

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO EM BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL

Amanda Pontes Lopes

**CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL NA ICTIOFAUNA DEMERSAL AO
LONGO DO GRADIENTE MARINHO-ESTUARINO DE UMA BAÍA
EUTROFIZADA**

Rio de Janeiro

2020

Amanda Pontes Lopes

**CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL NA ICTIOFAUNA DEMERSAL AO
LONGO DO GRADIENTE MARINHO-ESTUARINO DE UMA BAÍA
EUTROFIZADA**

Dissertação submetida como requisito para obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração: Biodiversidade Neotropical.

Orientador (a): Dr. Luciano Neves dos Santos
Coorientador (a): Dr. Carlos Adam Conte Junior

Rio de Janeiro

2020

Catálogo informatizado pelo(a) autor(a)

L864 Lopes, Amanda Pontes
Concentração de mercúrio total na ictiofauna demersal ao longo do gradiente marinho-estuarino de uma baía eutrofizada / Amanda Pontes Lopes. -- Rio de Janeiro, 2020.
42

Orientador: Luciano Neves dos Santos.
Coorientador: Carlos Adam Conte Junior .
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2020.

1. Baía de Guanabara. 2. Poluição. 3. Metais . 4. Peixes marinhos . 5. Arrastos de fundo . I. Santos, Luciano Neves dos , orient. II. Conte Junior , Carlos Adam, coorient. III. Título.

Amanda Pontes Lopes

**CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL NA ICTIOFAUNA DEMERSAL AO
LONGO DO GRADIENTE MARINHO-ESTUARINO DE UMA BAÍA TROPICAL
EUTROFIZADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Aprovada em 30 de outubro de 2020.

Banca Examinadora



Dr(a). Luciano Neves dos Santos (Orientador)
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO)



Dr(a). Rachel Ann Hauser-Davis
(Fundação Oswaldo Cruz/Fiocruz)



Dr(a). Viviane Bernardes dos Santos Miranda
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO)

Dedico este trabalho aos meus pais, Murilo e Rosana, meu namorado, Yago, e aos meus irmãos: Anna Carolina e Victor Hugo; os quais são meus maiores incentivadores.

AGRADECIMENTOS

Á Oxalá, aos Orixás e todas as entidades, pela orientação no caminho trilhado e pela oportunidade de estar finalizando mais um ciclo em minha vida. Em especial Seu Cigano, que sempre me incentivou a estudar e correr atrás do que almejo.

Ao PPGBio e professores que mesmo com as adversidades lutam por manter um programa de pós-graduação de qualidade.

Aos colegas de Laboratório de Ictiologia Teórica e Aplicada que muitas vezes madrugaram para me ajudar na triagem, identificação e coleta do material de estudo.

Ao meu orientador, Dr. Luciano Neves dos Santos, por toda dedicação e paciência nessa jornada de me orientar.

Ao professor Dr. Carlos Conte, por todo apoio na análise de mercúrio, a equipe do Centro Laboratorial Analítico (CLAn) da Universidade Federal Fluminense (UFF), em especial a doutoranda Paloma Rodrigues por me ensinar o funcionamento do equipamento.

Aos amigos biólogos pela dedicação e amor a profissão que exercem, pela luta diária para se manterem na pesquisa científica em um país que não a-valoriza.

À minha família, em especial meus pais, irmãos, namorado e avô, que sempre estiveram me apoiando e aturando minhas grosserias nos momentos de estresses, sendo essenciais na minha continuidade neste mestrado. Eles são minha base, meu chão nos momentos mais difíceis. Sem minha família eu não sou ninguém.

Aos meus amigos, que muitas vezes me emprestaram seus ouvidos e ombros, só tenho a agradecer por todo apoio, todos os puxões de orelha e carinho, compreensão e apoio. Só tenho a agradecer por tudo que representam em minha vida. Em especial Dalva e Marcio, por terem confiado a mim o batismo do Antonio (afilhado querido) e Alexandra por todos os passeios e faxinas para espairecer e voltar a focar no que era necessário.

Agradeço também a todos os integrantes da banca, que em meio a pandemia e tudo que estamos passando se disponibilizaram a participar dessa defesa. Obrigada!

Esse ano, 2020, foi muito turbulento para todos, foram lutas diárias, só tenho a agradecer por tudo que pude aprender, superar e agregar esse ano e por todos que passaram e estão presentes na minha vida.

Gratidão por tudo!

Obrigada!

*“O que sabemos é uma gota;
o que ignoramos é um oceano.”*

Isaac Newton

RESUMO

Localizada no estado do Rio de Janeiro, Brasil, a Baía de Guanabara é um ecossistema estuarino impactado por poluentes de natureza e magnitude variadas, incluindo contaminantes emergentes e elementos-traço de alta toxicidade, tais como o mercúrio (Hg). Ainda assim, a Baía de Guanabara abriga elevada biodiversidade marinha e apresenta considerável importância econômica, sustentando intensas atividades pesqueiras, de lazer e transporte. Neste sentido, a detecção e o monitoramento das concentrações de Hg tornam-se necessários para avaliação dos seus impactos sobre a biodiversidade local, saúde humana, e ao funcionamento deste ecossistema. O objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração de mercúrio total em amostras musculares da ictiofauna demersal distribuída ao longo do gradiente marinho-estuarino da Baía de Guanabara. Também foi analisada a influência de fatores bióticos (comprimento total e nível trófico das espécies de peixes) e abióticos (pH, salinidade, profundidade, transparência, temperatura e oxigênio) sobre os valores de mercúrio total (THg). Para tal, os fatores abióticos foram medidos e os peixes coletados em oito pontos da Baía de Guanabara (Urca, Flamengo, Porto do Rio, Engenho e Paquetá) e na zona oceânica adjacente (Bota-fora, Ilhas e Copacabana) em abril de 2017, por meio de arrastos de fundo com esforço padronizado. Foram analisadas amostras da musculatura de 25 espécies, que, em conjunto, totalizaram 95 amostras, através de um Analisador de Mercúrio Direto (DMA-80). As concentrações de THg foram negativamente relacionadas à temperatura e positivamente correlacionadas com a profundidade, transparência, salinidade e comprimento total (CT). A maior média de concentração de THg foi registrada para o peixe-sapo *Lophius gastrophysus* (Miranda Ribeiro, 1915), que apesar das concentrações mais elevadas se mantiveram dentro dos limites para consumo no Brasil. A maioria das espécies de peixes analisadas ocupa níveis tróficos mais inferiores e apresentou níveis de contaminação por mercúrio abaixo do limite permitido para consumo, entretanto programas de monitoramento continuado são importantes para avaliação dos riscos aos peixes e demais organismos marinhos e à saúde humana, uma vez que a Baía de Guanabara vem apresentando níveis crescentes de contaminação doméstica e industrial ao longo dos anos.

Palavras Chave: Baía de Guanabara; Poluição; Metais; Peixes marinhos; Arrastos de fundo.

ABSTRACT

Located in the state of Rio de Janeiro, Brazil, Guanabara Bay is an estuarine ecosystem impacted by pollutants of varying nature and magnitude, including emerging contaminants and trace elements of high toxicity, such as mercury (Hg). Even so, Guanabara Bay is home to high marine biodiversity and exhibits considerable economic importance, supporting intense fishing, leisure and transportation activities. In this sense, the detection and monitoring of Hg concentrations become necessary to assess its impacts on local biodiversity, human health, and the functioning of this ecosystem. The aim of this study was to assess the concentration of total mercury in muscle samples from demersal ichthyofauna distributed along the marine-estuarine gradient of Guanabara Bay. The influence of biotic factors (total length and trophic level of fish species) and abiotics (pH, salinity, depth, transparency, temperature and oxygen) on the total mercury (THg) values was also analyzed. To this end, abiotic factors were determined and fish were collected from eight points in Guanabara Bay (Urca, Flamengo, Porto do Rio, Engenho and Paquetá) and in the adjacent oceanic zone (Bota-fora, Ilhas and Copacabana) in April 2017, through bottom trawling with a standardized effort. Muscle samples from 25 species were analyzed, totaling 95 samples, using a Direct Mercury Analyzer (DMA-80). THg concentrations were negatively related to temperature and positively correlated with depth, transparency, salinity and total length (CT). The highest average THg concentration was recorded for the frog fish *Lophius gastrophysus* (Miranda Ribeiro, 1915), and despite higher concentrations, these were still within the limits for consumption in Brazil. Most of the analyzed fish species occupy lower trophic levels and presented mercury contamination levels below the limit allowed for consumption, although continuous monitoring programs are important for assessing the risks to fish and other marine organisms and human health, as Guanabara Bay has been showing increasing levels of domestic and industrial contamination over the years.

Key words: Guanabara Bay; Pollution; Metals; Marine fish; Bottom trawling.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização geográfica dos pontos de coleta de peixes e medição de variáveis abióticas na Baía de Guanabara e na região oceânica adjacente, Brasil. 1- Bota-fora; 2- Ilhas; 3- Copacabana; 4- Urca; 5- Flamengo; 6- Porto do Rio; 7-Engenho; e 8- Paquetá. 16
- Figura 2.** Modelo hipotético de peixe, com indicação do local de extração da amostra muscular (seta e retângulo) padronizado para utilização das análises de THg (Fonte: ambientes.ambientebrasil.com.br)..... 20
- Figura 3.** Diagrama de ordenação construído com os dois primeiros eixos da PCA, indicando as mudanças das variáveis ambientais entre os pontos de coleta representantes do gradiente marinho-estuarino na Baía de Guanabara e região oceânica adjacente. 23
- Figura 4.** Diagrama de ordenação construído com os dois primeiros eixos da RDA aplicada sobre a matriz de dados abióticos (oxigênio, pH, profundidade, transparência, salinidade, temperatura), concentrações de Hg (Hg), comprimento total (CT) e nível trófico dos espécimes de peixes coletados, entres setores estuarino e marinho da Baía de Guanabara e da região oceânica adjacente. Os círculos representam os pontos de coleta. 25
- Figura 5.** Boxplots de concentrações de THg (mg kg^{-1}) por pontos de coleta (eixo x), partindo do local mais oceânico (Bota-fora) para o mais interno e estuarino (Paquetá) da Baía de Guanabara. Barras verticais superiores representam a concentração máxima, enquanto barras verticais inferiores a concentração mínima; Limites inferiores e superiores do boxplot representam, respectivamente, o 1º e 3º quartis; a barra horizontal ao meio de cada boxplot representa a mediana. 26
- Figura 6.** Boxplots do comprimento total (CT) em cm dos peixes analisados por pontos de coleta (eixo x), partindo do local mais oceânico (Bota-fora) para o mais interno e estuarino (Paquetá) da Baía de Guanabara. Barras verticais superiores representam a concentração máxima, enquanto barras verticais inferiores a concentração mínima; Limites inferiores e superiores do box-plot representam, respectivamente, o 1º e 3º quartis; a barra horizontal ao meio de cada box-plot representa a mediana. 27

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Categorias de recursos pesqueiros e seus limites permitidos para concentração de mercúrio e / ou metil mercúrio em diferentes países..... 13
- Tabela 2.** Espécies de peixes coletadas e analisadas, com nome comum, família, nível trófico e quantitativo correspondentes. se = erro padrão. Referência: Froese & Pauly (1999). 18
- Tabela 4.** Média \pm erro padrão dos valores de Hg (mg kg^{-1}) obtidos para as espécies de peixes capturadas, Média \pm erro padrão dos valores de MeHg (mg kg^{-1}), obtido através de cálculos (80% do Hg), ambos listados em ordem crescente de concentração. Amostras que quantificaram a baixo da leitura mínima do equipamento (AQ), não foram incluídas no cálculo.....29

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iv
EPIGRAFE	vi
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	ix
SUMÁRIO.....	x
1. INTRODUÇÃO.....	12
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	15
<u>2.1</u> Área de estudo	15
<u>2.2</u> Coleta de amostras.....	17
<u>2.3</u> Processamento Biométrico e Tratamento das Amostras	18
<u>2.4</u> . Análise de mercúrio.....	20
<u>2.4.1</u> Curva analítica.....	20
<u>2.4.2</u> Determinação de THg.....	21
<u>2.4.3</u> Determinação de Metilmercúrio (MeHg).....	21
<u>2.5</u> Riscos relativos ao Consumo Humano.....	22
<u>2.6</u> Análises estatísticas	22
3. RESULTADOS	23
<u>3.1</u> Variáveis abióticas.....	23
<u>3.2</u> Relação das concentrações de THg com as variáveis abióticas e bióticas	24

__3.3 Análise dos riscos à saúde humana.....	29
4. DISCUSSÃO.....	30
__4.1 Gradiente marinho-estuarino	30
__4.2 Variáveis abióticas e a concentração de THg.....	31
__4.3 Variáveis bióticas e as concentrações de THg.....	32
__4.4 Riscos à saúde humana	33
__4.4.1 Concentração de THg	33
__4.4.2 Consumo Semanal	34
5. CONCLUSÕES	35
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36

1. INTRODUÇÃO

A poluição aquática por metais é considerada uma das formas mais nocivas de contaminação ambiental, uma vez que tais compostos não são facilmente degradados. Além disso, a biota aquática é capaz de acumular esses elementos, em concentrações comumente mais elevadas que as encontradas na coluna d'água, respondendo desta forma, por grande parte da captação e disponibilização destes elementos retidos em compartimentos do sistema aquático (sedimentos e material particulado em suspensão). Neste sentido, a biota aquática constitui a principal via de exportação de metais do ambiente marinho para o ambiente terrestre, através da cadeia alimentar, chegando ao homem (Guerra, 2000; Arcagni *et al.*, 2018; Taylor & Calabrese, 2018).

O mercúrio (Hg) é considerado, pela Organização Mundial de Saúde, um dos elementos mais tóxicos existentes (WHO, 1990). A presença deste metal no ambiente ocorre devido a causas naturais, tais como inclemências geológicas, degasificação continental e evasão de Hg dos oceanos, bem como antropológicas, por exemplo mineração, indústria de cloro e álcalis, fábrica de tintas, resíduos metalúrgicos, odontológicos e queima do carvão mineral (Hintelmann, 2010; Azevedo *et al.*, 2011; Azevedo *et al.*, 2012; Hosseini *et al.*, 2013; Hutcheson *et al.*, 2014; Delgado-Alvarez *et al.*, 2014; Ruus *et al.*, 2017, Sadhu *et al.*, 2015; Conдини *et al.*, 2017; Harayashiki *et al.*, 2018).

O contaminante, Hg, também está associado ao fenômeno de bioacumulação, capaz de acumular em tecidos animais, e de biomagnificação, ou seja, aumenta sua concentração em níveis tróficos superiores. Assim, os animais do topo da cadeia alimentar, apresentam, em geral, maiores concentrações de Hg que os pertencentes a níveis tróficos inferiores (Arcagni *et al.*, 2018; Taylor & Calabrese, 2018). Em razão dos efeitos adversos da bioacumulação e biomagnificação, muitos trabalhos têm avaliado a contaminação mercurial em espécies de níveis tróficos mais elevados (Panichev & Panicheva, 2014; Ruus *et al.*, 2017; Sadhu *et al.*, 2015; Taylor & Calabrese, 2018). Contudo, entender os níveis de contaminação em animais de níveis tróficos inferiores, como algumas espécies de peixes, também se faz necessário, já que alguns desses organismos também podem ser consumidos por humanos e, além disso, atuam como elos no processo de transferência de Hg ao longo das cadeias tróficas, contribuindo para a melhor compreensão das condições ecológicas locais (Andrade *et al.*, 2014). Neste sentido, organismos marinhos apresentam uma relação direta com o ambiente, e em geral apresentam elevada correspondência com os níveis de Hg no ambiente, podendo,

portanto, serem utilizados como bioindicadores da integridade biológica e ecológica de ecossistemas (Kehrig *et al.*, 2011).

No intuito de limitar as chances de ingestão de uma alta concentração de Hg, diversos países instituíram um limite permitido de concentração desse metal, em tecido de pescado, para comercialização (Tabela 1).

Tabela 1. Categorias de recursos pesqueiros e seus limites permitidos para concentração de mercúrio e / ou metil mercúrio em diferentes países.

País	Pescado	Limites (Hg em mg)	Referências
Austrália	Peixes conhecidos por conter altos níveis de mercúrio, como espadarte, raias, tubarões, entre outros.	1,0 kg ⁻¹ Hg	UNEP (2002)
	Demais espécies de peixes, crustáceos e moluscos.	0,5 kg ⁻¹ Hg	
Brasil	Predadores	1,0 kg ⁻¹ Hg	Brasil (2013)
	Outros peixes, crustáceos, moluscos, cefalópodes e bivalves.	0,5 kg ⁻¹ Hg	
Canadá	Todos os peixes, exceto tubarão, espadarte ou atum fresco ou congelado como mercúrio total na porção comestível de peixe.	0,5 kg ⁻¹ THg	UNEP (2002)
	Limite máximo permitido para quem consome grandes quantidades de peixes.	0,2 kg ⁻¹ THg	
China	Peixes de água doce	0,3 kg ⁻¹ Hg	UNEP (2002)
União Europeia	Produtos derivados com exceção dos listados abaixo.	0,5 kg ⁻¹ Hg	EU (2006)
	Espécies em exceção*	1,0 kg ⁻¹ Hg	
Georgia	Peixes de água doce	0,3 kg ⁻¹ Hg	UNEP (2002)
	Produtos derivados	0,5 kg ⁻¹ Hg	
	Peixe (Mar Negro) Caviar	0,2 kg ⁻¹ Hg	
Índia	Peixe	0,5 kg ⁻¹ THg	UNEP (2002)
Japão	Peixe	0,3 kg ⁻¹ MeHg	UNEP (2002)
		0,4 kg ⁻¹ THg	
República da Coréia	Peixe	0,5 kg ⁻¹ Hg	UNEP (2002)
Filipinas	Peixes exceto predadores	0,5 kg ⁻¹ MeHg	UNEP (2002)
	Peixes Predadores	1,0 kg ⁻¹ MeHg	

República Eslovaca	Peixes de água doce, peixes não predadores e produtos derivados.	0,1 kg ⁻¹ THg	
	Peixes predadores de água doce	0,5 kg ⁻¹ THg	UNEP (2002)
	Peixes marinhos não predadores e produtos derivados.	0,5 kg ⁻¹ THg	
	Predadores marinhos	1,0 kg ⁻¹ THg	
Tailândia	Frutos do mar	500 g ⁻¹ Hg	UNEP (2002)
	Demais tipos de produtos	20 g ⁻¹ Hg	
Reino Unido	Peixe	0,3 kg ⁻¹ Hg	UNEP (2002)
EUA	Peixes, mariscos e outros animais aquáticos. Estados, tribos e territórios são responsáveis pelo consumo para peixes capturados localmente; nível de gatilho para muitos departamentos estaduais de saúde.	1,0 kg ⁻¹ MeHg	FDA (2011)
		0,5 kg ⁻¹ MeHg	
WHO/FAO	Todos, exceto os peixes predadores	0,5 kg ⁻¹ MeHg	FAO (2016)
	Peixes Predadores	1,0 kg ⁻¹ MeHg	

* Tamboril, peixe-gato atlântico, maruca-azul, bonito, enguia, alabote, espadim, lúcio, bonito, peixe-gato português, raias, cantarilho, peixe à vela, peixe-espada, tubarão (todas as espécies), carapau, esturjão, espadarte e atum.

Os processos de assimilação e transferência de Hg na cadeia trófica são comumente afetados por distintas variáveis, tais como idade do organismo, tamanho, sexo, posição trófica, pH da água, concentração de matéria orgânica oxigênio, salinidade e temperatura na água e no sedimento. Assim, o estudo dessas variáveis também se faz necessário para a compreensão da mobilização do mercúrio entre os organismos e demais compartimentos marinhos (Boyd *et al.*, 2017; Chouvelon *et al.*, 2017; Russ *et al.*, 2017; Arcagni *et al.*, 2018; Matulik *et al.*, 2018; Reinhart *et al.*, 2018; Taylor & Calabrese, 2018).

Os ambientes estuarinos, ou seja, ambientes de transição entre o continente e o oceano, que sofrem influência tanto do deságue de água doce como da intrusão da água do mar, são complexos e possuem importância econômica, social e ecológica (Day *et al.*, 1989; Miranda *et al.*, 2002). A Baía de Guanabara, considerada um dos ambientes estuarinos mais importantes para a produção pesqueira na costa sudeste do Brasil, está localizada nas circunvizinhanças do município do Rio de Janeiro, abrangendo aproximadamente 380 km². Ao longo da história reuniu condições favoráveis à fixação da população humana, que conta atualmente com cerca de 11 milhões de habitantes em seu entorno, assim como propiciou o

desenvolvimento de portos, áreas pesqueiras, de lazer, entre outros (Kjerfve *et al.*, 1997; Kehrig *et al.*, 2002; Fistarol *et al.*, 2015).

Desde o início do século XIX, a Baía de Guanabara vem sofrendo intensa degradação ambiental devido à poluição causada principalmente pelo aporte difuso de resíduos industriais e domésticos (Santos *et al.*, 2007; Kehrig *et al.*, 2011). Apesar da implementação de programas de despoluição deste ecossistema, a Baía de Guanabara ainda é fortemente impactada pelas cargas elevadas de matéria orgânica, altas taxas de sedimentação, hidrocarbonetos e alto teor de metais em elevadas concentrações, principalmente Hg (Baptista Neto *et al.*, 2016; Soares-Gomes, 2016). De acordo com Fistarol *et al.* (2015), os graves efeitos dessa poluição podem afetar todos os níveis da teia trófica aquática, atingindo também o ser humano.

Apesar dos trabalhos prévios indicarem que a composição e estrutura da ictiofauna da Baía de Guanabara são governadas, em grande parte, pelas mudanças espaciais nas condições ambientais típicas de sistemas estuarinos (Chaves *et al.*, 2018; Bisi *et al.*, 2012; Kehrig *et al.*, 2011), poucos relacionaram os efeitos de contaminantes sobre a ictiofauna ao longo do gradiente marinho-estuarino desse ecossistema (exceto Rodrigues *et al.*, 2020, para siris). Neste sentido, o presente trabalho tem como premissa que as concentrações de mercúrio total na ictiofauna variam entre as regiões da Baía de Guanabara, e que apesar do aporte de nutrientes, sedimentos e efluentes, carregados pelos rios, na zona mais interna, as concentrações deste metal são mais elevadas nas regiões mais externas em razão da maior biodisponibilidade do elemento para as espécies de peixe desses locais. O objetivo deste trabalho foi avaliar e comparar a concentração de mercúrio total (THg) em 25 espécies de peixes ao longo do canal central da Baía de Guanabara e em zonas oceânicas adjacentes, e discutir brevemente sobre o status de contaminação ambiental nos diferentes locais de amostragem e suas implicações na saúde humana.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Baía de Guanabara está localizada na cidade do Rio de Janeiro, entre as latitudes de 22°40' e 23°00' Sul e longitude 43°00' e 43°20' Oeste. Apresenta área total de cerca de 400 km² e perímetro de 131 km, com extensão máxima de 28 km de Leste a Oeste e cerca de 30 km de Norte a Sul (Kjerfve *et al.*, 1997; Kehrig *et al.*, 2002). O clima é tropical úmido com

temporada de chuva e quente, de dezembro a março e estação fria e seca de julho a agosto (Paranhos & Mayr, 1993). A profundidade varia de 58 m na entrada do canal central (1,6 km de largura) a <1 m nas áreas mais internas (Mayr *et al.*, 1989). A circulação de água na Baía de Guanabara é dominada por correntes de maré semi-diurnas (ou seja, 1,4 m de amplitude). O aporte de água doce se dá pelos cerca de 50 pequenos rios e riachos, desaguando para o seu interior, em média 200 mil litros de água por segundo, e também carreando efluentes urbanos e industriais, que combinados com intrusão cíclica de água oceanos através do regime das marés, afeta significativamente as características hidrológicas da Baía de Guanabara (Mayr *et al.*, 1989; Fistarol *et al.*, 2015; Chaves *et al.*, 2018)

Foram selecionados oito pontos de amostragens distribuídos entre áreas no interior da Baía de Guanabara (cinco pontos), distribuídos ao longo do canal central e compreendendo as zonas interna, central e externa deste ecossistema, e áreas na zona oceânica adjacentes (três pontos), englobando, assim, o gradiente marinho-estuarino (Figura 1).

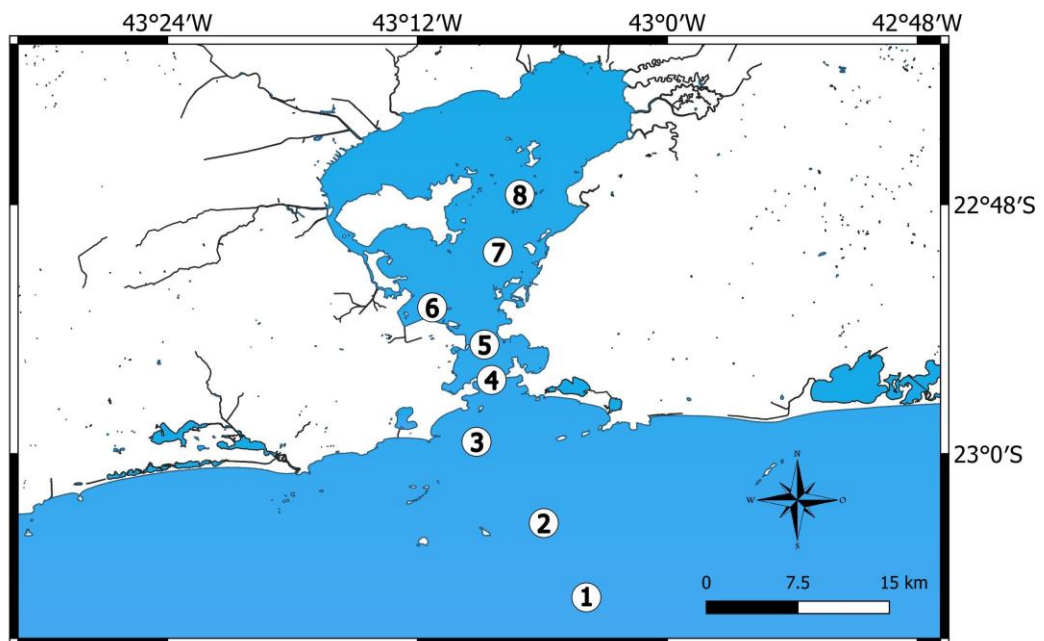


Figura 1. Localização geográfica dos pontos de coleta de peixes e medição de variáveis abióticas na Baía de Guanabara e na região oceânica adjacente, Brasil. 1- Bota-fora; 2- Ilhas; 3- Copacabana; 4- Urca; 5- Flamengo; 6- Porto do Rio; 7-Engenho; e 8- Paquetá.

Os pontos também foram selecionados por apresentarem pelo menos uma das seguintes justificativas: alto fluxo de embarcações, aporte de efluentes domésticos e/ou industriais, proximidade com áreas de lazer e/ou pontos turísticos, e atividades pesqueiras no local. Os pontos de coleta receberam as seguintes denominações: Bota-fora (23°06'55"S; 43°03'50.90"W), situado na região externa à Baía, e representando o ponto mais oceânico, que também vem sendo utilizado recorrentemente para deposição de rejeitos da dragagem; Ilhas (23°03'24.86"S; 43°05'55.95"W), também localizado na região oceânica adjacente Copacabana (22°59'24.29"S e 43°09'14.72"W); situado na região externa e próxima a entrada da Baía, Urca (22°54'10.12"S; 43°09'05.57"W) e Flamengo (22°55'27.10"S; 43°09'02.43"W), ambos situados na zona externa, porém sobre o canal principal da Baía de Guanabara; Porto do Rio (22°53'23.73"S; 43°11'03.45"W), Engenho (22°50'15.76"S; 43°08'09.97"W) e Paquetá (22°47'18.87"S; 43°07'02.23"W), compreendendo as áreas mais internas e próximas ao limite de influência do canal central de circulação de água da baía.

2.2 Coleta de amostras

As amostragens de peixes foram realizadas com o auxílio de uma embarcação (mantida a uma velocidade média de 1,8 nós) e tripulação própria (mestre e auxiliar de pesca), que exerce atividades de pesca de camarão e de fauna associada na Baía de Guanabara há pelo menos 20 anos. Um total 16 arrastos de fundo foram realizados nos dias 5 e 6 de abril de 2017, utilizando-se redes de porta simples (25 m de medida de boca e 6 m de altura; malha 25 mm entre nós adjacentes). Dois arrastos, cada qual com tempo de duração variando entre 10-20 minutos, foram efetuados em cada um dos oito pontos de coleta definidos no desenho amostral. A malha e o esforço amostral foram estabelecidos de maneira a contemplar todo o gradiente ambiental existente ao longo o canal central responsável pelas trocas de águas na Baía de Guanabara.

Após a primeira triagem efetuada logo após o desemalhar os espécimes, dos quais foram separados no máximo 30 exemplares de cada espécie, sendo o restante contabilizado e devolvido à água no mesmo local. Os peixes recolhidos foram ensacados com a identificação do local e o número do arrasto e mantidos em gelo até serem transportados para o freezer do Laboratório de Ictiologia Teórica e Aplicada (LICTA), situado na Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO), para posterior identificação taxonômica.

Durante os arrastos de fundo, também foram medidos os valores de transparência da água com o disco de Secchi, e as variáveis de temperatura (°C), salinidade, pH, e oxigênio dissolvido (mgL^{-1}) obtidas de amostras de água a 1m do fundo coletadas por meio da Garrafa de Van Dorn. As variáveis físicas e químicas da água foram medidas com uma sonda multiparâmetro HANNA modelo HI9828. Todos os dados foram anotados numa planilha analógica e posteriormente tabulados em planilhas eletrônicas.

Nas instalações do Laboratório de Ictiologia Teórica e Aplicada (LICTA-UNIRIO), os peixes foram identificados ao nível de espécie com auxílio de guias e chaves de identificação especializados (Figueiredo & Menezes, 1978; Figueiredo & Menezes, 1980; Menezes & Figueiredo, 1980). Os dados biométricos de comprimento total e padrão foram medidos com ictiômetro (mm), enquanto a biomassa de cada indivíduo foi obtida por meio de balança digital (0,001 gramas). Os níveis tróficos foram identificados através do trabalho de Houde & Zastrow (1993).

2.3 Processamento Biométrico e Tratamento das Amostras

Foram coletadas e analisadas amostras da musculatura de 25 espécies de peixes do arrasto, descritas na Tabela 2, as quais em conjunto, totalizaram 95 amostras.

Tabela 2. Espécies de peixes coletadas e analisadas, com nome comum, família, nível trófico e quantitativo correspondentes. se = erro padrão. Referência: Froese & Pauly (1999).

Nome científico e descritor	Nome popular	Família	Nível trófico	Nº de espécimes
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	Palombeta	CARANGIDAE	3.5 ± 0.2 se	5
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> (Metzelaar, 1919)	Pescada-cascuda	SCIAENIDAE	3.9 ± 0.4 se	11
<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	Goete	SCIAENIDAE	3.8 ± 0.66 se	1
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	Coió	DACTYLOPTERIDAE	3.7 ± 0.5 se	6
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	Carapeba	GERREIDAE	3.0 ± 0.2 se	2

<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	Michole	SERRANIDAE	4.5 ± 0.0 se	1
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Michole	SERRANIDAE	4.1 ± 0.68 se	1
<i>Dules auriga</i> (Cuvier, 1829)	Mariquita de penacho	SERRANIDAE	3.7 ± 0.5 se	1
<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)	Carapicu	GERREIDAE	3.2 ± 0.1 se	7
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Guaimard, 1824)	Carapicu	GERREIDAE	2.7 ± 0.1 se	3
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	Bagre	ARIIDAE	3.6 ± 0.5 se	18
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	Cocoroca-boca- larga	HAEMULIDAE	3.7 ± 0.2 se	2
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	Pescada	SCIAENIDAE	4.0 ± 0.4 se	2
<i>Lophius gastrophysus</i> (MirandaRibeiro, 1915)	Peixe-sapo	LOPHIIDAE	4.5 ± 0.3 se	1
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	Corvina	SCIAENIDAE	3.1 ± 0.1 se	14
<i>Mullus argentinae</i> (Hubbs & Marini, 1933)	Saramonete	MULLIDAE	3.5 ± 0.41 se	1
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	Pescada-dentuça	SCIAENIDAE	3.5 ± 0.3 se	2
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	Cocoroca- jurumirim	HAEMULIDAE	3.6 ± 0.2 se	5
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	Sardinha	PRISTIGASTERIDAE	4.2 ± 0.73 se	1
<i>Percophis brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	Congro-real	PERCOPHIDAE	4.2 ± 0.56 se	3
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	Cabrinha	TRIGLIDAE	3.8 ± 0.63 se	3
<i>Saurida brasiliensis</i> (Norman, 1935)	Peixe-lagarto	SYNODONTIDAE	4.2 ± 0.73 se	1
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Peixe-galo	CARANGIDAE	4.3 ± 0.4 se	2
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	Cangoá	SCIAENIDAE	3.4 ± 0.2 se	1
<i>Umbrina conosai</i> (Berg, 1895)	Corvina-riscada	SCIAENIDAE	3.9 ± 0.57 se	1

Para o processo de extração das amostras, foram mantidos, sempre, a mesma região (Figura 2), laterodorsal, e o lado (direito) dos peixes para a retirada dos fragmentos de musculatura com 1cm x 2cm de dimensão. Por meio de um bisturi, de aço inox, foi efetuado o corte do tecido muscular, sendo as escamas e a pele removidas do fragmento de tecido, a fim de não contaminar a amostra, que *a posteriori* foi armazenada em recipiente de acrílico, estéril e com tampa. Cada amostra foi codificada com numeração de identificação no arrasto, local e data, e mantida em freezer -26 °C, sem contato com possíveis contaminantes, até a análise de THg.

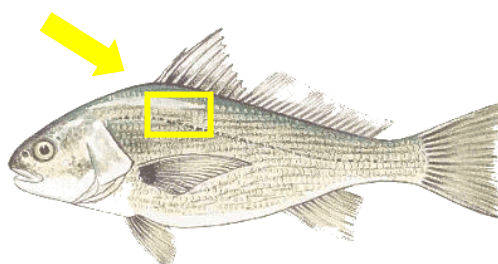


Figura 2. Modelo hipotético de peixe, com indicação do local de extração da amostra muscular (seta e retângulo) padronizado para utilização das análises de THg (Fonte: ambientes.ambientebrasil.com.br).

2.4. Análise de mercúrio

2.4.1 Curva analítica

Soluções padrão de Hg foram usadas para preparar uma curva analítica a partir de uma solução estoque de 1.000 mg L⁻¹ Hg solução (Sigma-Aldrich, São Paulo, Brasil), variando de 0,5 a 1.000 ng g⁻¹, levando em conta peso da amostra e altura do pico. Essas soluções foram usadas para construir a curva de calibração de dez pontos (0-15 ng g⁻¹; $y = 22,085 \times x - 0,3217$; $r^2 = 0,9992$). Além disso, testes de confirmação para curva de calibração foram realizadas durante cada corrida. A leitura foi realizada no comprimento de onda de 253,7 nm, O coeficiente da curva analítica foi sempre $R^2 \cong 0,9990$, levando em consideração o peso da amostra e a altura do pico. Os resultados foram expressos em mg kg⁻¹ (Guimarães *et al.*, 2016).

2.4.2 Determinação de THg

Antes de cada pesagem de amostra, os cadinhos (de quartzo) foram lavados com sabão neutro e enxaguados com água destilada, secos e aquecidos a 650°C por 3 minutos em um Analisador de Mercúrio Direto (DMA-80, Milestone, Bergamo, Itália), para evitar contaminação ou possíveis interferências. Antes de cada análise, os valores de branco foram verificados se apresentavam valores inferiores a 0,001 Hg (ng). O THg foi determinado seguindo as recomendações do fabricante, com os seguintes limites de detecção (0,00015 ng). Um detector de diodo UV de silício que foi usado para quantificar o Hg. Este sistema compreende uma célula dupla espectrofotômetro que oferece uma faixa de detecção extremamente ampla. A altura do pico foi usada para o sinal avaliação e os resultados foram expressos como mg kg⁻¹ (Guimarães *et al.*, 2016).

As amostras foram descongeladas, pesadas em balança analítica, objetivando-se a quantidade de aproximadamente 0,2700 g. O material foi colocado em recipiente de quartzo, seguido pelo processo de secagem e decomposição por ação térmica em fluxo contínuo de oxigênio. Finalmente, o vapor de Hg foi quantificado utilizando uma estrutura de amalgamação de ouro e subsequentemente dessorvido por quantização. O sistema de detecção contém uma lâmpada de vapor de Hg de baixa pressão, que emite luz em um comprimento de onda de 253,7 nm, Todas as análises para determinação de THg foram realizadas no Centro de Laboratório Analítico e Molecular, nas dependências do Departamento de Tecnologia de Alimentos da Faculdade de Veterinária da Universidade Federal Fluminense (UFF).

2.4.3 Determinação de Metilmercúrio (MeHg)

O mercúrio tem várias formas químicas, inorgânicas e orgânicas, a mais tóxica aos seres humanos é a metilada, denominada de metilmercúrio (MeHg), e a ingestão de peixes é considerada a principal, senão a única via de exposição de pessoas a essa forma de contaminante (Castilhos & Rodrigues, 2008). Em amostras biológicas, tais como músculo e tecidos de peixes possuem, em geral, uma grande proporção de MeHg em relação ao conteúdo de THg, cerca de 80% do mercúrio total em filé de peixes é metilado, e 95% deste MeHg é absorvido pelo sistema gastrointestinal (Castilhos & Rodrigues, 2008; Farias *et al.*, 2009). A partir da concentração de THg, conforme análise por DMA-80 descrita acima, foi considerada a concentração de metilmercúrio (MeHg) como 80% da concentração contida no mercúrio total, a fim de se ampliar os potenciais de comparação dos resultados obtidos, uma vez muitos trabalhos e legislações apresentam informações apenas sobre MeHg.

2.5 Riscos relativos ao Consumo Humano

Os riscos relativos ao consumo humano foram calculados usando a ingestão semanal tolerável provisória (PTWI - *provisional tolerable weekly intake*), considerando os valores estipulados pela OMS ($0,004 \text{ mg kg}^{-1}$ por peso corporal), o peso médio da população do estado do Rio de Janeiro (70 kg), 0,356 kg como a quantidade média semanal de peixe consumido, segundo Barroso & Wiefels, (2010), e as concentrações médias de Hg por espécie aqui detectadas e por local de coleta.

O cálculo foi realizado da seguinte forma: o primeiro o objetivo foi determinar o limite de ingestão semanal para uma pessoa com peso médio de 70 kg. Para isso, o valor dos limites estabelecidos pelo JECFA/WHO (2011) foi multiplicado pelo peso médio da população. Em seguida, os valores médios obtidos de mercúrio para cada espécie foram multiplicados pela quantidade média de peixes consumidos semanalmente na região metropolitana do Rio de Janeiro (0,356 kg). Os resultados obtidos neste último cálculo foram comparados com os valores limites estabelecidos pelos cálculos na primeira equação (i.e. $0,280 \text{ mg kg}^{-1}$).

As espécies e locais de amostragem que apresentaram maiores concentrações de mercúrio foram discutidas quanto aos possíveis impactos ao ecossistema e a saúde humana, foi relacionada a espécie com sua concentração de THg.

2.6 Análises estatísticas

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada à matriz de abióticos coletados ao longo dos locais de amostragem fim de avaliar possíveis diferenças espaciais das variáveis abióticas. PCA é um método multivariado, robusto, e não-restringido que cria grupos de pontos de dados correlacionados e os ordena em eixos ortogonais (Pielou, 1984). Os dados foram logaritmizados e o critério de Broken-stick foi usado para selecionar os eixos significativos da PCA. A análise da PCA foi realizada usando o pacote estatístico PC-ORD 6.0 (Wild blueberry media LLC, Corvallis, OR, EUA).

A Análise de Redundância (RDA) foi realizada com o objetivo de verificar eventuais relações entre variáveis abióticas e as concentrações de THg e o comprimento dos peixes. A RDA foi realizada usando o pacote CANOCO 4.5 (Petr & Majka Smilauer, Ithaca NY, EUA). Análises de Variância Permutacional (PERMANOVA) foram aplicadas sobre as variáveis, tanto bióticas quanto abióticas, para identificar possíveis diferenças espaciais indicadas pelos grupos formados na PCA. A PERMANOVA foi realizada no programa PRIMER 7 (Plymouth

Routines In Multivariate. Ecological Research, PRIMER-e, Albany, Auckland, NZ). Para todas as análises, foi adotado $p < 0,05$ para diferenças estatísticas significativas.

3. RESULTADOS

3.1 Variáveis abióticas

Os dois primeiros eixos do PCA explicaram 89,3% da variância total dos dados abióticos, porém apenas o eixo 1 (73,6% da variabilidade) foi selecionado, segundo o método de Broken-stick ($p < 0,01$) (Figura 3). A temperatura foi negativamente correlacionada com os valores de salinidade, transparência e profundidade. Por outro lado, pH e oxigênio foram positivamente correlacionados entre si e com o ponto de coleta de Copacabana.

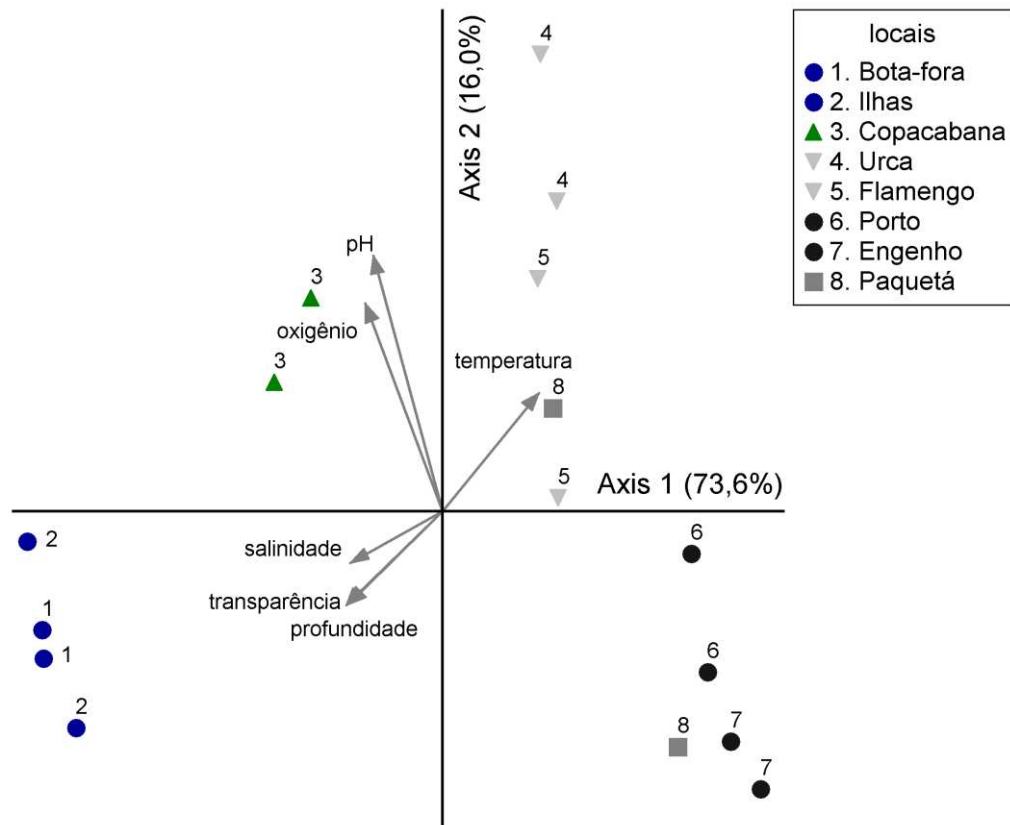


Figura 3. Diagrama de ordenação construído com os dois primeiros eixos da PCA, indicando as mudanças das variáveis ambientais entre os pontos de coleta representantes do gradiente marinho-estuarino na Baía de Guanabara e região oceânica adjacente.

A PCA separou os pontos de coleta em dois grandes grupos: marinho, contemplando os pontos Bota-fora e Ilhas, como mais destacados, junto com Copacabana, que também apresentou maior relação com áreas oceânicas; e estuarino, por sua vez, contemplando Urca, Flamengo, Porto, Engenho e Paquetá. Foram observadas maiores dispersões das amostras referentes à Paquetá, ora mais associadas com amostras da zona intermediária (ex. mais similares a da região do Flamengo), ora com amostras zona mais interna da Baía (ex. mais similares às das regiões do Porto e Engenho). Tal padrão pode estar associado com a distribuição dos pontos sobre os limites de influência do canal central, sofrendo tanto influências de águas marinhas, oriundas de zonas internas, como também de aportes fluviais, originários da bacia de drenagem continental da zona interna.

A PCA indicou uma prevalência de temperaturas mais baixas, e maiores salinidade e transparência na região mais externa, as quais foram mais relacionadas com os pontos de coleta mais oceânicos (Bota-fora e Ilhas), enquanto a temperatura aumenta em direções aos pontos mais internos da Baía, atingindo os maiores valores nos pontos mais estuarinos, coincidentes com diminuição da salinidade e transparência.

A PERMANOVA detectou diferenças significativas nas variáveis abióticas entre os grupos selecionados pela PCA. Diferenças foram observadas para o conjunto das variáveis em simultâneo ($F=45,69$; $p=0,0001$), assim como para cada variável em separado ($F=48,71$; $p<0,01$ para profundidade; $F=25,15$; $p<0,01$ para transparência; $F=52,5$; $p<0,01$ para temperatura; $F=157,5$; $p<0,01$ para salinidade, $F=7,021$ e $p=0,02$ para pH; $F=8,051$ e $p=0,01$ para oxigênio). Tais diferenças corroboraram, portanto, o padrão espacial observado na PCA.

3.2 Relação das concentrações de THg com as variáveis abióticas e bióticas

Segundo a RDA (Figura 4) a temperatura foi negativamente correlacionada com a profundidade, transparência, salinidade, enquanto pH e oxigênio, foram positivamente correlacionados, confirmando o que anteriormente foi visto na PCA. As concentrações de THg no tecido muscular dos peixes foram negativamente relacionadas com a temperatura, com menores concentrações deste elemento registradas nas áreas mais quentes situadas no interior da Baía. Por outro lado, valores mais elevados de THg foram positivamente correlacionados com maiores profundidades, transparências e salinidades, nos pontos de coleta situados na região oceânica, adjacente à baía.

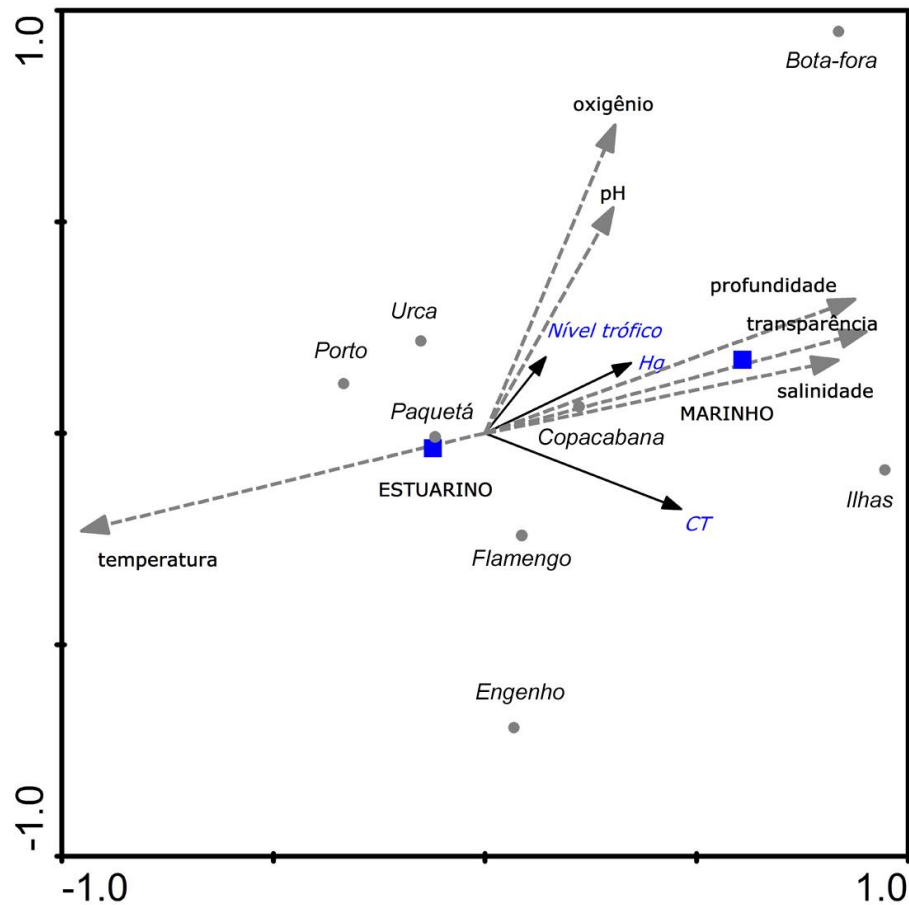


Figura 4. Diagrama de ordenação construído com os dois primeiros eixos da RDA aplicada sobre a matriz de dados abióticos (oxigênio, pH, profundidade, transparência, salinidade, temperatura), concentrações de Hg (Hg), comprimento total (CT) e nível trófico dos espécimes de peixes coletados, entres setores estuarino e marinho da Baía de Guanabara e da região oceânica adjacente. Os círculos representam os pontos de coleta.

A análise simultânea (PERMANOVA) dos valores de mercúrio total, comprimento total, e nível trófico entre os locais de coleta confirmaram as tendências observadas na PCA e RDA, com valores mais elevados nas regiões mais externas e oceânicas da Baía em relação às zonas mais internas ($F=16,46$ e $p<0,01$). Tais padrões também foram observados pelas análises univariadas (PERMANOVA) para mercúrio total ($F=10,71$; $p<0,01$; Figura 5) e comprimento total ($F=16,46$; $p<0,01$; Figura 6), porém estas foram apenas marginalmente significativas para os níveis tróficos ($F=3,246$; $p=0,07$; Tabela 3).

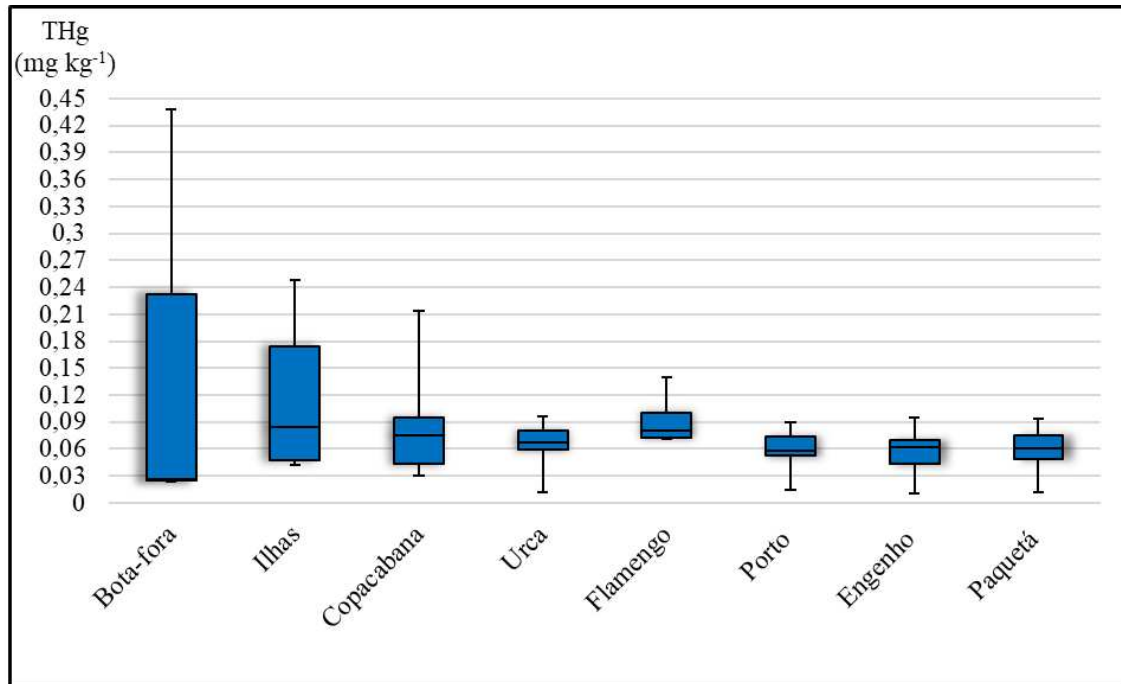


Figura 5. Boxplots de concentrações de THg (mg kg^{-1}) por pontos de coleta (eixo x), partindo do local mais oceânico (Bota-fora) para o mais interno e estuarino (Paquetá) da Baía de Guanabara. Barras verticais superiores representam a concentração máxima, enquanto barras verticais inferiores a concentração mínima; Limites inferiores e superiores do boxplot representam, respectivamente, o 1º e 3º quartis; a barra horizontal ao meio de cada boxplot representa a mediana.

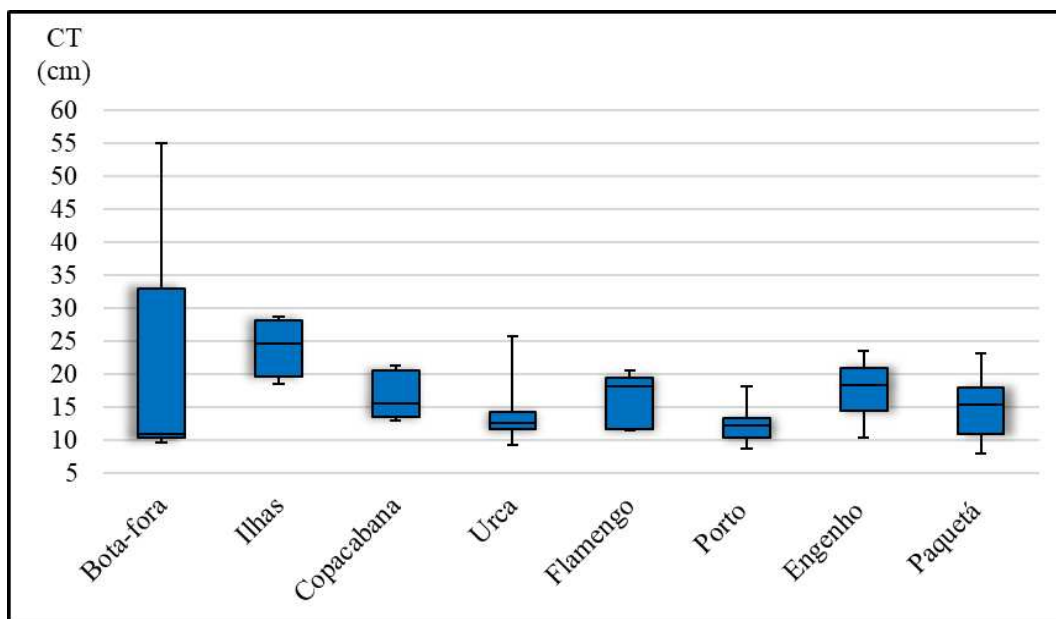


Figura 6. Boxplots do comprimento total (CT) em cm dos peixes analisados por pontos de coleta (eixo x), partindo do local mais oceânico (Bota-fora) para o mais interno e estuarino (Paquetá) da Baía de Guanabara. Barras verticais superiores representam a concentração máxima, enquanto barras verticais inferiores a concentração mínima; Limites inferiores e superiores do box-plot representam, respectivamente, o 1º e 3º quartis; a barra horizontal ao meio de cada box-plot representa a mediana

Tabela 3. Espécies de peixes coletadas ao longo do gradiente estuarino da Baía de Guanabara e áreas oceânicas adjacentes seus respectivos níveis tróficos por pontos de coleta.

Ponto	Espécie	Nível trófico
Bota-fora	<i>Lophius gastrophysus</i>	4.5 ±0.3 se
	<i>Odontoscion dentex</i>	3.5 ±0.3 se
	<i>Dactylopterus volitans</i>	3.7 ±0.5 se
Copacabana	<i>Dules auriga</i>	3.7 ±0.5 se
	<i>Orthopristis ruber</i>	3.6 ±0.2 se
Engenho	<i>Eucinostomus argenteus</i>	3.2 ±0.1 se
	<i>Genidens genidens</i>	3.6 ±0.5 se
	<i>Micropogonias furnieri</i>	3.1 ±0.1 se
Flamengo	<i>Eucinostomus argenteus</i>	3.2 ±0.1 se
	<i>Haemulon steindachneri</i>	3.7 ±0.2 se
	<i>Micropogonias furnieri</i>	3.1 ±0.1 se
Ilhas	<i>Orthopristis ruber</i>	3.6 ±0.2 se
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	3.2 ±0.1 se
	<i>Mullus argentinae</i>	3.5 ±0.41 se

	<i>Percophis brasiliensis</i>	4.2	±0.56 se
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	3.5	±0.2 se
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	3.9	±0.4 se
	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	3.8	±0.66 se
Paquetá	<i>Diapterus rhombeus</i>	3.0	±0.2 se
	<i>Genidens genidens</i>	3.6	±0.5 se
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	4.0	±0.4 se
	<i>Micropogonias furnieri</i>	3.1	±0.1 se
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	3.5	±0.2 se
	<i>Genidens genidens</i>	3.6	±0.5 se
Porto	<i>Micropogonias furnieri</i>	3.1	±0.1 se
	<i>Orthopristis ruber</i>	3.6	±0.2 se
	<i>Selene vomer</i>	4.3	±0.4 se
	<i>Umbrina conosai</i>	3.9	±0.57 se
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	3.9	±0.4 se
	<i>Dactylopterus volitans</i>	3.7	±0.5 se
	<i>Diapterus rhombeus</i>	3.0	±0.2 se
	<i>Diplectrum formosum</i>	4.5	±0.0 se
	<i>Diplectrum radiale</i>	4.1	±0.68 se
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	3.2	±0.1 se
	<i>Eucinostomus gula</i>	2.7	±0.1 se
Urca	<i>Micropogonias furnieri</i>	3.1	±0.1 se
	<i>Orthopristis ruber</i>	3.6	±0.2 se
	<i>Pellona harroweri</i>	4.2	±0.73 se
	<i>Prionotus punctatus</i>	3.8	±0.63 se
	<i>Saurida brasiliensis</i>	4.2	±0.73 se
	<i>Selene vomer</i>	4.3	±0.4 se
	<i>Stellifer rastrifer</i>	3.4	±0.2 se

A espécie com a maior média de concentração de THg e MeHg (Tabela 4) foi o *Lophius gastrophysus* (Miranda Ribeiro, 1915), de hábito carnívoro e predador, conhecido popularmente como peixe-sapo ou tamboril. O hábito alimentar carnívoro e predador da espécie provavelmente resulta na acentuação de fenômenos de bioacumulação e biomagnificação, acarretando as elevadas concentrações do contaminante. O único indivíduo capturado de *L. gastrophysus*, também representou a espécie de maior nível trófico (4.5 ± 0.3 se) entre todas as demais registradas.

Tabela 4. Média \pm erro padrão dos valores de Hg (mg kg^{-1}) obtidos para as espécies de peixes capturadas, Média \pm erro padrão dos valores de MeHg (mg kg^{-1}), obtido através de cálculos (80% do Hg), ambos listados em ordem crescente de concentração. Amostras que quantificaram a baixo da leitura mínima do equipamento (AQ), não foram incluídas no cálculo.

Espécies	Média \pm Erro Padrão de Hg	Média \pm Erro Padrão de MeHg
<i>Diapterus rhombeus</i>	0,0116 \pm 0,0001	0,0092 \pm 0,0001
<i>Odontoscion dentex</i>	0,0253 \pm 0,0003	0,0202 \pm 0,0003
<i>Micropogonias furnieri</i>	0,0417 \pm 0,0066	0,0333 \pm 0,0066
<i>Percophis brasiliensis</i>	0,0466 \pm 0,0021	0,0373 \pm 0,0021
<i>Selene vomer</i>	0,0563 \pm 0,0005	0,0450 \pm 0,0005
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	0,0586 \pm 0,0021	0,0469 \pm 0,0021
<i>Prionotus punctatus</i>	0,0616 \pm 0,0027	0,0493 \pm 0,0027
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0,0617 \pm 0,0098	0,0494 \pm 0,0098
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	0,0636 \pm 0,0000	0,0509 \pm 0,0000
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,0662 \pm 0,0037	0,0530 \pm 0,0037
<i>Diplectrum radiale</i>	0,0667 \pm 0,0000	0,0534 \pm 0,0000
<i>Umbrina conosai</i>	0,0674 \pm 0,0000	0,0539 \pm 0,0000
<i>Orthopristis ruber</i>	0,0674 \pm 0,0070	0,0539 \pm 0,0070
<i>Genidens genidens</i>	0,0726 \pm 0,0031	0,0579 \pm 0,0031
<i>Stellifer rastrifer</i>	0,0779 \pm 0,0000	0,0623 \pm 0,0000
<i>Saurida brasiliensis</i>	0,0787 \pm 0,0000	0,0630 \pm 0,0000
<i>Pellona harroweri</i>	0,0796 \pm 0,0000	0,0637 \pm 0,0000
<i>Dactylopterus volitans</i>	0,0861 \pm 0,0248	0,0689 \pm 0,0248
<i>Diplectrum formosum</i>	0,0926 \pm 0,0000	0,0741 \pm 0,0000
<i>Eucinostomus gula</i>	0,0931 \pm 0,0014	0,0745 \pm 0,0014
<i>Dules auriga</i>	0,0976 \pm 0,0000	0,0781 \pm 0,0000
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,1032 \pm 0,0281	0,0825 \pm 0,0281
<i>Haemulon steindachneri</i>	0,1398 \pm 0,0000	0,1118 \pm 0,0000
<i>Mullus argentinae</i>	0,1923 \pm 0,0000	0,1538 \pm 0,0000
<i>Lophius gastrophysus</i>	0,4377 \pm 0,0000	0,3502 \pm 0,0000

3.3 Análise dos riscos à saúde humana

O valor dos limites estabelecidos pelo JECFA/WHO (2011), multiplicado pelo peso médio da população resultou em $0,280 \text{ mg kg}^{-1}$. Os resultados indicaram que todas as espécies, com concentrações de Hg quantificáveis, apresentaram os níveis de concentração de THg inferior aos limites legais estabelecidos consumo, em todos os pontos de coleta amostrados na Baía de Guanabara. A espécie com a maior concentração em relação ao

consumo semanal encontrado, foi *Lophius gastrophysus* (Miranda Ribeiro, 1915), conhecido popularmente como peixe-sapo ($0,1558 \text{ mg kg}^{-1}$), porém dentro da faixa estabelecida pelas diretrizes nacionais para consumo seguro de pescado.

4. DISCUSSÃO

4.1 Gradiente marinho-estuarino

Os padrões observados e analisados, na PCA e na PERMANOVA, confirmam a existência de um gradiente ambiental, com uma região mais salina e fria localizada no exterior da baía (Bota-fora e Ilhas), uma região intermediária, representada por: Flamengo, Urca, Copacabana e Porto; e uma região interna, com águas mais quentes e com baixa salinidade, formada por Engenho e Paquetá. Neste sentido, apesar das influências das passagens da frente fria, chuva e regimes de marés, as condições hidrológicas na Baía de Guanabara dependem principalmente de dois gradientes interligados: um gradiente terra-oceano, variando de condições marinhas típicas perto da entrada da baía para águas mais estuarinas e eutróficas nas áreas mais internas; e, um gradiente batimétrico, em que profundidades mais altas são geralmente encontradas ao longo do principal canal central e segue uma diminuição gradual em direção ao lados leste e oeste da baía (Mayr *et al.*, 1989; Fistarol *et al.*, 2015). A influência combinada desses fatores leva a variabilidade das condições ambientais, e com isso a formação de um gradiente. A salinidade é menor em áreas internas, tais como Paquetá e Engenho, em resposta aos efeitos do afluxo de rios e efluentes, e especialmente durante a estação chuvosa, enquanto salinidades mais elevadas são registradas em regiões mais externas e de maiores profundidades, onde a influência das águas marinhas do oceano adjacente é alta (Seixas *et al.*, 2016). A temperatura da água segue o padrão oposto, com valores mais elevados nas regiões mais internas da baía e diminuindo em direção às regiões mais externas (Kjerfve *et al.*, 1997). Já a transparência da água é baixa, especialmente nas áreas internas e durante os períodos chuvosos (Mayr *et al.*, 1989), principalmente em razão da eutrofização, porém há uma crescente melhora nas condições para penetração de luz nas zonas centrais, em grande parte devido a influência do regime de marés e diluição das águas continentais (Fistarol *et al.*, 2015).

Ainda que corroborando a existência do gradiente marinho-estuarino, já evidenciado em trabalhos prévios (Fistarol *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2020), o presente estudo se destaca por incluir áreas externas e oceânicas adjacentes à Baía da Baía de Guanabara, na

comparação com os resultados obtidos para os locais no interior deste ecossistema. Tais locais exibiram, como esperado, características de águas mais oceânicas, apresentando os maiores valores de salinidade e transparência e as menores temperaturas. Além disso, vale ressaltar que a região de Paquetá apresentou ampla variação dos dados abióticos entre as repetições amostrais, ora com características mais semelhantes a região interna (Engenho), ora com características mais intermediárias (Porto, Copacabana, Urca e Botafogo), provavelmente em razão da influência combinada da drenagem continental do fundo da Baía e da intrusão de águas de origem mais oceânicas através do canal central.

4.2 Variáveis abióticas e a concentração de THg

As concentrações de THg na ictiofauna variaram entre os locais de coleta, e apesar do maior aporte de efluentes orgânicos e industriais carreados pelos rios na zona mais interna (Paquetá e Engenho), concentrações mais elevadas deste metal foram registradas nas regiões mais externas e oceânicas da Baía de Guanabara (Bota-fora e Ilhas). Covelli *et al.*, (2012), analisou o mercúrio no sedimento da Baía de Guanabara e constatou que os maiores concentrações deste contaminante (41 mg kg^{-1}) parecem estar relacionados a fatores locais, como a proximidade de fontes de contaminação, como na área nordeste da Ilha do Governador e no Porto do Rio de Janeiro. Entretanto uma das principais preocupações para sistemas contaminados é determinar a mobilidade de Hg e o seu grau de biodisponibilidade, o que não parece ser o caso para zonas mais internas da Baía de Guanabara segundo Covelli *et al.*, (2012). Áreas mais protegidas das ações das ondas, das correntes de maré e com baixa energia hidrodinâmica favorecem a sedimentação de partículas de granulometria mais fina, em geral, com teores mais elevados de matéria orgânica (Silva *et al.*, 2012). Tais fatores poderiam resultar em menor disponibilidade de Hg em formas assimiláveis pela biota; segundo Premuzic *et al.* (1982), compostos orgânicos agregados aos argilominerais na coluna d'água têm sido depositados nos sedimentos em baixa tensão de oxigênio, formando um sedimento rico em matéria orgânica e em condições subóxicas e anóxicas.

Rodrigues *et al.* (2020) relataram o aumento nas concentrações de THg durante e após a dragagem de sedimentos no interior da Baía de Guanabara, em amostras musculares de siris, em pontos próximos ao Porto do Rio de Janeiro, o qual foi atribuído ao revolvimento do sedimento que aparentemente estava contaminado pelo metal. No entanto esse sedimento, oriundo da dragagem, foi depositado no Bota-fora, o qual também está mais sujeito a eventos

oceanográficas (i.e ressurgência) e à ação de bactérias que propiciam maior biodisponibilização de Hg. Neste sentido, tais fatores poderiam justificar o registro de concentrações de THg mais elevadas nos peixes coletados neste local e nos demais pontos de amostragens próximos (i.e. Ilhas e Copacabana), situados na região oceânica adjacente à Baía de Guanabara.

4.3 Variáveis bióticas e as concentrações de THg

As maiores concentrações de THg foram positivamente relacionadas com o comprimento total (CT) e com o nível trófico, e logo as regiões mais oceânicas que em geral abrigam espécimes e espécies de topo de cadeia e de maiores dimensões também apresentaram maiores contaminações teciduais. Em destaque, o peixe-sapo *Lophius gastrophysus* (Miranda Ribeiro, 1915) foi coletado no ponto mais oceânico, e além disso possui a maior concentração de THg e o maior nível trófico dentre as espécies coletadas nesse trabalho.

Bisi *et al.* (2012) registraram fatores de magnificação trófica acima de 1, demonstrando que o THg está sendo biomagnificado em cadeias alimentares da Baía de Guanabara, justificando assim a correlação positiva entre nível trófico e concentração de mercúrio. Kehrig *et al.* (2012) constataram que a acumulação de mercúrio em peixe espada (*Trichiurus lepturus*) esteve positivamente correlacionada com o tamanho dos indivíduos analisados, em três áreas costeiras, incluindo a Baía de Guanabara,

As concentrações de THg registradas no peixe-sapo se aproximaram do limite nacional permitido para consumo. Apesar de não ser tão comum em restaurante brasileiros, essa espécie é bastante consumida internacionalmente, tendo um elevado valor econômico no mercado internacional e possui crescentes oportunidades de exportação para países europeus e asiáticos (Perez *et al.*, 2002; Ramella *et al.*, 2005). Somente no estado do Rio de Janeiro, foram desembarcadas 1.386 toneladas dessa espécie em 2005, sendo 1.381,5t oriundas da pesca industrial e 4,5t da pesca artesanal (IBAMA, 2005). De hábitos bentônicos e atingindo comprimento total (CT) máximo de 60 cm, *L. gastrophysus* é um piscívoro de emboscada que foi capturado no local em que foram registradas as maiores concentrações de Hg na ictiofauna (Bota-fora), ocupando níveis tróficos mais elevados na cadeia alimentar íctica (Froese & Pauly, 1999). No presente estudo, o espécime capturado era um exemplar adulto com 55cm de

CT. Considerando que este predador também pode ser consumido por outras espécies de níveis tróficos superiores, tais como cações e cetáceos, pode apresentar um papel ecológico importante como elo de transferência de THg na teia trófica marinha, contribuindo portanto para que os limites para consumo humano (i.e. $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$) sejam eventualmente superados. *Lophius gastrophysus* assim como indivíduos de maior porte de outras espécies capturadas na região oceânica adjacente à Baía de Guanabara também contribuíram para explicar a relação positiva das concentrações de THg e os valores de CT e de nível trófico, justificando ações de monitoramento contínuo das espécies consumidas e dos tamanhos comercializados no estado do Rio de Janeiro.

4.4 Riscos à saúde humana

4.4.1 Concentração de THg

No presente estudo, nenhuma espécie ultrapassou os limites nacionais para THg ($1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ para predadores, e $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ para os demais grupos tróficos) ou de MeHg, considerando as estimativas de que 80% de THg corresponderam a esta fração do metal. No entanto quando analisamos em âmbito internacional, *L. gastrophysus*, apresentou $0,438 \text{ mg kg}^{-1}$ de THg, superando os limites máximos permitidos no Japão no Reino Unido ($0,4$ e $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente). Considerando que 80% desta fração corresponde a MeHg, a concentração de $0,3502 \text{ mg kg}^{-1}$ obtida também ultrapassa, o limite máximo permitido para o Japão ($0,3 \text{ mg kg}^{-1}$).

Kehrig *et al.* (1998) obtiveram concentrações de $0,103 \pm 0,0586 \text{ mg de THg.kg}^{-1}$ para *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) capturadas no interior da Baía de Guanabara, superiores, portanto, aos valores encontrados no presente trabalho ($0,04168 \pm 0,00660 \text{ mg kg}^{-1}$). , Rodrigues *et al.* (2010) e Bisi *et al.* (2012) avaliaram três espécies em comum com o presente trabalho: *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823): $0,0568 \pm 0,013 \text{ mg kg}^{-1}$ (Rodrigues *et al.*, 2010) e $0,0834 \pm 0,1079 \text{ mg kg}^{-1}$, (Bisi *et al.*, 2012), ; *Genidens genidens* (Cuvier, 1829), com $0,1023 \pm 0,043 \text{ mg kg}^{-1}$ (Rodrigues *et al.*, 2010); e *Cynoscion jamaicensis* (Vaillant & Bocourt, 1883), $0,0549 \pm 0,0394 \text{ mg kg}^{-1}$ (Bisi *et al.*, 2012). Neste sentido, a concentração obtida por Bisi *et al.* (2012) para *M.s furnieri* foi 50% inferior às obtidas no presente trabalho, as quais, entretanto, foram muito similares às obtidas por Rodrigues *et al.* (2010). As demais espécies não apresentaram alterações significativas nas

concentrações de THg em relação aos valores obtidos no presente trabalho que permitissem inferências temporais claras.

O limite nacional permitido para consumo em peixes não foi superado para nenhuma das espécies analisadas no presente trabalho, assim como em nenhum dos demais trabalhos utilizados nas comparações. Entretanto, considerando o grau de degradação progressivo da Baía de Guanabara e a sua importância para o abastecimento de recursos pesqueiros para o mercado de consumo local, programas de monitoramento contínuos são altamente recomendáveis para o melhor entendimento e reavaliações periódicas do risco e dos impactos do mercúrio (THg e MeHg) à saúde humana e integridade biológica deste ecossistema.

4.4.2 Consumo Semanal

Nenhuma das espécies coletadas e com THg quantificável ultrapassou o limite estabelecido pela JECFA/WHO (2011), de $0,004 \text{ mg kg}^{-1}$ por peso corporal, que para peso média da população (70 kg) equivale a $0,280 \text{ mg kg}^{-1}$; o que corresponderia a uma média de consumo semanal de peixe de 0,356 g na região metropolitana do Rio de Janeiro (Barroso & Wiefels, 2010). Apesar dos cálculos de ingestão semanal também apontarem para uma menor risco à saúde humana, existem cinco colônias de pesca na região, além de cerca de 10 associações de pesca, que totalizam cerca de 3700 pescadores (IBAMA, 2002), cuja principal fonte de alimentação se baseia em proteína de pescado, provavelmente superando o consumo semanal de 0,356 kg (Hanazaki & Begossi, 2000). Neste sentido, os hábitos alimentares das comunidades pesqueiras da região, as informações sobre os níveis de mercúrio no pescado e outros organismos aquáticos utilizados na alimentação são de extrema importância na avaliação do quanto os representantes destas comunidades tradicionais estão mais susceptíveis à contaminação de THg, e conseqüentemente aos prejuízos à saúde ocasionados pelos níveis elevados de metal ingeridos (Hacon *et al.*, 1997). Considerando a quantidade média de proteína em uma refeição de 135g, 0,356g seriam consumidos em até 3 ou mais refeições de pescado por semana, que se espera ser atingido e superado por uma família com uma dieta a base de peixe. Para atingir o limite de $0,280 \text{ mg kg}^{-1}$ de THg, por semana, o cenário menos favorável possível seria o consumo do peixe-sapo, para o qual as maiores concentrações deste contaminante foram registradas, sendo necessária a ingestão de 0,640 kg semanais, o que corresponderia a cerca de cinco refeições a base de peixe na semana.

Ainda que peixe-sapo não seja uma espécie amplamente consumida em âmbito nacional, peixes de hábitos alimentares e ocorrência similares, porém mais consumidos, tais

como o namorado-verdadeiro *Pseudopercis numida* (Miranda Ribeiro, 1903;), que também ocorre na região de estudo (Monteiro-Neto *et al.*, 2013),, poderiam apresentar níveis de contaminação por THg equivalentes e logo afetar adversamente a população local. Tais resultados reforçam a necessidade de programas de monitoramento continuado de THg e outros elementos-traço que apresentam sérios riscos em potencial à saúde humana quando acumulados em recursos pesqueiros e transferidos para níveis tróficos mais elevados, tais como espécies de topo de cadeia, inclusive seres humanos.

5. CONCLUSÕES

O presente estudo corroborou a existência do gradiente marinho-estuarino na Baía de Guanabara e revelou que as concentrações de THg em peixes foram relacionadas positivamente com profundidade, transparência e salinidade, e negativamente com a temperatura, coincidindo com concentrações mais elevadas nas regiões oceânicas adjacentes, externas à Baía de Guanabara (Bota-fora e Ilhas). Com relação aos fatores bióticos, o tamanho e o nível trófico dos peixes estiveram positivamente correlacionados com a concentração de THg, sugerindo o efeito combinado de processos de bioacumulação e biomagnificação.

A Baía de Guanabara está sujeita a diversos tipos de impactos diários e recorrentemente, devido a intensa ocupação do seu entorno por empreendimentos industriais e residenciais. Ainda que todos os indivíduos e as espécies de peixes analisadas no presente trabalho tenham apresentado concentrações de THg inferiores aos limites máximos permitidos para consumo, e os cálculos de ingestão semanal sugerem um risco menor à saúde humana, é importante salientar que esses animais são consumidos de forma contínua e significativa por representantes de comunidades tradicionais (ex. pescadores artesanais) da região, e que contaminantes refratários podem bioacumular nos tecidos ao longo da vida. Com isso o monitoramento contínuo de THg, assim como dos demais metais presentes nos recursos pesqueiros da Baía de Guanabara e regiões adjacentes, é recomendável, uma vez que estes são intensamente consumidos e podem representar riscos prementes à saúde humana e integridade ecológica deste ecossistema. Esses resultados também podem servir de base para avaliação de risco ambiental em sistemas similares, além de contribuir para o entendimento a dinâmica do mercúrio total em recursos pesqueiros ao longo de gradientes marinho-estuarinos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, L.S., Frameschi, I.F., Costa, R.C., Castilho, A.L., Fransozo, A., 2014. The assemblage composition and structure of swimming crabs (Portunoidea) in continental shelf waters of southeastern Brazil. *Cont Shelf Res*, v. 94, p. 8-16, 2014
- Arcagni, M., Juncos, R., Rizzo, A., Pavlin, M., Fajon, V., Arribére, M.A., *et al.*, 2018. Species- and habitat-specific bioaccumulation of total mercury and methylmercury in the food web of a deep oligotrophic lake. *Sci Total Environ* 612, 1311-1319.
- Azevedo, J.S, Braga, E.S., Favaro, D.T., Perretti, A.R., Rezende, C.E., Souza, C.M.M., 2011. Total mercury in sediments and in Brazilian Ariidae catfish from two estuaries under different anthropogenic influence. *Mar Pollut Bull*, 62(12), 2724-2731.
- Azevedo, J., Souza, S., Oliveira, T., Ulrich, J., 2012. Tissue-specific mercury concentrations in two catfish species from the Brazilian coast. *Braz J Ocean*, 60(2), 211-219.
- Baptista Neto, J.A., Barreto, C.F., Vilela, C.G., Fonseca, E.M., Melo, G.V., Barth, O.M., 2016. Environmental change in Guanabara Bay, SE Brazil, based in microfaunal, pollen and geochemical proxies in sedimentary cores. *Ocean Coast Manag*, 4-15.
- Barroso, R.M. & Wiefels, A.C., 2010. O Mercado Pesqueiro da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. site: <http://www2.produce.gob.pe/RepositorioAPS/3/jer/DGA-PUBLICACIONES/Mercado-de-Pescadoen-Rio-de-Janeiro.pdf> (acessado em 31 de agosto de 2019).
- Bisi, T.L.; Lepoint, G.; Azevedo, A.F.; Dorneles, P.R.; Flach, L.; Das, K.; Malm, O.; Lailson-Brito, J., 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators* 18 (2012) 291–302.
- Boyd, E.S., Yu, R.Q., Barkay, T., Hamilton, T.L., Baxter, B.K., Naftaz, D.L., Marvin-Dipasquale, M., 2017. Effect of salinity on mercury methylating benthic microbes and their activities in Great Salt Lake, Utah. *Sci Total Environ*, 581-582, 495-506.
- Brasil, 2013. Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. RDC nº 42 de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 29 ago. 2013.
- Castilhos, Zuleica C. & Rodrigues, Ana P., 2008. Avaliação da potencial acumulação de mercúrio em peixes dos reservatórios (previstos) de Jirau e de Santo Antônio, Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008. ISBN 978-85-61121-44-0.

- Chaves, Maria Clara N. R., Franco, Ana Clara S., Seixas, Luana B., Cruz, Livia R., Santos, Luciano N., 2018. Testing the ecocline concept for fish assemblages along the marine-estuarine gradient in a highly-eutrophic estuary (Guanabara Bay, Brazil). *Estuar Coast Shelf Sci*, 211, 118-126.
- Chouvelon, T., Cresson, P., Bouchoucha, M., Brach-Papa, C., Bustamante, P., Crochet, S., *et al.*, 2017. Oligotrophy as a major driver of mercury bioaccumulation in medium-to high-trophic level consumers: A marine ecosystem-comparative study. *Environ Pollut*, 233, 844-854.
- Condini, M.V., Hoeninghaus, D.J., Roberts, A.P., Soulen, B.K., Garcia, A.M., 2017. Mercury concentrations in dusky grouper *Epinephelus marginatus* in littoral and neritic habitats along the Southern Brazilian coast. *Mar Pollut Bull*, 115(1-2), 266-272.
- Covelli, S., Protopsalti, I., Acquavita, A., Sperle, M., Bonardi M., Emili, A., 2012. Spatial variation, speciation and sedimentary records of mercury in the Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil). *Cont Shelf Res*, 35 (2012), 29 - 42.
- Day, J.W.; Hall, C.A.S., Kemp, W.M., Yáñez-Aracimbia, A., 1989. *Estuarine ecology*. New York, USA: John Wiley & Sons. 558 p. ISBN-13: 978-0471062639 ISBN-10: 0471062634.
- Delgado-Alvarez, C.G., Ruelas-Inzunza, J., Osuna-López, J.I., Voltolina, D., Frías-Espericueta, M.G., 2014. Mercury content and their risk assessment in farmed shrimp *Litopenaeus vannamei* from NW Mexico. *Chemosphere*, 119, 1015-1020.
- EU - European Union. Commission Regulation (EC) No 1881/2006 de 19 Dezembro de 2006.
- Farias, L.A., Fávoro, D.I.T., Vasconcellos, M.B.A., 2009. Determinação de mercúrio e metilmercúrio em amostras de cabelo e peixes. *Rev Inst Adolfo Lutz*, 68(3):451-60, 2009.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2016. JOINT FAO/WHO Food Standards Programme Codex Committee on Contaminants in Foods. Roma: Food and Agriculture Organization/WHO, 19 p.
- FDA - Food and Drug Administration, 2011. *Fish and Fishery Products Hazards and Controls Guidance*.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, Naércio A., 1978. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II Teleostei (1)*. Museu de Zoologia. Universidade de São Paulo, SP.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, Naércio A., 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III Teleostei (2)*. Museu de Zoologia. Universidade de São Paulo, SP.

- Fistarol, G.O., Coutinho, F.H., Moreira, A.P., *et al.*, 2015. Environmental and sanitary conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Front Microbiol*, 6.
- Froese, R. & Pauly, D., Editores. 1999. *FishBase 99: concepts, design and data sources*. ICLARM, Manila, Philippines. 329 p.
- 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.
- Guimarães, C.F., Mársico, E.T., Monteiro, M.L., Lemos, M., Mano, S.B., Conte Junior, C.A., 2015. The chemical quality of frozen Vietnamese *Pangasius hypophthalmus* fillets. *Food Sci Nutr*. 2015 Oct 26;4(3):398-408.
- Hacon, S.; Rochedo, E.R.; Campos, R.; Rosales, G. & Lacerda, L.D., 1997. Risk assessment of mercury in Alta Floresta. Amazon Basin Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, 97:91-105.
- Hanazaki, N.; Begossi, A., 2000. Caiçara livelihood: knowledge, use of resources and diet. Paper presented at The International Workshop on Local Development and Conservation, MAB/UNESCO, Florianópolis, SC. 2000.
- Harayashiki, C.A.Y., Reichelt-Brushett, A., Cowden, K., Benkendorff, K., 2018. Effects of oral exposure to inorganic mercury on the feeding behaviour and biochemical markers in yellowfin bream (*Acanthopagrus australis*). *Mar Environ Res*, 134, 1-15.
- Hintelmann, H., 2010. Organomercurials. Their formation and pathways in the environment. *Met Ions Life Sci*, 7, 365-401.
- Hossenli, M., Nabavi, S.M., 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(1-3), 175-180.
- Hutcheson, M.S., Smith, C.M., Rose, J., Batdorf, C., Pancorbo, O., West, C.R., *et al.*, 2014. Temporal and spatial trends in freshwater fish tissue mercury concentrations associated with mercury emissions reductions. *Environ Sci Technol*, 48(4), 2193-2202.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2002. Levantamento de dados da atividade pesqueira na Baía de Guanabara como subsídio para a avaliação de impactos ambientais e a gestão da pesca: pescadores e embarcações em atividade, produção, e valor do pescado na Baía de Guanabara - abril de 2001 a março de 2002. Brasília – DF, setembro de 2002.

- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2005. Estatística da pesca 2005 – Brasil: grandes regiões e unidades da federação. Brasília – DF, dezembro de 2005;
- JECFA/WHO. Evaluation of Certain Contaminants in Food: Seventy-Second Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 2011. Available online: <https://apps.who.int/food-additives://contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1806> (acessado em 12 de dezembro de 2019).
- 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 (1998). 263-271.
- Kehrig, H.A., Costa, M., Moreira, I., Malm, O., 2002. Total and methylmercury in a Brazilian estuary, Rio de Janeiro. *Mar Pollut Bull*, 44 (10), 1018-1023.
- Kehrig, H.A., Malm, O., Palermo, E.F.A., Seixas, T.G., Baêta, A.P., Moreira, I., 2011. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Química Nova*, 34(3), 377-384.
- Kjerfve, B., Ribeiro, C.H.A., Dias, G.T.M., Filippo, A.M., Quaresma, V. S., 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Cont Shelf Res*, 17(13): 1609-1643.
- Matulik, A.G., Kerstetter, D.W., Hammerschlag, N., Divoll, T., Hammerschmidt, C.R., Evers, D.C., 2018. Bioaccumulation and biomagnification of mercury and methylmercury in four sympatric coastal sharks in a protected subtropical lagoon. *Mar Pollut Bull*, 116(1-2), 357-364.
- Mayr, L.M., Tenenbaum, D.R., Villac, M.C., Paranhos, R., Nogueira, C.R., Bonecker, A.C.T., Bonecker, S.L.C., 1989. Hydrobiological characterization of Guanabara bay. In: Magoon, O., Neves, C. (Eds.), *Coastlines of Brazil*. American Society of Civil Engineers, New York, pp.124 e138.
- Menezes, N.A. & Figueiredo, J.L., 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV Teleostei (3). Museu de Zoologia. Universidade de São Paulo, SP.
- Miranda, L. B.; Castro, B. M.; Kjerfve, B., 2002. Princípios de oceanografia Física de estuários. Edusp. 411p.
- Monteiro-Neto, C., Bertoncino, Á.A., Chaves, L.C.T., Noguchi, R., Mendonça-Neto, J.P., Rangel, C.A., 2013. Checklist of marine fishes from coastal islands of Rio de Janeiro, with remarks on marine conservation. *Mar Biodivers Rec*, v6, e139, p 1-13.

- Panichev, N.A. & Panicheva, S.E., 2014. Determination of total mercury in fish and sea products by direct thermal decomposition atomic absorption spectrometry. *Food Chem*, 166, 432-441.
- Paranhos, R. & Mayr, L.M., 1993. Seasonal patterns of temperature and salinity in Guanabara Bay, Brazil. *Fresenius Environ. Bull.* 2, 647e652.
- Perez, J.A.A., Wahrlich, R., Pezzuto, P.R., Lopes, F.R.A., 2002. Estrutura e dinâmica da pescaria do peixe-sapo *Lophius gastrophysus* no sudeste e sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 28, n. 2, p. 205-231.
- Pielou, E.C., 1984. *The Interpretation of Ecological Data*. John Wiley & Sons, New York.
- Premuzic, E.T., Benkovitz, C.M., Gaffney, J.S., Walsh, J.J., 1982. The nature and distribution of organic matter in the surface sediments of world oceans and seas. *Organic Geochemistry*, 4:63-77.
- Ramella, M.S., Kroth, M.A., Tagliari, C., Aarisi, A.N.M., 2005. Optimization of random amplified polymorph DNA protocol for molecular identification of *Lophius gastrophysus*. *Revista Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 25, n. 4, p. 733-735.
- Reinhart, B.L., Kidd, K.A., Curry, R.A., O'driscoll, N.J., Pavey, S.A., 2018. Mercury bioaccumulation in aquatic biota along a salinity gradient in the Saint John River estuary. *J Environ Sci*, 1-14.
- Rodrigues, A.P.C., Maciel, P.O., Pereira da Silva, L.C.C., Albuquerque, C., Inácio, A.F., Freire, M., *et al.*, 2010. Biomarkers for Mercury Exposure in Tropical Estuarine Fish. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, v5, n1, 2010, 9-18.
- Rodrigues, P.A., Ferrari, R.G., Hauser-Davis, R.A., Santos, L.N., Conte-Junior, C.A., 2020. Dredging Activities Carried Out in a Brazilian Estuary Affect Mercury Levels in Swimming Crabs. *Environ. Res. Public Health*, 17, 4396.
- Ruus, A., Hjermann, D.O., Beylich, B., Schoyen, M., Oxnevad, S., Green, N.W., 2017. Mercury concentration trend as a possible result of changes in cod population demography. *Mar Environ Res*, 130, 85-92.
- Sadhu, A.K., Kim, J.P., Furrell, H., Bostock, B., 2015. Methyl mercury concentrations in edible fish and shellfish from Dunedin, and other regions around the South Island, New Zealand. *Mar Pollut Bull*, 101(1), 386-390.
- Santos, P.T., Vilela, C.G., Baptista Neto, J.A., Sanjinés, A.E.S., Aldana, Y.C.P. & Pugirá, M.S., 2007. Análise Multivariada de Dados Ecológicos da Baía de Guanabara- RJ, com

Base em Foraminíferos Bentônicos. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ. ISSN 0101-9759 e-ISSN 1982-3908 - Vol. 30 - 1 / 2007 109-115p.

Seixas, L.B., Santos, L.N., Santos, A.F.G.N., 2016. Fluctuating asymmetry: a tool for impact assessment on fish populations in a tropical polluted bay, Brazil. *Ecol Indic*, 71, 522 e 532.

Silva, F.S., Mendonça Filho, J.G., Oliveira, A.D., Mendonça, J.O., Gomes, S.B.V.C., Santos, E.S., *et al.*, 2012. Matéria orgânica particulada e atividade bacteriana nos sedimentos superficiais da Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Brasileira de Geociências*, v. 42, n. 2 (2012).

Soares-Gomes, A., Gama, B.A.P., Baptista Neto, J.A., Freire, D.G., Cordeiro, R.C., Machado, W., *et al.*, 2016. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Reg Stud Mar Sci*, 8(2), 319-330.

Taylor, D.L. & Calabrese, N.M., 2018. Mercury content of blue crabs (*Callinectes sapidus*) from southern New England coastal habitats: Contamination in an emergent fishery and risks to human consumers. *Mar Pollut Bull*, 126, 166-178.

UNEP - United Nations Environment Programme, 2002. Global Mercury Assessment. Geneva: UNEP Chemicals, 270 p.

WHO – World Health Organization, 1990. Environmental Health Criteria (EHC 101). Methylmercury. Geneva, 1990. 143p.