 Revisão de dados bibliográficos de concentração de mercúrio em músculo (HgM, peso úmido) de diferentes espécies de peixes oriundos de estuários tropicais. (n) = número de espécimes.

Para a padronização e posterior comparação das áreas no presente estudo, as concentrações médias de mercúrio foram separadas por intervalos de tamanhos de <200 mm para a espécie *G. genidens*. Uma vez que esta espécie está presente em ambas as Baías, para nível de comparação, optou-se por excluir os intervalos de tamanho presentes somente em um dos ambientes estudados (como por exemplo > 200 mm na Baía de Guanabara). Apesar da espécie de corvina *Micropogonias furnieri* estar presente em ambas as áreas também, o número de espécimes coletados que possuíam o mesmo tamanho foi extremamente baixo para a realização de uma análise estatística coerente. A comparação dos teores médios de mercúrio em *G. genidens* revelou que os níveis maiores do metal seriam encontrados para espécimes da Baía de Guanabara (101,9 ± 43,2 ng/g; n=69), comparativamente aos espécimes da Baía da Ribeira (58,6±26,8; n=67) (teste T e ANOVA; p<0,005). Isto demonstra a necessidade da normalização dos tamanhos dos espécimes de peixes para avaliações espaço-temporal de contaminação mercurial.

Para confecção das curvas de bioacumulação de mercúrio, na Baía da Ribeira os indivíduos de *G.*

genidens, *A. luniscutis*, *H. steindachneri* e *M. furnieri* foram separados em 6 intervalos de tamanho de 50 mm, 5 intervalos de 70 mm, novamente 5 intervalos de 70 mm e 7 intervalos de 50 mm, respectivamente. Na Baía de Guanabara, os espécimes foram agrupados em 7 intervalos de tamanho de 30 mm e 4 intervalos de 10 mm, para *G. genidens* e *M. furnieri*, respectivamente. As curvas de bioacumulação estão apresentadas nas figuras 2, 3 e 4. Para a espécie *G. genidens* foram obtidas curvas exponenciais em ambos os estuários.



Figuras 2 Curvas de bioacumulação encontradas para a espécie de bagre *Genidens genidens* oriunda da Baía da Ribeira (linha cheia) e da Baía de Guanabara (linha pontilhada), Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

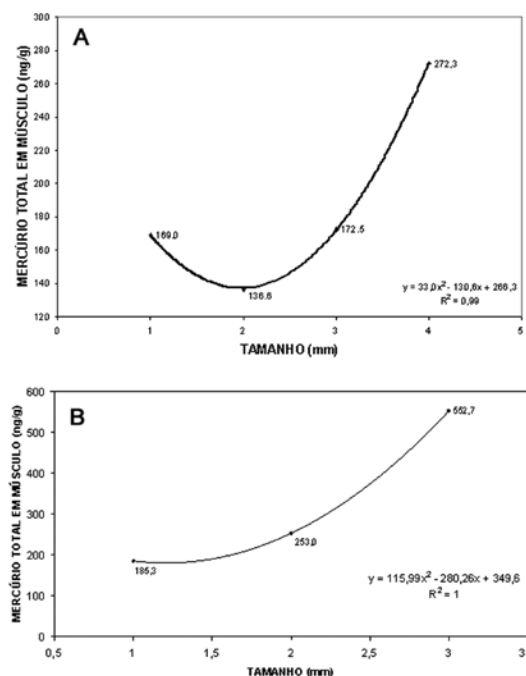


Figura 3 Curvas de bioacumulação encontradas para a espécie de bagre *Aspistor luniscutis* (a) e para a espécie de cocoroca *Haemulon steindachneri* (b) oriundas da Baía da Ribeira, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

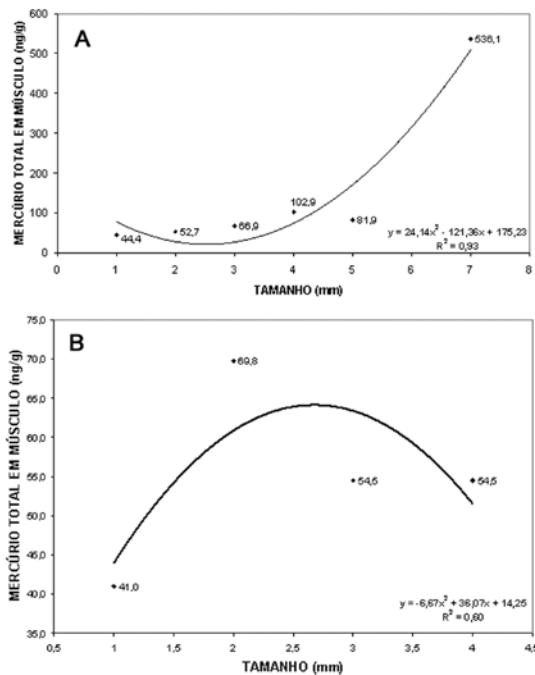


Figura 4 Curvas de bioacumulação encontradas para a espécie de corvina *Micropogonias furnieri* oriunda da Baía da Ribeira (a) e da Baía de Guanabara (b), Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

O bagre *Aspistor luniscutis*, a cocoroca *Haemulon steindachneri* e a corvina *Micropogonias furnieri* demonstraram um padrão polinomial de acumulação de Hg em músculo. Para o bagre *Genidens genidens* obteve-se excelentes curvas com um padrão exponencial para ambas as áreas. Contudo o padrão polinomial apresentou uma correlação r^2 maior que 0,9.

As equações obtidas para as espécies estudadas foram: na Baía da Ribeira, para *G. genidens*, $C = 27,78e^{0,45T}$ ($R^2=0,95$); para *A. luniscutis*, $C = 33,03T^2 - 130,59T + 266,34$ ($R^2=0,99$); para *H. steindachneri*, $C = 115,99T^2 + 280,26T - 349,6$ ($R^2=1$); e para *M. furnieri*, $C = 24,14T^2 - 121,36T + 175,23$ ($R^2=0,93$); e na Baía de Guanabara, para *G. genidens*, $C = 64,13e^{0,18T}$ ($R^2=0,95$). A equação encontrada para a corvina *Micropogonias furnieri* na Baía de Guanabara não foi citada visto que a curva não obteve bom resultado ($R^2=0,60$). Sabendo que T = tamanho do espécime em mm e que C= mercúrio total no músculo em ng/g, a aplicação destas equações pode indicar uma estimativa da concentração de mercúrio em músculo somente de posse dos dados de biometria.

Dessa forma, de acordo com os dados obtidos neste trabalho, aplicando as equações encontradas, concentrações acima de 500 ng/g (limite da OMS para consumo humano de pescado) seriam encontradas, na Baía da Ribeira, em espécimes de *G. genidens* maiores do que 360 mm, em *A. luniscutis* maiores do que 420 mm e em *M. furnieri* maiores do que 400 mm. Na Baía de Guanabara, o teor médio de mercúrio em indivíduos de 390 mm da espécie *G. genidens* ficou acima do limite proposto pela OMS. A curva de bioacumulação para *M. furnieri* foi decrescente, o que pode estar relacionado ao baixo número coletado de espécimes e conseqüentemente menor amplitude da amostragem, sendo necessário aumentar a amostragem de peixes maiores.

Na Baía da Ribeira, entre as espécies estudadas, a cocoroca *Haemulon steindachneri* foi a que apresentou uma acumulação mais rápida de Hg no tecido muscular, onde segundo a equação encontrada, espécimes medindo entre 180 e 210 mm teriam em média uma concentração de 645,7 ng/g.

O ritmo de acumulação do mercúrio para *G. genidens* coletados na Baía da Ribeira foi mais rápido em comparação com os espécimes coletados na Baía de Guanabara, isto pode indicar tanto uma maior disponibilidade do mercúrio na Baía da Ribeira ou até mesmo diferenças no crescimento desses espécimes nas diferentes áreas, ou seja, espécimes de mesmo tamanho poderiam ter idades diferentes e por isso terem concentrações de mercúrio diferenciadas. No entanto, seriam necessários maiores estudos para a verificação da taxa de crescimento dessa espécie nas duas áreas estudadas.

Já para a corvina *M. furnieri* na Baía da Ribeira ela apresentou um padrão polinomial positivo na acumulação de mercúrio. Esta relação positiva entre tamanho e concentração de mercúrio em músculo de corvinas foi relatada anteriormente por Kehrig (1992) e Kehrig *et al.* (1998), que estudaram a acumulação de Hg através do tempo na Baía de Guanabara e na Baía da Ilha Grande (próxima a Baía da Ribeira, objeto do presente estudo), onde as três faixas de tamanho apresentaram diferença significativa, retratando uma acumulação linear de acordo com o tamanho. Ambas são distribuições discretas refletindo a relação positiva entre o tamanho e as concentrações de mercúrio em músculo. A diferença no padrão de distribuição pode ser atribuído aos diferentes períodos de amostragem ou até mesmo ao número de espécimes coletados em

cada faixa de tamanho utilizada para a construção dos gráficos.

5 Conclusões e Trabalhos Futuros

Apesar do lançamento de Hg na Baía da Ribeira ser inexpressivo, o mercúrio parece estar mais disponível para os peixes desta área do que na Baía de Guanabara, onde os sedimentos atuam como o compartimento ambiental receptor, sendo complexado por sulfetos, matéria orgânica ou partículas em suspensão. Alterações nas condições físico-químicas na Baía de Guanabara podem fazer com que o Hg estocado nos sedimentos de corrente seja biodisponibilizado. Nesse sentido, caso houvesse um *input* significativo de Hg para a Baía da Ribeira, este seria rapidamente assimilado pela biota.

As curvas de bioacumulação aqui apresentadas podem ajudar a prever a concentração de mercúrio em músculo dessas espécies de peixes ao longo do tempo somente como os dados biométricos. Em trabalhos do grupo (Rodrigues *et al.*, 2010), biomarcadores de efeito da contaminação ambiental nesses peixes (hemograma, micronúcleo e atividade enzimática da acetilcolinesterase) foram mensurados em amostras de sangue e músculo, para uma avaliação mais sólida do risco ambiental à ictiofauna associado à contaminação por metais pesados.

6 Referências

Andreatta, J.V.; Meurer, B.C.; Baptista, Maurício G.S.; Manzano, Felipe V.; Teixeira, Dirceu E.; Longo, Michele M. & Freret, N.V. 2002. Composição da assembléia de peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(4): 1139-1146.

Azevedo, F.A. & Chasin, A.A.M. 2003. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Paulo: Rima; Intertox, 322p.

Azevedo, J. S.; Fernandez, W. S.; Farias, L. A.; Favaro, D. T. I. & Braga, E. S. 2009. Use of *Cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. *Ecotoxicology*, 18: 577-586.

Bruggeman, W.A. 1982. Hydrophobic interactions in the aquatic environment. In: HUTZINGER,

O. (ed.). *The handbook of environmental chemistry*, Germany: Springer-Verlag, v.2, p.205.

Campos, A. N. 2000. *Ensaio de adaptação e utilização de um 'índice de risco ecológico potencial' para controle da contaminação por metais pesados em ambiente costeiro tropical: Baía de Guanabara, RJ – Brasil*. Programa de Pós-Graduação em Geociências-Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Dissertação de Mestrado, 176p.

Cardoso, A. G. A.; Boaventura, G. R.; Silva Filho, E. V. & Broad, J. 2001. Metal Distribution in Sediments from the Ribeira Bay, Rio de Janeiro-Brazil. *Journal of Brazilian Chemical Society*, 12 (6): 767-774.

Castilhos, Z.C. & Bidone, E.D. 2000 Hg biomagnification in the ichthyofauna of the Tapajós river region, Amazonia, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64: 693-700.

Eaton, A. D.; Greenberg, A. E.; Clesceri, L. S. 1998. 10600: Fish. IN: *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. Washington D. C.: APHA, p.1092-10107.

Eboh, L.; Mepba, H. D. & Ekpo, M. B. 2006. Heavy metal contaminants and processing effects on the composition, storage stability and fatty acid profiles of live common commercially available fish species in Oron Local Government, Nigeria. *Food Chemistry*, 97: 490-497.

FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente. 1980. *Levantamento de metais pesados no Estado do Rio de Janeiro – Relatório Preliminar*. Sema/Feema, outubro. 28p.

FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente. 1982. *Levantamento de metais pesados na Baía de Guanabara – Relatório Final*. Sema/Feema, volume 1. 30p.

Fiori, C.S. 2008. *Integração de indicadores geoquímicos e biológicos na avaliação da contaminação de sedimentos por metais pesados em regiões costeiras do Estado do Rio de Janeiro, Brasil*. Programa de Pós-graduação em Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Tese de Doutorado. 263p.

Guerra, T. 2000. *Estudo da contaminação hidrogeoquímica fluvial e sua inserção na avaliação econômico-ambiental da*

- mineração de carvão na região do baixo Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. Programa de Pós-graduação em Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Tese de Doutorado. 262p.
- Jackson, T. A. 1998. Mercury Problem in Recently Formed Reservoirs of Northern Manitoba (Canada): Effects of Impoundment and Other Factors on the Production of Methylmercury by Microorganisms in Sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 (1): 97-121.
- Kehrig, H.A. 1992. *Estudo comparativo dos níveis de concentração de mercúrio total em corvinas (Micropogonias furnieri) de quatro estuários brasileiros*. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Dissertação de Mestrado. 121p.
- Kehrig, H.A.; Malm O. & Moreira, I. 1998. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest.1823) from four main Brazilian estuaries. *The Science of the Total Environment*, 213: 263-271.
- Kehrig, H.A.; Costa, M.; Moreira, I. & Malm, O. 2002. Total and methylmercury in a Brazilian estuary, Rio de Janeiro. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 1018-1023.
- Kehrig, H.A.; Seixas, T.G.; Palermo, E.A.; Baêta, A.P.; Castelo-Branco, C.W.; Malm, O. & Moreira, I. 2009. The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environmental Science Pollution Research*, 16: 10-24.
- Lacerda, L.D; Pfeiffer, W.C. & Fiszman, M. 1982. Níveis naturais de metais pesados em sedimentos marinhos da Baía da Ribeira, Angra dos Reis. *Ciência e Cultura*, 34(7): 921-924.
- Marcovecchio, J.E.; Andrade, S.; Ferrer, L.D.; Asteasuain, R.O.; Marco, S.G.; Gavio, M.A.; Scarlato, N.; Freije, R.H. & Pucci, A.E. 2001. Mercury distribution in estuarine environments from Argentina: the detoxification and recovery of salt marshes after 15 years. *Wetlands Ecology and Management*, 9: 317-322.
- Pereira, R.C. & Gomes, A.S. 2002. *Biologia Marinha. Interciência: Rio de Janeiro, RJ, 382p.*
- Rodrigues, A.P.C.; Maciel, P.O.; Pereira Da Silva, L.C.C.; Albuquerque, C.; Inácio, A. F.; Freire, M.; Linde, A.R.; Almosny, N.R.P.; Andreatta, J.V.; Bidone, E.D. & Castilhos, Z.C. 2010. Biomarkers for mercury exposure in tropical estuarine fish. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 5(1): 1-10.
- Ullrich, S.M.; Tanton, T.W. & Abdrashitova, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(3): 241-293.
- Yin, Y.; Alen, H. E.; Huang, C. P.; Li, Y. & Sanders, P. F. 1996. Adsorption of mercury by soil: effect of pH, chloride, and organic matter. *Journal of Environmental Quality*, 24(4): 837-844.
- Wasserman, J.C.; Freitas-Pinto, A.A.P. & Amouroux, D. 2000. Mercury concentrations in sediment profiles of a degraded tropical coastal environment. *Environmental Technology*, 21: 297-305.
- Wasserman, J. C.; Hacon, S. S. & Wasserman, M. A. 2001. Ciclo do Mercúrio no Meio Ambiente Amazônico. *Revista Mundo e Vida*, 2(1-2): 46-53.
- WHO. Environmental Health Criteria (EHC 101). Methylmercury. Geneva, 1990. 143p.