

Avaliação de Risco à Saúde Humana Baseada na Contaminação por Mercúrio em Sedimentos Superficiais e Peixes da Lagoa Rodrigo De Freitas (RJ)

Rodrigo Lourenço¹, Aline Serrano², Matheus Teixeira³, Ricardo Cesar⁴ e Ana Paula Rodrigues⁵

Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Mariana Vezzone⁶

Universidade Federal Fluminense (UFF)

Zuleica Castilhos⁷

Centro de Tecnologia Mineral (CETEM)

RESUMO

A Lagoa Rodrigo de Freitas (LRF) (RJ) tem sofrido com o descarte de rejeitos domésticos e de metais, incluindo o mercúrio (Hg). O presente trabalho trata da distribuição espacial das concentrações de mercúrio em sedimentos de fundo e em tecido muscular da tainha (*Mugil liza*) e do acará (*Geophagus brasiliensis*) da LRF, como subsídio à avaliação dos riscos à saúde humana. Os sedimentos de fundo ($n = 17$; com profundidade de até 10 cm) e os peixes ($n = 31$ para *M. liza*; e $n = 30$ para *G. brasiliensis*) foram coletados em julho de 2017. A análise granulométrica e a determinação do pH foram realizadas de acordo com [1]. O carbono orgânico total (COT) foi determinado com o analisador elementar Thermo Flash 2000. O teor de Hg foi obtido com o equipamento LUMEX e o grau de poluição por esse metal nos sedimentos foi avaliado através do cálculo do índice de geoacumulação (IGEO), proposto por [2]. A estimativa numérica do risco à saúde humana foi realizada conforme a metodologia proposta por [3]. A concentração média de Hg nos sedimentos foi de $121,91 \pm 79,15$ ng/g. O elevado desvio padrão denota a alta variabilidade espacial do Hg nos sedimentos, cujas concentrações são maiores na porção norte da LRF, que conta com sedimentos mais finos, ricos em matéria orgânica e com a presença de fontes importantes de poluição. Nenhuma amostra excedeu o limite de mercúrio para qualidade de sedimentos. O IGEO indica sedimentos na classe 0 ($n=3$; “praticamente não poluído”), classe 1 ($n=3$; “pouco a moderadamente poluído”), classe 2 ($n = 3$; “moderadamente poluído”) e classe 3 ($n = 8$; “moderado a fortemente poluído”). Nenhuma das amostras de peixe excedeu o valor recomendado para consumo humano, porém os coeficientes de perigo indicam a ocorrência de risco à saúde humana em cenário de consumo frequente de pescado (pescadores), principalmente para *G. brasiliensis*. O teor médio de Hg em *M. liza* ($6,53 \pm 5,03$ ng/g) foi quase dez vezes menor do que o valor encontrado em *G. brasiliensis* ($58,0 \pm 74,50$ ng/g). Embora ambas as espécies pertençam a níveis tróficos semelhantes (consumidores primários), os espécimes de *M. liza* apresentaram maior biomassa ($337,48 \pm 54,93$ g) se comparados aos indivíduos de *G. brasiliensis* ($166,21 \pm 31,53$ g), induzindo à diluição dos teores de Hg em *M. liza*. Além disso, observou-se que os teores bioacumulados de Hg nas duas espécies estudadas, provavelmente, estão atrelados ao comportamento destes animais, uma vez que *G. brasiliensis* permanece dentro do estuário durante todo o seu ciclo de vida, enquanto *M. liza* migra para o oceano em época reprodutiva.

1. INTRODUÇÃO

A expansão urbana tem provocado impactos ambientais significativos, principalmente, nas lagoas costeiras. No Estado do Rio de Janeiro, tem-se observado que os ambientes aquáticos costeiros são intensamente impactados pela contaminação por metais pesados, incluindo o mercúrio [4], bem como pelo

1 Bolsista de Iniciação Científica, Geografia – UFRJ/CETEM

2 Geógrafa – UFRJ

3 Bolsista de Iniciação Científica, Geologia – UFRJ

4 PhD. Geógrafo – UFRJ

5 PhD. Bióloga – UFRJ

6 DSc. Engenharia Agrícola e Ambiental – UFF

7 DSc. Farmacêutica – CETEM

despejo sem pré-tratamento adequado de efluentes urbanos e esgoto doméstico [5]. Além disso, os sedimentos refletem as contribuições naturais e antrópicas que ocorrem em sua bacia de drenagem, e as mudanças que ocorrem dentro da laguna e no seu entorno [6]. O mercúrio é um metal altamente tóxico e amplamente conhecido pela capacidade de causar tóxicos à saúde humana e ambiental. Uma importante fonte natural de contaminação são as erupções vulcânicas, capazes de liberar altas quantidades desse metal para a atmosfera. Por outro lado, as fontes de contaminação antropogênicas estão relacionadas à mineração, indústrias, confecção de lâmpadas fluorescentes, barômetros e termômetros [7]. O Hg é capaz de bioacumular e biomagnificar na cadeia trófica aquática e sua incorporação pelos organismos tem estimulado a execução de diversos estudos de monitoramento ambiental [8, 9] devido ao risco ecológico à ictiofauna e os riscos à saúde humana associados ao consumo de pescado. [7] sugere que este metal seja facilmente absorvido pelo sistema digestivo humano e, conseqüentemente, atinja rapidamente a corrente sanguínea.

Algumas características físicas, químicas e mineralógicas dos sedimentos podem interferir na mobilidade geoquímica, biodisponibilidade e toxicidade de metais para os organismos aquáticos, tais como a granulometria, adsorção exercida em função da mineralogia das argilas, complexação pela matéria orgânica, presença de oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, variações de pH, Eh, e oxigênio dissolvido [10, 11]. Por esse motivo, essas propriedades desempenham papel importante na distribuição espacial dos metais e, este tipo de informação é crucial (i) para a determinação de áreas críticas de contaminação; (ii) para o estabelecimento de estratégias de remediação; e (iii) os custos ambientais da recuperação, com a inclusão dos receptores ecológicos sob o maior risco.

Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a distribuição espacial das concentrações de mercúrio em sedimentos superficiais de fundo e em tecido muscular da Tainha (*Mugil liza*) e do Acará (*Geophagus brasiliensis*) da LRF, como subsídio à avaliação do risco à saúde humana. As principais hipóteses de trabalho são: (i) a matéria orgânica exerce papel fundamental na distribuição espacial do Hg em sedimentos superficiais de fundo; e (ii) existe risco à saúde humana associado ao consumo de pescado da LRF.

2. DESCRIÇÃO

2.1 Área de Estudo

A Lagoa Rodrigo de Freitas (LRF) está localizada no litoral sul da cidade do Rio de Janeiro (22°57'02" S; 43°11'09" O), possui 7,5 km de perímetro, diâmetro máximo de 3 km, área do espelho d'água de 2,2 km², profundidade média de 2,8m e profundidade máxima de 4,0m. Segundo [12] a bacia de drenagem é de aproximadamente 24 km² e a vertente sul da Serra da Carioca concentra cerca de 70% da bacia e é composta pelos rios Cabeça (1,9 km²) e Macacos (7,9 km²), que desembocam no canal da Rua General Garzon, e pelo Rio Rainha (4,3 km²), que deságua no canal da Av. Visconde de Albuquerque (Figura 1). A ligação da lagoa com o mar ocorre através do canal artificial do Jardim de Alah, construído na década de 1920, localizado próximo à ilha que fica na parte sul da Lagoa. Ao redor de toda a lagoa, existem 24 pontos de deságue de águas pluviais e esgotos clandestinos [13].



Figura 1 – Bacia Hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas. Em vermelho: sub bacia do Rio Cabeça, em verde: sub bacia do Rio Macacos, em azul: sub bacia do Rio Rainha, linhas em azul: cursos d'água. **Fonte:** [12].

Fazem parte da bacia os bairros de Ipanema, Leblon, Gávea, Jardim Botânico, Humaitá e Lagoa, que são densamente urbanizados e possuem o maior Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) da cidade. Entretanto, trechos dentro da bacia de drenagem da Lagoa abrigam as comunidades de Modesto Brocos, Rocinha, Parque da Cidade e Chácara do Céu, que contam com pouca ou nenhuma infraestrutura [13].

[14] estudaram o balanço de massa de Hg na Lagoa Rodrigo de Freitas e identificaram os principais processos de entrada de Hg para a Lagoa sendo o aporte de resíduos sólidos (990 g/ano); águas servidas (171 g/ano); consultórios odontológicos (306 g/ano); e, escoamento superficial (193 ± 147 g/ano). A acumulação de sedimentos de origem terrestre e marinha, e os sucessivos aterros nas margens da Lagoa modificaram a paisagem e as dimensões da Lagoa. Estima-se que 1/3 da área total tenha sido aterrada, com consequente perda da vegetação original e impacto na fauna [15].

2.2 Amostragem e Preparação dos Materiais

A campanha de coleta dos sedimentos superficiais de fundo foi realizada em julho de 2017. A amostragem contemplou 17 pontos, distribuídos ao longo da lagoa (Figura 2). Os sedimentos foram coletados com o auxílio de draga do tipo *Van Veen* abrangendo 10 cm de profundidade. A escolha dos pontos de coleta buscou contemplar a distribuição espacial de áreas potencialmente poluídas por fontes antrópicas. Em laboratório, as amostras foram secas à temperatura ambiente e peneiradas (2,0 mm).

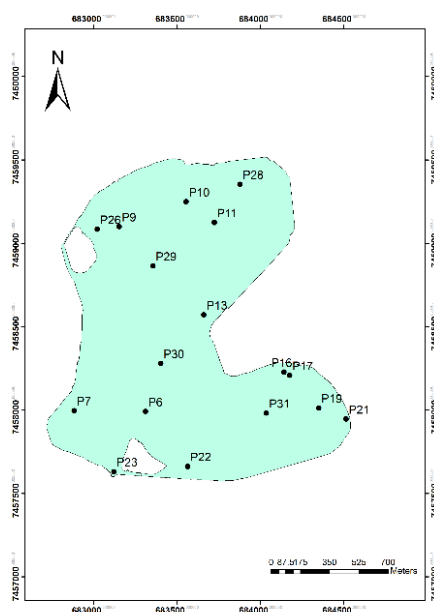


Figura 2 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de sedimentos da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ).

Os espécimes de peixes foram coletados em julho de 2017. A amostragem foi realizada com o auxílio de rede de arrasto de fundo e posteriormente adquiridos por intermédio da Colônia de Pescadores da Lagoa Rodrigo de Freitas. As amostras foram mantidas congeladas até a análise. Após o descongelamento, o comprimento total (distância da boca até o fim da nadadeira caudal) e o peso de cada espécime foram aferidos em laboratório, antes da coleta de amostras de músculo. A coleta de músculo foi realizada em laboratório de acordo com a metodologia sugerida pelo “Standard Methods” [16].

2.3 Caracterização Física e Química

A análise granulométrica foi realizada com base no método do peneiramento e sedimentação de forma a determinar o teor de finos (isto é, argila e silte) e areia, segundo as recomendações proposta por [1]. Entretanto, em determinadas amostras foi necessário realizar previamente a remoção da matéria orgânica, o que foi feito com H_2O_2 30%. As análises do pH foram realizadas com o intuito de determinar a acidez ou a alcalinidade dos sedimentos. Os dados foram determinados por meio de eletrodo combinado imerso em uma suspensão solo:líquido, na proporção 1:2,5 (água), conforme [1]. Para determinação do teor de carbono orgânico total (COT), as amostras foram submetidas a lixiviação com HCl 50% por 15 horas a fim de eliminar

o carbono não orgânico. Posteriormente, as mesmas foram levadas ao Analisador Elementar Thermo Flash 2000 para leitura.

2.4 Determinação do Hg Total

A determinação da concentração de mercúrio nos sedimentos e peixes foi realizada através da pesagem de 0,5 gramas de amostra. Já amostras de músculo de peixe foram liofilizadas e maceradas antes de serem analisadas. A determinação de mercúrio total (HgT) foi realizada em um Espectrofotômetro de Absorção Atômica (Lumex RA915+), do Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA) do CETEM. O princípio analítico da determinação se baseia na destruição térmica da amostra seguida pela determinação da quantidade de vapor de mercúrio.

2.5 Avaliação da Contaminação dos Sedimentos

O grau de contaminação dos sedimentos foi avaliado através da comparação com os valores orientadores estipulados pelo [17] e do cálculo dos índices de geoacumulação (IGEO – [2]). O referido documento trata da qualidade ambiental de sedimentos aquáticos que sofrerão processo de dragagem, bem como estabelece as concentrações de contaminantes a partir das quais se prevê baixa (Nível 1) ou alta (Nível 2) probabilidade de efeitos adversos à biota. No caso do Hg, os níveis 1 e 2 correspondem às concentrações de 0,34 e 1,05 mg/kg, respectivamente. Já o IGEO busca avaliar, quantitativamente, o grau de poluição por metais pesados nos sedimentos, com base em teores de *Background* obtidos em folhelhos (Tabela 1 e Equação 1).

A utilização dos valores de *Background* obtidos em folhelhos decorre da abundância dessas rochas na Terra, da sua textura argilosa e do elevado teor de matéria orgânica (atributos que favorecem a fixação de metais). O IGEO pode ser agrupado em sete classes (de 0 a 6), as quais descrevem o incremento do metal, em relação ao background, e os respectivos graus de poluição (Tabela 2).

Tabela 1 – Nível de base natural (*Background*) para mercúrio no folhelho médio.

Nível de base (<i>Background</i>)	Hg (mg.kg-1)
Folhelho médio	0,04

Fonte: Adaptado de [18].

$$\text{IGEO} = \text{Log2 Me} / 1,5 \times \text{Meback}$$

Equação (1)

Onde: Me: Teor do metal na fração fina do sedimento; Meback: *Background* geoquímico do folhelho médio.

Tabela 2 – Índice de Geoacumulação (IGEO) de metais pesados para sedimentos do rio Reno (Alemanha).

Intensidade da Poluição	Classe IGEO
Praticamente não poluído	0
Pouco a moderadamente poluído	1
Moderadamente poluído	2
Moderado a fortemente poluído	3
Fortemente poluído	4
Forte a muito fortemente poluído	5

Muito fortemente poluído	6
--------------------------	---

Fonte: [2].

2.6 Avaliação de Risco Potencial à Saúde Humana

A avaliação de risco potencial à saúde humana foi realizada com base nos procedimentos descritos em [3]. A estimativa numérica dos riscos não cancerígenos à saúde humana foi efetuada através do cálculo do coeficiente de perigo (QP). O QP foi numericamente estimado através da razão entre a dose administrada (DA) e a respectiva dose de referência (DR) obtidas junto ao Integrated Risk Information System (IRIS) [19]: $Hg=0,0001 \text{ mg/kg/dia}$. Ainda em relação ao QP, é importante destacar que foi utilizado o valor médio de Hg nos peixes de uma mesma espécie acrescidos de duas vezes o seu respectivo desvio padrão, conforme recomenda a [3]. Nessa abordagem são assumidos valores conservadores de exposição e de riscos à saúde humana, visando indicar o cenário de pior caso e selecionar aqueles que merecem detalhamento. Dessa forma, a dose administrada (DA) foi calculada conforme a Equação 2. Quando o valor da razão (DA/DR) excede a unidade, é caracterizado perigo à saúde humana com a possibilidade de ocorrência de efeitos adversos.

$$DA=C*Co/P$$

Equação (2)

Onde: C: concentração do elemento no músculo do peixe; Co: consumo diário de pescado - (30g) para consumidores de mercado [20]; e (200g) para populações de pescadores [7]; P: peso corporal (20 kg para crianças e 70 kg para adultos).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização Física e Química

A granulometria dos sedimentos do setor Sul foi predominantemente arenosa enquanto os sedimentos do setor norte apresentaram sedimentos de textura lamosa (sedimentos mais finos) (Figura 3). Este fenômeno se deve ao fato de que o setor sul da lagoa está sob influência mais direta do canal do Jardim do Alah, a única conexão da lagoa com o mar. O referido canal é uma fonte de sedimentos marinhos arenosos para a porção sul da lagoa, aumentando sua hidrodinâmica.

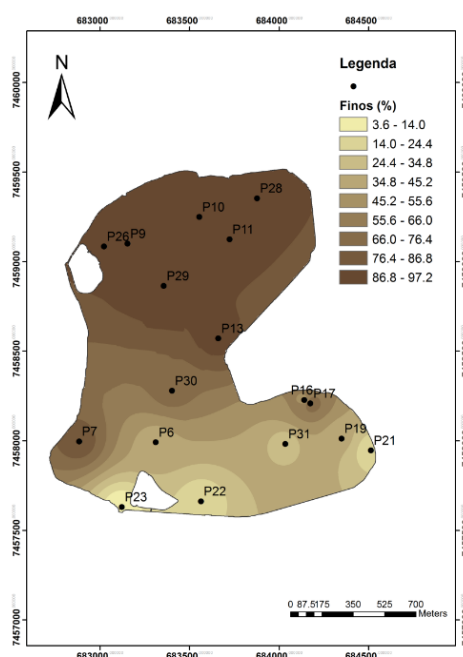


Figura 3 – Distribuição espacial do teor de finos ao longo da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ).

No que se refere à matéria orgânica, os sedimentos do setor norte apresentaram teores significativamente maiores do que a porção sul da lagoa (Figura 4). Esta constatação decorre de dois fatores: (i) da granulometria grosseira dos sedimentos do setor sul em relação ao setor norte (sedimentos mais grosseiros possuem menor superfície específica de contato e, portanto, tem menor potencial de sequestro de metais); e (ii) por conta do aumento da hidrodinâmica no setor sul da lagoa, condicionado pela presença do canal do Jardim do Alah, que injeta oxigênio dissolvido (de contribuição marinha) para as águas do setor sul da lagoa. Esta informação é particularmente importante para o risco à saúde humana, tendo em vista que a prática de esportes aquáticos na Lagoa Rodrigo de Freitas é preferencialmente praticada no setor norte (mais poluído por esgoto doméstico), incluindo durante os jogos olímpicos de 2016.

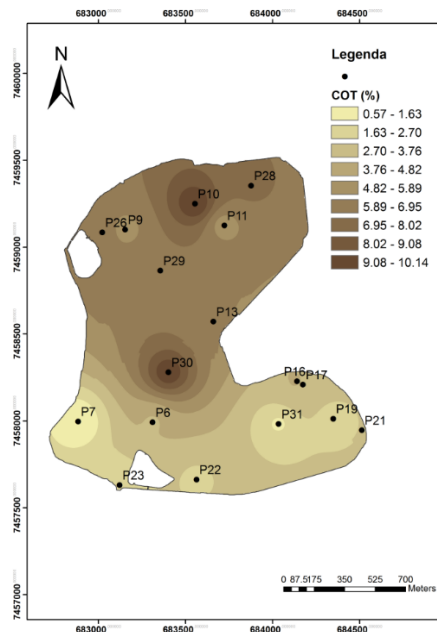


Figura 4 – Distribuição espacial dos teores de carbono orgânico total da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ).

Os valores de pH obtidos para os sedimentos da porção norte da lagoa foram menores (mais ácidos) se comparados aos valores determinados no setor sul (Figura 5). Esta observação é consequência direta do incremento dos teores de matéria orgânica no setor norte da lagoa (aparentemente mais assolado pela poluição por esgoto). O aumento do teor de matéria orgânica induz o incremento de ácidos orgânicos nos sedimentos e, a geração de ambientes redutores, tende a aumentar a concentração de ácido sulfídrico (H_2S) nos sedimentos.

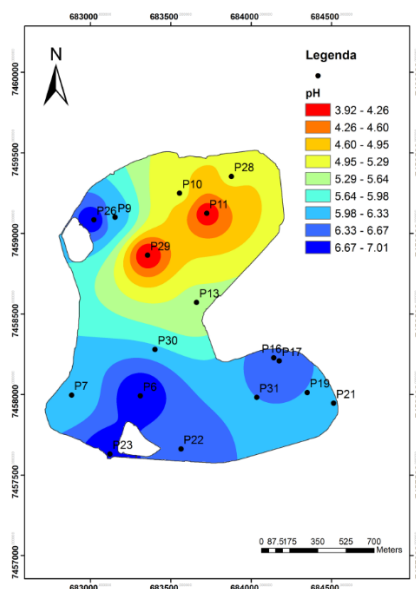


Figura 5 – Valores de pH obtidos em sedimentos superficiais de fundo da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ).

3.2 Avaliação da Contaminação por Mercúrio nos Sedimentos

Nenhuma das amostras analisadas excedeu a concentração recomendada de mercúrio para a dragagem de sedimentos de água salobra [17]. A quantificação dos teores de mercúrio em sedimentos revelou que os sedimentos do setor sul ($0,07 \pm 0,05$ mg/kg) apresentaram valores menores se comparados àqueles determinados para a porção norte ($0,20 \pm 0,03$ mg/kg) (Figura 6). Esta constatação é um reflexo do incremento da quantidade dos sedimentos finos e dos teores de matéria orgânica no setor norte da lagoa. Tais sedimentos, além de possuírem elevada superfície específica de contato promovendo o sequestro de mercúrio, também são capazes de sequestrar o referido metal e formar complexos estáveis com a matéria orgânica. A afinidade de metais pesados, incluindo o mercúrio, com a matéria orgânica é amplamente reportada e conhecida na literatura [21, 22].

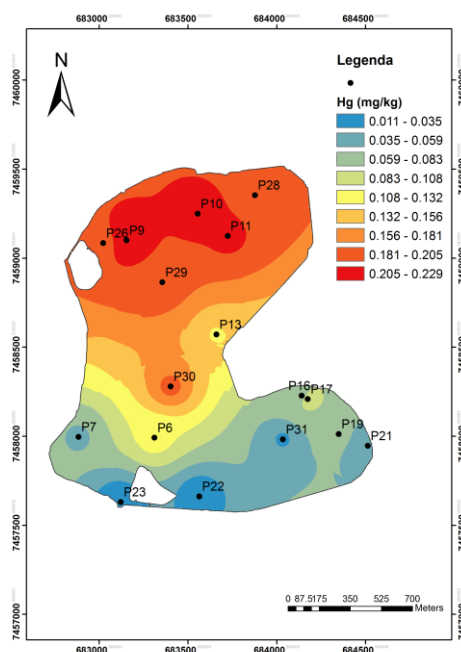


Figura 6 – Valores de mercúrio obtidos em sedimentos superficiais de fundo da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ).

As classes de IGEO obtidas nos sedimentos de fundo estão demonstradas na tabela 3. Os sedimentos coletados no setor norte, como esperado, apresentaram classes maiores de IGEO, com valor máximo na classe 3. Ao redor de 50% das amostras analisadas apresentaram este valor máximo de IGEO (na classe 3 – “Moderado a fortemente poluído”). Das 17 amostras analisadas, três acusaram IGEO na classe 2 (“Moderadamente poluído”) e estão preferencialmente localizadas mais ao sul da lagoa. Seis amostras apresentaram IGEO nas classes 0 (n=3) e 1 (n=3) e, de forma análoga às amostras enquadradas na classe 2, também foram colhidas no setor sul da lagoa.

Tabela 3 – Índice de Geoacumulação (IGEO) de mercúrio nos sedimentos de fundo da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ).

Amostra	Classe IGEO	Intensidade da Poluição
P6	2	Moderadamente poluído
P7	3	Moderado a fortemente poluído
P9	3	Moderado a fortemente poluído
P10	3	Moderado a fortemente poluído
P11	3	Moderado a fortemente poluído

P13	2	Moderadamente poluído
P16	1	Pouco a moderadamente poluído
P17	2	Moderadamente poluído
P19	1	Pouco a moderadamente poluído
P21	1	Pouco a moderadamente poluído
P22	0	Praticamente não poluído
P23	0	Praticamente não poluído
P26	3	Moderado a fortemente poluído
P28	3	Moderado a fortemente poluído
P29	3	Moderado a fortemente poluído
P30	3	Moderado a fortemente poluído
P31	0	Praticamente não poluído

3.3 Avaliação de Risco à Saúde Humana

A tabela 4 apresenta aspectos biométricos e as concentrações de mercúrio encontradas para *M. liza* e *G. brasiliensis*. Os espécimes de *M. liza* apresentaram concentração média de Hg uma ordem de grandeza menor se comparado ao teor determinado para *G. brasiliensis*. Por outro lado, o comprimento médio, bem como o peso médio, obtidos para os espécimes de *M. liza*, foi maior se comparado aos determinados em *G. brasiliensis*, o que pode explicar as diferenças de concentração de Hg entre as espécies estudadas tendo em vista fenômenos de “diluição sólida” deste metal. Por último, mas não menos importante, *G. brasiliensis* permanece, durante todo o seu ciclo de vida [23] dentro do estuário da lagoa, enquanto *M. liza* se reproduz no oceano, segundo [24]. Esta constatação certamente teve papel crucial nas concentrações médias de Hg observadas, acarretando no aumento das concentrações de Hg em *G. brasiliensis* devido ao maior tempo de permanência em áreas com sedimentos contaminados.

Tabela 4 – Comprimento total (CT), peso e concentrações de mercúrio (média \pm desvio padrão, mínimo e máximo) obtidos para a tainha (*Mugil liza*) e para o acará (*Geophagus brasiliensis*) amostrados na Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ).

	<i>M. liza</i> (n=31)			<i>G. brasiliensis</i> (n=30)		
	CT (cm)	Peso (g)	Hg (mg/kg)	CT (cm)	Peso (g)	Hg (mg/kg)
Média	33,26 \pm 1,6	337,4 \pm 54,9	0,0065 \pm 0,0050	20,6 \pm 1,9	166,2 \pm 31,5	0,0580 \pm 0,07454
Mínimo	29,0	222,8	0,0013	17,0	94,1	0,0189
Máximo	35,8	448,6	0,0280	27,7	235,6	0,4300

As tabelas 5 e 6 apresentam dados referentes à avaliação de risco à saúde humana, ao nível de *screening*, associada à ingestão de *Mugil liza* por pescadores e consumidores de mercado, respectivamente. Para pescadores, o coeficiente de perigo estimado não indica a existência de risco à saúde humana para adultos. Porém, em cenário de exposição de crianças, o coeficiente de perigo excedeu a unidade, indicando a existência de risco potencial. Para consumidores de mercado, os coeficientes de perigo obtidos para adultos e crianças apontam para a ausência de risco potencial ($QP < 1$).

Tabela 5 – Avaliação de risco à saúde humana associada à ingestão de tecido muscular de tainha (*Mugil liza*): concentração média de mercúrio em peixes, dose administrada (DA) e coeficiente de perigo (QP) estimados para adultos e crianças em cenário de exposição de populações de pescadores.

	Hg em peixes (mg/kg)	Adultos		Crianças	
		DA (mg/kg/dia)	QP	DA (mg/kg/dia)	QP
Média	0,0065 ± 0,0050	4,74 x 10 ⁻⁵	0,47	0,0002	1,66

Tabela 6 – Avaliação de risco à saúde humana associada à ingestão de tecido muscular de tainha (*Mugil liza*): concentração média de mercúrio em peixes, dose administrada (DA) e coeficiente de perigo (QP) estimados para adultos e crianças em cenário de exposição consumidores de mercado.

	Hg em peixes (mg/kg)	Adultos		Crianças	
		DA (mg/kg/dia)	QP	DA (mg/kg/dia)	QP
Média	0,0065 ± 0,0050	1,21 x 10 ⁻⁵	0,12	4,22 x 10 ⁻⁵	0,42

As tabelas 7 e 8 apresentam dados referentes à avaliação de risco à saúde humana associada ao consumo de *G. brasiliensis* em cenário de exposição de pescadores e consumidores de mercados, respectivamente. Os coeficientes de perigo para cenário de exposição de pescadores adultos e crianças resultaram em risco (QP > 1), com destaque para o valor obtido para crianças (acima de 20), considerado muito alto. Para consumidores de mercado, os coeficientes de perigo indicam risco somente para a exposição de crianças, porém vale ressaltar que o coeficiente de perigo para adultos se aproxima da unidade.

Tabela 7 – Avaliação de risco à saúde humana associada à ingestão de tecido muscular de acará (*Geophagus brasiliensis*): concentração média de mercúrio em peixes, dose administrada (DA) e coeficiente de perigo (QP) estimados para adultos e crianças em cenário de exposição de populações de pescadores.

	Hg em peixes (mg/kg)	Adultos		Crianças	
		DA (mg/kg/dia)	QP	DA (mg/kg/dia)	QP
Média	0,05805 ± 0,07454	5,92 x 10 ⁻⁴	5,92	0,0021	20,71

Tabela 8 – Avaliação de risco à saúde humana associada à ingestão de tecido muscular de acará (*Geophagus brasiliensis*): concentração média de mercúrio em peixes, dose administrada (DA) e coeficiente de perigo (QP) estimados para adultos e crianças em cenário de exposição de consumidores de mercado.

	Hg em peixes (mg/kg)	Adultos		Crianças	
		DA (mg/kg/dia)	QP	DA (mg/kg/dia)	QP
Média	0,05805 ± 0,07454	0,00009	0,89	0,0003	3,11

É importante salientar que a avaliação de risco à saúde humana, apresentada neste trabalho, é uma estimativa numérica baseada em cenário de *screening* (ao nível exploratório e preliminar). Neste sentido, os dados indicam que embora as concentrações de mercúrio nos sedimentos estejam em concordância com os limites estipulados pela legislação brasileira, o metal supracitado encontra-se biodisponível e com potencial de bioacumulação pela ictiofauna, resultando em riscos potenciais à saúde humana. Em suma, estes dados preliminares sugerem a necessidade de execução de estudos futuros visando o detalhamento e o monitoramento

periódico das concentrações de Hg nos sedimentos, nos peixes (sobretudo aqueles de hábito bentônico) e dos riscos à saúde humana associado à ingestão de pescado contaminado.

4. CONCLUSÕES

A avaliação da distribuição espacial das concentrações de mercúrio em sedimento de fundo revelou valores em concordância com a legislação brasileira, bem como teores maiores para o setor norte da lagoa. A matéria orgânica, associada a presença de finos, desempenhou papel de suma importância na distribuição geográfica da contaminação, tendo em vista que o mercúrio é capaz de formar complexos estáveis com a matéria orgânica. A concentração média de mercúrio em *G. brasiliensis* foi significativamente maior se comparada aquela encontrada para *M. liza*, sendo este fato decorrente, sobretudo, de aspectos migratórios e reprodutivos das espécies estudadas.

A avaliação de risco à saúde humana indicou a existência de risco associado ao consumo de ambas as espécies de peixe estudadas. Para *M. liza*, observou-se a ocorrência de risco somente em cenário de exposição de indivíduos adultos consumidores de mercado. Para *G. brasiliensis*, constatou-se a ocorrência de risco para pescadores (crianças e adultos) e consumidores de mercado (crianças). Tendo em vista o caráter exploratório (ao nível de *screening*) da avaliação de risco efetuada neste trabalho, os dados sugerem a execução de estudos visando o detalhamento do risco potencial associado à ingestão humana das espécies estudadas.

5. REFERÊNCIAS

- [1] EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). (1997). Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de solos;
- [2] MÜLLER, G. Schwermetalle in den sediments des Rheins. Veränderungen Seite. Umschau, Alemanha, v. 78, p. 778-783, 1979;
- [3] USEPA – United States Environmental Protection Agency. 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. vol I: Human Health Evaluation Manual. Washington, DC;
- [4] LOUREIRO, D.; FERNANDEZ, M.; HERMS, F.; ARAÚJO, C. & LACERDA, L. D. 2012a. Distribuição dos metais pesados em sedimentos da Lagoa Rodrigo de Freitas;
- [5] FONSECA, E.M.; BAPTISTA NETO, J.A.; FERNANDEZ, M.A.; MCALISTER, J. & SMITH, B. 2011. Geochemical behavior of heavy metals in different environments in Rodrigo de Freitas lagoon – RJ / Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciencias, 83(2): 457–469;
- [6] FÖRSTNER, U. 1989. Contaminated Sediments. In: BHATTACHARJI, S.; FRIEDMAN, G. M.; NEUGEBAUER, H. J. & SEILACHER, A. (Eds.). Lectures on environmental aspects of particle-associated chemicals in aquatic systems (Lecture Notes in Earth Sciences 21). Berlin, Springer-Verlag. p. 6-74;
- [7] WHO (World Health Organization). 1990. Environmental Health Criteria for Methylmercury. Geneva, p. 34;
- [8] CASTILHOS, Z.C., BIDONE, E.D., LACERDA L.D. 1998. Increase of the *Background* human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajós River region, Pará State, Amazon. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 61: 202-209;
- [9] CASTILHOS, Z.C., SOUTO, P.S., ALMOSNY, N., LINDE, A.R., SILVA, L.C.C.P., BIDONE, E. D. 2004. Bioassessment of ecological risk of Amazonian ichthyofauna to mercury. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 72(4): 200-208;
- [10] ULLRICH, S.M.; TANTON, T.W.; ABDRAHITOVA, 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;
- [11] WASSERMAN, J.C., HACON S., WASSERMAN, M.A. 2003. Biogeochemistry of mercury in the Amazonian environment. Ambio, 32(5): 336-342;

- [12] VEZZONE, M. R. T. Indicadores geoquímicos e biológicos na avaliação da qualidade dos sedimentos da lagoa rodrigo de freitas (RJ): risco ecológico aos ecossistemas aquático e de solo. 2019. 264 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019;
- [13] FEEMA, F.E.D.E.D.M.A. 2006. Lagoa Rodrigo de Freitas: diagnóstico de qualidade de água., Rio de Janeiro;
- [14] LOUREIRO, D.D.; ARAUJO, C.L. DE; MACHADO, W.; SOARES, T.; COSTA, G.B.; GRIPP, E. & LACERDA, L.D. De 2012b. Balanço do mercúrio numa lagoa costeira hipertrófica (Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro). *Oecologia Australis*, 16(3): 365–390;
- [15] ANDREATA, J.V.; MARCA, A.G.; SOARES, C.. & SANTOS, R.S. 1997. Distribuição mensal dos peixes mais representativos da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14: 121–134;
- [16] EATON, A. D.; GREENBERG, A. E.; CLESCERI, L. S. 1998. 10600: Fish. IN: Standard Methods IN: Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washington D. C.: APHA, p.1092-10107;
- [17] CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução no 454, de 1 de novembro de 2012. Brasília, DF, 2012, p.17;
- [18] TUREKIAN, K. K., WEDEPOHL, K. H. Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Geological Society American Bulletin*, v. 72, p. 175-192, 1961;
- [19] USEPA – United States Environmental Protection Agency. 2014. Integrated Risk Information System. Disponível em: <http://www.epa.gov.br/iris>. Acessado em junho 2018;
- [20] CORREIA J, CESAR RG, MARSICO E, DINIZ GTN, ZORRO MC, CASTILHOS ZC (2014) Mercury contamination in alligators (*Melanosuchus niger*) from Mamirauá Reservoir (Brazilian Amazon) and human health risk assessment. *Environ Sci Poll Res* 21:13522–13527;
- [21] WASSERMAN, J.C., HACON, S.S., WASSERMAN, M.A., 2001. O ciclo do mercúrio no meio ambiente amazônico. *Mundo e Vida*, 2: 46-52;
- [22] KEDE, M.L.M. 2006. Comportamento do chumbo em Latossolos após aplicação de rocha fosfatada brasileira: subsídio para remediação ambiental de áreas contaminadas. Dissertação de Mestrado (Saúde Pública), Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ), p.78;
- [23] GARCIA A. M. E VIEIRA P. J. Abundancia e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria *Ruppia marítima* no estuário da lagoa dos Patos. Rio Grande RS. *ATLANTICA*. 2000. no18/161-182;
- [24] HERBST, DANNIELI FIRME; HANAZAKI, NATALIA. Local ecological knowledge of fishers about the life cycle and temporal patterns in the migration of mullet (*Mugil liza*) in Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, [s.l.], v. 12, n. 4, p.879-890, 11 nov. 2014. FapUNIFESP (SciELO).