



Marinha Do Brasil

Instituto De Estudos Do Mar Almirante Paulo Moreira

Universidade Federal Fluminense

Programa Associado De Pós-Graduação Em Biotecnologia

Marinha

PPGBM – IEAPM/UFF

Thamires Alves Silva Bernardo

Análise da dinâmica da bioacumulação de mercúrio em peixes: estudo de caso
em ecossistemas costeiros fluminenses

Arraial do Cabo - RJ

2024

Thamires Alves Silva Bernardo

Análise da dinâmica da bioacumulação de mercúrio em peixes: estudo de caso
em ecossistemas costeiros fluminenses

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Instituto de
Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e à
Universidade Federal Fluminense, como requisito
parcial para a obtenção do grau de Mestre em
Biotecnologia Marinha.
Orientador: Prof. Dr. Roberto Meigikos dos Anjos
Coorientadora: Dra. Mariana Vezzone

Arraial do Cabo - RJ

2024

Thamires Alves Silva Bernardo

Análise da dinâmica da bioacumulação de mercúrio em peixes: estudo de caso
em ecossistemas costeiros fluminenses

Dissertação apresentada ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo
Moreira e
à Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do
título de Mestre em Biotecnologia Marinha.

COMISSÃO JULGADORA:



Dr. Roberto Meigiklos dos Anjos
Universidade Federal Fluminense (UFF)
Professor Orientador – Presidente da Banca Examinadora



Dra. Mariana Vezzone
Universidade Federal Fluminense (UFF)
Coorientadora



Dr. Ricardo Coutinho
Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM)



Dra. Dirlane de Fátima do Carmo
Universidade Federal Fluminense (UFF)

Arraial do Cabo, fevereiro de 2024

FICHA CATALOGRÁFICA

C991t Bernardo, Thamires Alves Silva

Análise da dinâmica da bioacumulação de mercúrio em peixes: estudo de caso em ecossistemas costeiros fluminenses / Thamires Alves Silva Bernardo. – Arraial do Cabo, 2024.

108 f.: il.; 30 cm.

Orientador: Roberto Meigikos dos Anjos.

Coorientador: Mariana Vezzone.

Dissertação (Mestrado) – Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e Universidade Federal Fluminense - IEAPM/UFF, Programa Associado de Pós-Graduação em Biotecnologia Marinha, Arraial do Cabo, 2024.

1. Contaminação por mercúrio. 2. Análise isotópica. 3. Risco à saúde humana
I. Anjos, Roberto Meigikos dos. II. Vezzone, Mariana. III. Título.

CDD:660.6

Resumo

A contaminação de ambientes costeiros tem gerado impactos ecológicos e perda da biodiversidade e recursos. Neste trabalho, foi investigada a dinâmica de acumulação de mercúrio (Hg) em duas espécies de peixes, *Mugil lisa* (Tainha - TA) e *Caranx crysos* (Xerelete - XE), da Baía de Guanabara (BG) e Arraial do Cabo (AC), ambos localizados no Rio de Janeiro, destacando a relação entre Hg, isótopos de nitrogênio e carbono, e os lipídeos, além de explorar aspectos relacionados ao crescimento dos peixes. Os níveis de Hg encontrados na Tainha foram de $15 \pm 5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na BG e $25 \pm 7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em AC, enquanto para o Xerelete os níveis alcançaram valores de $134 \pm 72 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na BG e $23 \pm 11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em AC, valores inferiores aos limites máximos tolerados (LMT) pela OMS. A análise de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ foram respectivamente de $12 \pm 1 \text{‰}$ e $-16 \pm 2 \text{‰}$ para TA-BG e $13 \pm 1 \text{‰}$ e $-17 \pm 1 \text{‰}$ para TA-AC, enquanto para XE-BG foi de $10 \pm 1 \text{‰}$ e $-16 \pm 1 \text{‰}$ e para XE-AC o valor encontrado foi $13 \pm 2 \text{‰}$ e $-20 \pm 2 \text{‰}$ indicando variações nas fontes de carbono e nas posições tróficas dos organismos estudados. As bandas lipídicas se mostram mais intensas na espécie TA-AC, entre os Xereletes não foram observadas diferenças estatisticamente significativas para as duas regiões. As áreas relativas de lipídeos mostraram-se como indicadores essenciais na investigação da contaminação por Hg. No que diz respeito ao crescimento dos peixes, observou-se um padrão hipoalométrico em todas as espécies, foi observado o fenômeno de diluição de Hg para XE-BG, sendo um dos efeitos atribuído ao crescimento somático. Embora os níveis de Hg tenham sido inferiores aos LMT, a avaliação do quociente de risco ultrapassa a simples consideração da dose, incorporando também a taxa de consumo e o peso do consumidor. Desta forma, para o XE-BG foi observado risco para adultos e crianças, considerando o cenário de taxa de ingestão recomendada pela FAO. A exposição humana ao Hg se dá principalmente pelo consumo de frutos do mar, representando um risco significativo para a saúde, especialmente em populações que dependem fortemente desses alimentos como fonte primária de proteína.

Palavras-chave: Contaminação por mercúrio; Contaminação em peixes; Análise isotópica; Teor lipídico; Estado trófico; Avaliação de risco à saúde humana.

Abstract

This dissertation investigated the dynamics of mercury (Hg) accumulation in two fish species, *Mugil lisa* (Mullet - TA) and *Caranx crysos* (Blue runner - XE), from the Guanabara Bay (BG) and Arraial do Cabo (AC) in Rio de Janeiro, highlighting the relationship between Hg, nitrogen and carbon isotopes, and lipids, while exploring aspects related to fish growth. The Hg levels found in Mullet were quite low, with $15 \pm 5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in BG and $25 \pm 7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in AC, while for Blue runner, the levels reached values of $134 \pm 72 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in BG and $23 \pm 11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, all below the World Health Organization's maximum allowable limits. The $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ analysis yielded values of $12 \pm 1 \text{‰}$ and -16 ± 2 for TA-BG and $13 \pm 1 \text{‰}$ and $-17 \pm 1 \text{‰}$ for TA-AC, while for XE-BG it was $10 \pm 1 \text{‰}$ and $-16 \pm 1 \text{‰}$, and for XE-AC the values were $13 \pm 2 \text{‰}$ and $-20 \pm 2 \text{‰}$, indicating variations in carbon sources and trophic positions of the studied organisms. The lipid bands were more intense in the TA-AC species, and no statistically significant differences were observed between the Blue runners from both regions. Relative lipid areas proved to be essential indicators in investigating Hg contamination. Regarding fish growth, a hipoallometric pattern was observed in all species, with the phenomenon of Hg dilution observed for XE-BG, attributed to somatic growth. Although Hg levels were below the maximum allowable limits, the risk quotient assessment goes beyond simple dose consideration, incorporating consumption rate and consumer weight. Human exposure to Hg occurs mainly through seafood consumption, representing a significant health risk, especially in populations heavily dependent on these foods as a primary source of protein.

Keywords: Mercury contamination; Fish contamination; Isotopic analysis; Lipid content; Trophic status; Human health risk assessment.

Lista de abreviaturas e símbolos

EPA	Ácido Eicosapentaenóico
DHA	Ácido Docosaheptaenóico
AG	Ácidos Graxos
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
IAEA	Agência Internacional de Energia Atômica
ACAS	Água Central do Atlântico Sul
AIE	Análises de Isótopos Estáveis
AC	Arraial do Cabo
BG	Baía de Guanabara
CETEM	Centro de Tecnologia Mineral
δ	Delta
DMHg	Dimetilmercúrio
DA	Doses administradas
RfD	Doses de referência
EthHg	Etilmercúrio
FBM	Fator de Biomagnificação Trófica
FC	Fator de Contaminação
FE	Fator de Enriquecimento
FTIR	Fourier Transform Infrared Spectroscopy
IDR	Ingestão Diária Recomendada
IEAPM	Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira
LARA	Laboratório de Radioecologia e Alterações Ambientais
LEMA	Laboratório de Especiação de Mercúrio Ambiental
LMT	Limites máximos tolerados
LDL	Lipoproteína de Baixa Densidade
MAPA	Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MeHg	Metilmercúrio
NIST	National Institute of Standards and Technology
Hg	Mercúrio

NT	Níveis Tróficos
OMS	Organização Mundial da Saúde
QR	Quociente de Risco
RDC	Resolução da Diretoria Colegiada
SAP	Secretaria de Aquicultura e Pesca
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

Lista de figuras

Figura 1. Localização do mercúrio na tabela periódica. Fonte PubChem	20
Figura 2. Localização das áreas de estudo.	35
Figura 3. Mugil liza Valenciennes de nome popular Tainha. Fonte: fishbase.	39
Figura 4. Ciclo de reprodução e migração das tainhas. Fonte: Secretariat of the Pacific Community (SPC), 2012	40
Figura 5. Caranx Crysos de nome popular Xerelete. Fonte: fishbase	42
Figura 6. Ciclo de reprodução e migração dos xereletes. Fonte: Secretariat of the Pacific Community (SPC), 2012.	43
Figura 7. Representação do comprimento padrão (CP) e comprimento total (CT).	44
Figura 8. Extração do músculo da espécie Xerelete (Caranx crysos).	45
Figura 9. Granulometro Mastersizer 3000E, disponível no LARA	46
Figura 10. Sonda multiparâmetros usada em campo.	46
Figura 11. Imagem do WDXRF Supermini 200 RIGAKU, idêntico ao disponível no LARA.	47
Figura 12. Imagem da sala do equipamento EA-IRMS disponível no LARA.	49
Figura 13. Equipamento LUMEX utilizado para as análises de mercúrio total.	50
Figura 14. Imagem do Tensor II BRUNKER utilizado para as análises de MicroFTIR, disponível no LARA.	51
Figura 15. Modos vibracionais para o grupo funcional $-CH_2$. Os sinais + e – indicam os movimentos perpendiculares ao plano da página. Fonte Silverstein 2000.	52
Figura 16. Boxplot das distribuições de tamanhos e pesos para cada espécie estudada em cada local de estudo. AC – Arraial do Cabo e BG – Baía de Guanabara.	62
Figura 17. Relação Log do Comprimento e Peso das espécies estudadas, separada por local.	64
Figura 18. Gráfico de $\delta^{15}N$ x $\delta^{13}C$ das espécies estudadas separadas pelas regiões de estudo e das fontes de alimentação tomando como base dados reportados na literatura. O fitoplâncton e zooplâncton foram medidos em laboratório, as fontes “Marinha” e “Terrestre” foram tiradas da literatura (Meyers. 1994; Peterson et al. 1985; Barros et al. 2010), “Seston I BG”, “Seston II BG” e “Camarão BG” (Bisi et al., 2012) e por fim “Seston I CF”, “Seston II CF”, “Sargassum CF” e “Ulva CF” (Corbisier et al.,	

2014). Na legenda é destacado as cores referentes a cada região e as formas para cada peixe.	67
Figura 19. Porcentagem de Carbono orgânico e Nitrogênio total de cada espécie para cada local de estudo.	68
Figura 20. Boxplot dos níveis de Hg de cada espécie separado pelas regiões de estudo.	70
Figura 21. Relações da concentração de Hg total com o tamanho total (em cm) e peso (em g). A linha vertical tracejada em A indica o tamanho de transição para a maturidade.	74
Figura 22. Relação Concentração de mercúrio e Comprimento total para o Xerelete da Baía de Guanabara.	76
Figura 23. Distribuições individuais da concentração de mercúrio e $\delta^{15}\text{N}$ separado por local de estudo. Para Baía de Guanabara se distingui os casos adultos e juvenil.	77
Figura 24. Distribuição da concentração de mercúrio e $\delta^{13}\text{C}$ separado por locais de estudo.	78
Figura 25. Gráfico do fator de risco, para um cenário brasileiro com os dados medido pra os indivíduos das duas regiões de estudo.	79
Figura 26. Gráfico do fator de risco, para um cenário de consumo peixe recomendado com os dados medido pra os indivíduos das duas regiões de estudo.	80
Figura 27. Espectros individuais de infravermelho do Xerelete da Baía de Guanabara	82
Figura 28. Espectros individuais de infravermelho do Xerelete de Arraial do Cabo	82
Figura 29. Espectros individuais de infravermelho da Tainha da Baía de Guanabara	83
Figura 30. Espectros individuais de infravermelho da Tainha de Arraial do Cabo.	83
Figura 31.- Média das áreas calculadas, com desvio padrão, de lipídios e proteínas, separados por espécies (Tainha: TA e Xerelete: XE) e local de estudo (Arraial do Cabo: AC e Baía de Guanabara: BG)..	84
Figura 32. Matriz de correlação para o Xerelete da Baía de Guanabara.	86
Figura 33. Matriz de correlação para o Xerelete da Baía de Guanabara separados em adultos e juvenis.	86
Figura 34. Matriz de correlação para o Xerelete de Arraial do Cabo	87
Figura 35. Matriz de correlação para a Tainha da Baía de Guanabara.	87
Figura 36. Matriz de correlação para a Tainha de Arraial do Cabo.	88

Lista de Tabelas

Tabela 1. Limites máximos tolerados (LMT) de contaminantes inorgânicos em alimentos.	23
Tabela 2. Abundância natural relativa dos isótopos estáveis do Hidrogênio, Carbono, Nitrogênio e Oxigênio.	28
Tabela 3. Padrões internacionais de razão isotópica. Segundo Werner & Brand (2001).	29
Tabela 4. Bandas espectrais e vibrações moleculares de grupos funcionais e compostos bioquímicos de peixes descritos pela literatura. ν_s = Vibração simétrica, ν_{as} = vibração assimétrica, δ_s = banda de viração simétrica.	53
Tabela 5. Parâmetros físico-químicos das amostras de sedimentos nos dois locais de estudo.	58
Tabela 6. Fator de Contaminação (FC) e Fator de enriquecimento (FE) dos metais pesados encontrados nas regiões da Baía de Guanabara (BG) e Arraial do Cabo (AC), calculados a partir do background reportado por Turekian & Wedepohl, (1961).	59
Tabela 7. Parâmetros de qualidade da água do mar em cada região de estudo.	60
Tabela 8. Resumo (média \pm desvio padrão) dos diferentes parâmetros biológicos medidos em peixes de diferentes locais de amostragem, onde (BG: Baía de Guanabara, AC: Arraial do Cabo). "Habitat" indica distribuição da coluna de água (D: Demersal, P: Pelágico).	62
Tabela 9. Dados médios das análises de composição. "PT" Posição trófica (calculada a partir da Equação 5), "NT" Nitrogênio total, "COT" Carbono orgânico, "C:N" é a razão do COT e NT.	65
Tabela 10. Resultados dos dados sobre Hg nos músculos de peixes coletados no Brasil	70
Tabela 11. Valores médios das áreas, com desvio padrão, de lipídios e proteínas dos peixes separados por locais de estudo.	84

Sumário

1. Introdução	14
2. Objetivos	17
2.1. Objetivo Geral	17
2.2. Objetivos Específicos	17
3. Base teórica	17
3.1. Contaminação de ambientes costeiros-marinho	17
3.2. Mercúrio como um elemento potencialmente tóxico	18
3.2.1. Formas químicas e acumulação	20
3.2.2. Efeitos do Hg no corpo humano	22
3.2.3. Fator de risco do mercúrio	25
3.3. Estudos tróficos	26
3.4. Uso de isótopos para estudos ambientais	27
3.5. Relações entre dados biométricos	31
3.5.1. Fator de condição K	32
3.5.2. Modelo de crescimento de Von Bertalanffy	32
4. Materiais e Métodos	33
4.1. Procedimento de amostragens	33
4.2. Regiões de estudo	34
4.2.1. Baía de Guanabara	34
4.2.2. Arraial do Cabo	36
4.3. Espécies estudadas	37
4.3.1. Tainha (<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836)	37
4.3.2. Xerelete (<i>Caranx crysos</i> Mitchill, 1815)	39
4.3. Amostragens	41
4.4. Análise das amostras	42
4.4.1. Análise granulométrica	42
4.4.2. Análise físico-química da água do mar	43
4.4.3. Análises elementares por fluorescência de Raio X	44
4.4.4. Análises elementares: $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, %C e %N	45
4.4.2. Análise de Mercúrio total (HgT)	46
4.4.3. Análise de espectroscopia de infravermelho médio	47
5. Análise de dados	50
5.1. Avaliação do grau de contaminação dos sedimentos	50

5.1.1. Fator de Contaminação.....	50
5.1.2. Fator de Enriquecimento.....	51
5.2. Fator de Bioacumulação.....	51
5.3. Fator de Biomagnificação Trófica	52
5.4. Tratamento estatístico	52
6. Resultados e Discussões	53
6.1 Caracterização dos locais de estudo	53
6.2. Dados biométricos.....	56
6.2. Dados isotópicos	59
6.3. Mercúrio	65
6.5. Caracterização do teor de lipídeos	77
7. Conclusão	87
8. Referências	89
Apêndice	101
Apêndice A – Parâmetros da qualidade da água do mar em cada ponto de coleta.	101
Apêndice B – Dados individuais de todas as medidas do Xerelete.....	102
Apêndice C – Dados individuais de todas as medidas da Tainha.....	105
Apêndice D – Espectros individuais brutos de cada peixe separado por local.....	107

1. Introdução

Ecossistemas costeiros e marinhos sofrem frequentemente com atividades antrópicas, sendo destino de resíduos domésticos, industriais, agrícolas e de mineração (Fonseca et al., 2011; Vezzoni et al., 2019). Muitos desses ecossistemas são altamente eutrofizados e assoreados. Esta situação é particularmente crítica na costa do Estado do Rio de Janeiro, onde a expansão das áreas urbanas e industriais tem gerado grandes quantidades de resíduos contendo metais, hidrocarbonetos de petróleo, fármacos, hormônios, microplásticos, patógenos fecais e outros poluentes (Monte et al., 2021; Abril et al., 2022). Esta mistura de contaminantes afeta milhares de espécies da fauna e flora costeiro-marinha, além de impactar importantes pontos turísticos e áreas marinhas protegidas.

Dentre os contaminantes nos ambientes marinhos costeiros, alguns metais têm sido relatados por serem reconhecidamente tóxicos (Godoy et al., 2019; Liu et al., 2021). Os metais estão amplamente presentes no meio ambiente a partir de fontes naturais e antropogênicas, eles não são degradáveis e podem bioacumular e biomagnificar na cadeia trófica (Vezzoni et al., 2019, 2018). O mercúrio (Hg), em particular, é um metal tóxico em todas as suas formas e está entre os 10 elementos químicos de grande preocupação para a saúde pública. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), o Hg é o metal que mais preocupa em relação ao consumo de peixes e frutos do mar e à saúde humana (UNEP, 2012). Por isso, seu estudo precede o de muitos outros elementos e compostos (Hatje et al., 2018).

Muitos peixes contêm quantidades notáveis de metilmercúrio, que age como uma neurotoxina resultante da contaminação de corpos d'água pelo metal pesado mercúrio, o qual é convertido no composto orgânico altamente tóxico metilmercúrio por bactérias (Ullrich et al., 2021). A toxina pode se acumular nos peixes, principalmente nos peixes maiores, por serem de níveis tróficos superiores (Godoy et al., 2019). Essa dinâmica de metilação é um processo complexo que não é compreendido integralmente. A biodisponibilidade das

espécies de Hg e a presença de diferentes ligantes podem influenciar a metilação do Hg (Liang et al., 2022).

Visto os efeitos nocivos dos metais no comportamento alimentar e metabólico dos organismos aquáticos, faz-se necessário compreender os impactos deste contaminante sob os mecanismos de transferência (Garai et al., 2021). Considerando a relevância dos lipídios na dieta e nos processos biológicos, a discussão acerca do teor dessas substâncias torna-se ainda mais pertinente (Amaral et al., 2018; Huang et al., 2019). Assim, esses estudos são cruciais para garantir a disponibilidade de nutrientes importantes, incluindo lipídeos, em níveis tróficos mais elevados, como o ser humano (Haseeb et al., 2022).

As consequências e o tempo de recuperação desses ambientes são ainda incertos. Portanto, pesquisas científicas nesta direção precisam ser realizadas para encontrar estratégias adequadas para aumentar a proteção do ambiente marinho, mitigar a perda de biodiversidade, reduzir a poluição marinha, que afetam diretamente os recursos dos quais a sociedade depende, incluindo alimentos, medicamentos e até novos produtos para uso em biotecnologia.

A presente pesquisa aborda a análise de isótopos de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) e carbono ($\delta^{13}\text{C}$), bem como lipídeos, como componentes vitais na compreensão da dinâmica de acumulação de mercúrio (Hg) em peixes marinhos. A análise de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ desempenha um papel crucial na investigação dos padrões tróficos e nas fontes de carbono nos ecossistemas marinhos (Ryan et al., 2022). Os isótopos estáveis fornecem informações para a compreensão das relações tróficas e das fontes de nutrientes nas cadeias alimentares aquáticas (Michener et al., 2008; Triona et al., 2020). Neste estudo, a abordagem isotópica visa elucidar as dinâmicas tróficas e as interações entre os organismos marinhos, destacando as variações nas fontes de carbono e nas posições tróficas.

Os lipídeos desempenham papéis fundamentais nos processos metabólicos, estrutura celular e armazenamento de energia nos organismos aquáticos, sendo, portanto, um componente essencial na bioacumulação de contaminantes (Kumar et al., 2020). A área relativa de lipídeos, uma medida que expressa a proporção de lipídeos em relação a outros constituintes biológicos,

como a proteína, emerge como um indicador importante na investigação da contaminação por Hg, fornecendo *insights* valiosos sobre as adaptações bioquímicas e os potenciais impactos na saúde das espécies estudadas (Kumar et al., 2020; de Magalhães, 2020). O presente estudo buscou explorar a relação entre as áreas relativas de lipídeos e as concentrações de mercúrio, visando aprofundar o entendimento sobre os mecanismos que governam a bioacumulação desse metal pesado em ambientes marinhos, contribuindo para estratégias eficazes de gestão e conservação.

A proposta desta dissertação visa, portanto, a análise de mercúrio e de lipídeos em peixes indicadores da Baía de Guanabara (RJ) e Arraial do Cabo (RJ). Estes locais possuem ecossistemas afetados por diversas fontes e podem ser usados como laboratórios a céu aberto, sob a hipótese de apresentarem características contrastantes. A hipótese subjacente é que a Baía de Guanabara, dada sua natureza urbana e industrial, exibirá maior grau de contaminação em comparação com Arraial do Cabo, gerando impacto mais expressivo na contaminação do pescado por Hg e na composição lipídica. Importa destacar que ambos os ambientes englobam Unidades Federais de Conservação da Biodiversidade Marinha, áreas turísticas, colônias de pescadores e cultivos de mexilhões, elementos que contribuem para a complexidade desses ecossistemas.

Para cumprir com o objetivo do trabalho, foram empregadas técnicas isotópicas, oferecendo rastreabilidade e possibilitando a caracterização precisa das fontes e dos impactos desses estressores ambientais. Ademais, a técnica FTIR (Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier) foi adotada para analisar as alterações celulares relacionadas aos lipídeos. A mudança nas características espectrais, resultante dessa técnica, permite uma abordagem tanto qualitativa quanto semiquantitativa no estudo das transformações moleculares que ocorrem nos componentes biomoleculares, enriquecendo a compreensão das implicações desses estressores ambientais nos organismos estudados.

2. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

Investigar a relação entre o estado trófico e o grau de contaminação do ambiente e o impacto na bioacumulação de mercúrio por meio da análise isotópica do carbono e nitrogênio e dos espectros de lipídeos dos organismos estudados.

2.2. Objetivos Específicos

- i. Determinar o grau de contaminação por mercúrio (Hg) de duas espécies de peixes de nível trófico distinto e do sedimento de dois ambientes com grau de poluição contrastantes.
- ii. Realizar a mensuração dos espectros de infravermelho médio individuais de cada organismo, destacando e caracterizando as áreas específicas de lipídeos, e proteínas.
- iii. Avaliar as implicações das alterações espectrais relativas de ácidos graxos e a contaminação por mercúrio (Hg) em peixes, considerando os limites de segurança toxicológica estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e relacionando essas informações à saúde humana.

3. Base teórica

3.1. Contaminação de ambientes costeiros-marinho

A degradação dos ecossistemas costeiros-marinhos está relacionada à expansão urbana que provoca a contaminação desses ambientes por diferentes estressores (hidrocarbonetos, metais, esgoto doméstico, microplásticos, fármacos, hormônios). Esses contaminantes provocam a perda da biodiversidade pois são capazes de alterar a estrutura, função e controle desses ambientes (Johnston et al., 2009). A diversidade das espécies tem papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas naturais (Elmqvist et al., 2003).

Os ambientes costeiros possuem alta produtividade, com grande diversidade biológica e contribuem com uma grande quantidade de serviços

ecossistêmicos e recursos (Kennish and Paerl, 2010), como: retenção de sedimentos, estocagem de carbono, ecoturismo, atividade pesqueira, serviços de regulação (retenção de nutrientes e fluxo de água) e manutenção da biodiversidade (zonas de alimentação e refúgio para muitas espécies) (Junk et al., 2014). Contudo, diariamente os recursos hídricos são negativamente afetados com o lançamento inadequado de contaminantes, sejam orgânicos ou inorgânicos. O resultado desse tipo de contaminação ambiental resulta na eutrofização dos ecossistemas (Chițescu et al., 2021; Najam et al., 2023).

Dentre as fontes contaminantes inorgânicas, os metais são as mais preocupantes, devido ao potencial de biomagnificação e bioacumulação em organismos da cadeia trófica (Vezzone et al., 2019, 2018). Os teores de metais encontrados na água são relativamente mais baixos do que as concentrações dos mesmos metais nos sedimentos. Isso ocorre porque a acumulação dos metais suspensos se deposita no fundo do corpo hídrico em cursos de baixa velocidade, sendo fonte de contaminantes (Monte et al., 2021).

3.2. Mercúrio como um elemento potencialmente tóxico

Durante muitos anos o mercúrio foi considerado uma substância quase mágica, muito utilizada para fins comerciais e médicos. A poluição por mercúrio é uma importante questão ambiental e de saúde pública que atraiu significativamente o interesse das políticas públicas e legislativas no mundo inteiro (Bank, 2020; ZHAO et al, 2022). Com o propósito de proteger a saúde humana e o meio ambiente dos efeitos nocivos do mercúrio, em agosto de 2017 entrou em vigor um dos acordos ambientais mais recentes, a Convenção de Minamata sobre o mercúrio (Basu, 2018).

O caso de Minamata foi exemplo de como são os impactos causados pela contaminação marinha. No ocorrido, os recursos hídricos da cidade, localizada no Japão, foi intensamente impactado pelo despejo de mercúrio de uma fábrica em 1956 (Basu, 2018). O resultado foi a contaminação do pescado e de toda a população da região.

O peixe é considerado a principal fonte de Hg em humanos, e há inúmeros relatos de altos níveis de Hg nos músculos dos peixes, que ultrapassam os

limites máximos permitidos (Bosch et al., 2015, Ramos et al., 2020, Buck et al., 2019; Cao et al., 2020). Desde o início do século XX, por processos naturais e antrópicos, os níveis de mercúrio no meio ambiente são aumentados de forma significativa (Grandjean et al., 2010). As fontes naturais da contaminação de mercúrio são de maneira geral das atividades vulcânicas e de áreas que sofrem intenso metamorfismo hidrotermal (Marumoto et al., 2017). As rochas do substrato oceânico nessas áreas, pela ação dos agentes intempéricos liberam inúmeros elementos químicos, incluindo o mercúrio.

As principais fontes de poluição antrópica de mercúrio estão associadas às indústrias químicas, eletrônicas e dos agrotóxicos e fertilizantes utilizados na agricultura. Outras fontes que são apontadas, são o descarte inadequado de rejeitos provenientes de lâmpadas fluorescentes, barômetros, termômetros, consultórios dentários e a mineração artesanal de ouro (Pavithra et al., 2023). A prática do garimpo é responsável pela principal fonte de contaminação de Hg pelo homem. A garimpagem clandestina é uma atividade extrativa mineral que é fonte de renda, particularmente para uma parte da população que não conta com uma especialização e, portanto, apresenta dificuldades de exercer funções regulamentadas (Veiga et al., 1991; Silva et al., 1996). Esta situação é sobretudo crítica na região amazônica, pois implica inevitavelmente na transformação da paisagem e da natureza, como também a série de problemas sociais onde populações indígenas e ribeirinhas têm o pescado como principal fonte de proteína (Ramos et al., 2020).

A água do mar, os sedimentos e a biota próximos a cidades, portos e áreas industriais tendem a ter concentrações de mercúrio mais altas em comparação com locais rurais ou ambientes preservados (Bosch et al., 2016). Essas altas concentrações estão relacionadas às várias atividades antrópicas que liberam mercúrio para o ambiente. Vários estudos marinhos têm corroborado tais afirmações, onde peixes de níveis tróficos mais altos, apresentaram maiores concentrações de mercúrio quando amostrados em locais industrializados e desenvolvidos em comparação com áreas consideradas rurais, menos desenvolvidas e/ou limpas (Riva-Murray et al., 2011; Buckman et al., 2017; Buck et al., 2019; Cao et al., 2020).

3.2.1. Formas químicas e acumulação

O mercúrio, de número atômico 80 na Figura 1, está presente na natureza em diversas formas (Hg metálico, orgânico, inorgânico) e pode ser encontrado em três estados de oxidação (0, +1, +2). O mercúrio metálico ou elementar, no estado de oxidação zero (Hg^0) existente na forma líquida em temperatura ambiente, é muito volátil, e libera o gás monoatômico, chamado de vapor de mercúrio que é classificado como perigoso (Zhao et al, 2022). O vapor de mercúrio é estável e pode permanecer na atmosfera durante meses ou até anos, podendo sofrer oxidação e formar os outros estados: o mercuroso, Hg^{+1} , quando o átomo de mercúrio perde um elétron, e o mercúrico, Hg^{+2} , quando este perde dois elétrons (Micaroni et al, 2000).

H																	He										
Li	Be	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;"> <p>80</p> <p>Hg</p> <p>Mercury</p> </div>										B	C	N	O	F	Ne										
Na	Mg	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td>Atomic Mass</td> <td>200.59u</td> </tr> <tr> <td>Electron Configuration</td> <td>$[\text{Xe}]6s^24f^{14}5d^{10}$</td> </tr> <tr> <td>Oxidation States</td> <td>+2, +1</td> </tr> <tr> <td>Year Discovered</td> <td>Ancient</td> </tr> <tr> <td colspan="2" style="text-align: center;">View All Properties</td> </tr> </table>										Atomic Mass	200.59u	Electron Configuration	$[\text{Xe}]6s^24f^{14}5d^{10}$	Oxidation States	+2, +1	Year Discovered	Ancient	View All Properties		Al	Si	P	S	Cl	Ar
Atomic Mass	200.59u																										
Electron Configuration	$[\text{Xe}]6s^24f^{14}5d^{10}$																										
Oxidation States	+2, +1																										
Year Discovered	Ancient																										
View All Properties																											
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr										
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe										
Cs	Ba	*	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn										
Fr	Ra	**	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Ds	Rg	Cn	Nh	Fl	Mc	Lv	Ts	Og										
		*	La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu										
		**	Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr										

Figura 1. Localização do mercúrio na tabela periódica. Fonte PubChem¹

O Hg^0 e o Hg^{+2} são as formas mais comuns no ambiente. O mercúrio inorgânico inclui compostos como cloreto mercúrico (HgCl_2), cloreto mercuroso (Hg_2Cl_2), acetato mercúrico ($\text{HgC}_4\text{H}_6\text{O}_4$) e sulfeto mercúrico (HgS). Essas formas inorgânicas são em geral insolúveis e não costumam acumular em peixes (Selin, 2009). Apesar de não se acumularem diretamente, quando essas formas chegam no oceano podem ser facilmente convertidas em outras formas químicas mais solúveis, como o Hg orgânico.

¹ Centro Nacional de Informações sobre Biotecnologia. PubChem Element Summary for Atomic Number 80, Mercury. PubChem. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/element/Mercury>

Para atingir a forma orgânica o Hg inorgânico passa por um processo de metilação a partir de reações fotoquímicas (fotometilação) ou por um processo catalisado por microrganismos, como bactérias presentes no sedimento ou nas brânquias e intestino dos próprios peixes (Ullrichi et al., 2021). As bactérias redutoras de sulfato têm se mostrado responsáveis pela maior parte da metilação de mercúrio (KING et al., 2000). A forma orgânica mais comumente formada é o metilmercúrio (MeHg) (CH_3Hg^+) (MICARONI et al., 2000). Outras formas orgânicas de mercúrio incluem dimetilmercúrio (DMHg) e etilmercúrio (EthHg).

Contudo, a quantidade de MeHg acumulada no meio ambiente também depende da velocidade de degradação do MeHg, um processo complexo influenciado por diversos mecanismos bióticos e abióticos, sobre os quais possuímos conhecimento limitado (Barkay et al., 2022).

Do ponto de vista toxicológico o mercúrio, em todas as suas formas, é um contaminante de grande expressão com o potencial de impactar diversos níveis do ecossistema aquático, começando pelo plâncton até as mais diversas espécies de peixes (Pavithra et al., 2023). Porém é a forma orgânica que mais traz preocupação, pois se trata de uma neurotoxina altamente potente (Grandjean et al., 2010).

Os organismos absorvem, ou seja, bioacumulam, facilmente MeHg do ambiente. O MeHg é facilmente transportado através das membranas celulares, pois é um composto organometálico estável, e tem alta afinidade pelos grupos sulfidríla dos aminoácidos, sendo facilmente absorvido e bioacumulado na cadeia alimentar marinha (Ullrichi et al., 2021). A característica lipofílica do MeHg possibilita que se ligue fortemente às proteínas, facilitando sua passagem através dos tecidos em geral e fazendo com que permaneça no organismo por muito tempo. Esse processo favorece a biomagnificação na cadeia trófica (Pavithra et al., 2023; Grandjean et al., 2010).

O Hg pode ser biomagnificado dentro de uma única espécie, com indivíduos mais velhos/maiores apresentando níveis mais altos de mercúrio acumulado (Buck et al., 2019). O metilmercúrio tem uma meia-vida mais longa do que o mercúrio inorgânico, resultando em uma forte correlação entre a porcentagem de mercúrio total presente como MeHg e os níveis totais de

mercúrio, portanto, a porcentagem de mercúrio total presente como MeHg tende a se aproximar de 100% com o aumento da carga total de mercúrio e o tamanho/idade do peixe (Bisi et al., 2012; Barkay et al., 2022). Assim, pode-se constatar que o mercúrio na forma orgânica, ou seja MeHg, acelera a bioacumulação na cadeia alimentar, maximizando seus efeitos sobre o risco de seu consumo em ecossistemas naturais (Grandjean et al., 2010; Liang et al., 2022).

3.2.2. Efeitos do Hg no corpo humano

O MeHg é um agente neurotóxico que exprime grande risco, em especial, para os consumidores de níveis tróficos maiores, incluindo os seres humanos quando consomem o pescado como fonte proteica. Como a biota aquática apresenta uma relação direta com o ambiente, a contaminação de tais metais pode ser indicadora de efeitos adversos (Basu et al., 2018, Cao et al., 2020). Sendo assim, os peixes considerados predadores biomagnificados com as maiores concentrações de Hg, e por consequência, de MeHg podem ser considerados como organismos mais sensíveis a esse elemento (Liang et al., 2022).

Uma avaliação abrangente da concentração total de metais em uma população de peixes pode servir como um indicativo de contaminação ambiental (Buck et al., 2019). Vale ressaltar que os limites máximos permitidos para esses metais podem variar conforme o tipo de metal em questão e as espécies de peixes, sendo de acordo com as diretrizes de consumo estabelecidas pela legislação (Bosch et al., 2016).

Reconhecendo a importância de uma constante atualização e a necessidade de ações no controle sanitário de alimentos, a ANVISA, por meio da Resolução da Diretoria Colegiada - RDC nº 722, de 1º de julho de 2022, implementou valores de Ingestão Diária Recomendada (IDR) de proteínas, vitaminas e minerais para indivíduos, levando em consideração faixas etárias específicas, com o objetivo de proteger a saúde da população (ANVISA, 2022).

No entanto, a aplicação de regulamentações para gerenciar os limites máximos de aditivos inorgânicos permitidos em alimentos, incluindo peixes, é

fundamental para promover padrões de qualidade adequados e mitigar os possíveis impactos na saúde dos consumidores. A mencionada RDC nº 722, de 1º de julho de 2022 (ANVISA, 2022), estabelece diretrizes para esses limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos, com a ênfase de que os níveis de contaminação devem ser mantidos no mínimo possível. Na Tabela 1, é possível verificar os limites estabelecidos para o mercúrio.

Tabela 1. Limites máximos tolerados (LMT) de contaminantes inorgânicos em alimentos.

Alimentos ou categorias de alimentos	LMT (mg/kg)	Nota
Crustáceos	0.50	No caso de lagosta e crustáceos grandes, no produto sem cabeça e tórax.
Moluscos bivalves	0.50	
Moluscos cefalópodes	0.50	No produto eviscerado.
Peixes, exceto predadores	0.50	No produto inteiro, caso o produto seja destinado ao consumo inteiro. Nos demais casos, no produto eviscerado, sem cabeça e sem tórax.
Peixes predadores	1.00	No produto inteiro, caso o produto seja destinado ao consumo inteiro. Nos demais casos, no produto eviscerado, sem cabeça e sem tórax.

Fonte: RDC nº 722/2022 (ANVISA, 2022). Adaptado pela autora.

O "hábito alimentar" é amplamente reconhecido como um fator determinante na exposição da população ao mercúrio (Santos et al., 2021). É importante ressaltar que os valores de referência geralmente estabelecidos em estudos científicos são voltados para adultos e não consideram as crianças, que são mais sensíveis aos efeitos adversos desse elemento tóxico (Barone et al., 2021). Portanto, a realização de estudos que investiguem o perfil de impacto e exposição ao mercúrio em populações humanas, incluindo crianças, é de suma importância.

A ligação direta entre o Hg e a saúde humana é notável, principalmente devido à biomagnificação (Bastos et al., 2006). Mesmo em concentrações reduzidas, quando o mercúrio é lançado em corpos d'água, como rios, mares e lagoas, ele sofre esse efeito de biomagnificação. Consequentemente, sua

concentração é amplificada significativamente nos tecidos dos seres vivos que fazem parte da cadeia alimentar do ecossistema, como peixes e outros animais que se alimentam de peixes ou que têm contato com o sedimento do rio (Akan et al., 2012). Com o tempo, a bioacumulação e a biomagnificação desse elemento também afetam os seres humanos quando consomem a carne desses animais ou outros alimentos com altos níveis de mercúrio.

Os efeitos prejudiciais do mercúrio, especialmente do mercúrio orgânico, são caracterizados por danos irreversíveis ao sistema nervoso central. Isso afeta áreas do cérebro relacionadas a funções sensoriais, visuais, auditivas e motoras. Em casos graves, a exposição ao mercúrio pode levar ao coma e à morte (Date et al., 2018, Dolbec et al., 2000).

O principal risco para a saúde humana devido à exposição ao mercúrio está associado à ingestão de alimentos que contêm metilmercúrio (MeHg), com destaque para os peixes. A exposição humana ao MeHg ocorre exclusivamente por meio da dieta, e a absorção pelo organismo é extremamente eficaz, atingindo de 90% a 95% (ATSDR, 1999). A absorção gastrointestinal do MeHg é notavelmente rápida em comparação com o mercúrio inorgânico (Date et al., 2018).

Uma vez absorvido pelo organismo, o MeHg possui uma meia-vida longa em seres humanos, variando entre 44 a 80 dias (IPCS, 1990). Ele é prontamente distribuído pela corrente sanguínea para todos os tecidos e tem a capacidade de atravessar a barreira hematoencefálica, acumulando-se no cérebro, além de atravessar a barreira placentária, afetando o feto (UNEP 2012, Barone et al., 2021).

Entre os possíveis mecanismos de toxicidade, é importante destacar a inativação de diversas enzimas, proteínas estruturais e processos de transporte, além de alterações na permeabilidade da membrana celular (ATSDR, 1999). Devido à sua elevada lipossolubilidade, o MeHg tem afinidade pela bainha de mielina, uma camada protetora das células nervosas composta por tecido adiposo, e efetivamente inibe a excitabilidade neuronal (Date et al., 2018).

3.2.3. Fator de risco do mercúrio

Com o objetivo de promover ações voltadas para o controle e a redução dos riscos à saúde devido à exposição ao Hg, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*US Environmental Protection Agency - EPA*) desenvolveu uma metodologia conhecida como Avaliação de Risco Toxicológico à Saúde Humana (U.S.EPA, 1989; Barone et al., 2021). Essa abordagem resulta em uma estimativa numérica do risco à saúde humana decorrente da exposição à poluição ambiental. Em termos conceituais, essas estimativas podem ser representadas como índices numéricos que relacionam a magnitude da poluição aos potenciais riscos à saúde humana.

A avaliação de risco toxicológico é um processo que analisa a potencial ocorrência de efeitos prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente, tanto no presente quanto no futuro (Grandjean et al., 2010). Esses efeitos podem ser causados pela liberação ou ingestão de substâncias perigosas decorrentes de atividades humanas ou até mesmo de processos naturais, em uma área geográfica delimitada (EPA, 1989). Ela visa avaliar o risco potencial de danos crônicos não carcinogênicos à saúde humana (Grandjean et al., 2010).

Conforme esse método, a avaliação do risco para uma população específica devido à exposição ao Hg deve ser conduzida por meio do cálculo do Level of Concern - Quociente de Risco (QR) (Kao et al., 2022). O Quociente de Risco representa o nível de preocupação e é obtido pela divisão das doses administradas (DA) pelas doses de referência (RfD). Em outras palavras, o QR é a relação entre a quantidade do composto químico a que as pessoas estão expostas e o limite de exposição considerado seguro para a saúde. Quando o valor do QR é superior a 1, isso indica a presença de um risco potencial para a saúde (de Vasconcellos et al., 2022).

A RfD, estimada pela USEPA é 0.0001 mg/kg/dia. As estimativas das exposições DA são expressas em termos de dose (mg/kg/dia), elas representam a taxa de exposição normalizada. DA é calculado de acordo com a Equação 1 e leva em consideração o limite superior da média aritmética da concentração de Hg em peixes mais o dobro do desvio padrão (C), a taxa/frequência de ingestão de peixe (F); e o peso corporal da pessoa em questão (P) (Barone et al., 2021).

$$DA = \frac{C \times F}{P}$$

Equação 1

3.3. Estudos tróficos

Uma teia trófica, ou alimentar, é composta em geral por muitas cadeias tróficas. Os estudos nesta área demonstram o grau de interrelação entre os organismos e mostra os principais elementos da manutenção da estrutura do ecossistema (Albrecht et al., 2021).

Os produtores primários, também chamados de autótrofos, representam o primeiro nível trófico, sendo composto pelas plantas, fitoplâncton, algas que utilizam a energia solar por meio da fotossíntese para a produção de compostos ricos em energia. Uma comunidade tem os produtores primários como parte essencial, já que todos os organismos dependem direta ou indiretamente de sua energia (Cebrian, 2015).

Os organismos não produtores, que incluem os consumidores e os decompositores, são divididos entre os três níveis seguintes da teia trófica. O segundo nível é ocupado principalmente pelos herbívoros. No terceiro nível estão os carnívoros que consomem em geral os herbívoros, eles são chamados de consumidores secundários. Já o quarto e último nível é composto pelos carnívoros que consomem outros carnívoros, esses são conhecidos como consumidores terciários e estão no topo da cadeia trófica (Cebrian et al., 2009).

O estudo das teias tróficas é importante pois a sua estrutura tem implicações para a estabilidade de uma comunidade (Reichle, 2020). A presença de alguma espécie invasora ou algum contaminante, por exemplo o mercúrio já discutido, pode tornar a comunidade instável e provocar perdas da diversidade da biota (Bisi et al., 2012; Wu et al., 2019).

A biota marinha em especial, como já foi mencionado, tem uma relação direta com o ambiente aquático, assim para estudos tróficos, a biota marinha tem o potencial de ser empregada como indicadora de efeitos adversos (Pasquaud et al., 2009; Wu et al., 2019).

3.4. Uso de isótopos para estudos ambientais

Os traçadores bioquímicos ganham relevante destaque quando o assunto é estudo trófico (Gu et al., 1996). Com o avanço de pesquisas nessa área, tem sido possível entender e levantar novas hipóteses acerca da ecologia e da fauna aquática. Os traçadores bioquímicos nos ajudam a interpretar como reações químicas, físicas e biológicas funcionam na natureza, como por exemplo: os processos formadores de rocha, o ciclo hidrológico, sinais fisiológicos e ambientais em plantas (Michener et al., 2008). As técnicas analíticas que podem ser empregadas nesses estudos são a análises de isótopos estáveis (AIE) de carbono e nitrogênio (Fry, 2006), AIE em compostos específicos e a análise do perfil de ácidos graxos. Os isótopos são átomos de um mesmo elemento químico que se diferenciam pela sua massa, ou seja, possuem números de nêutrons diferentes em seu núcleo (Martinelli et al., 2009).

O princípio fundamental da AIE em estudos tróficos baseia-se na ideia de que a proporção dos isótopos estáveis de um elemento em um tecido animal pode estar relacionada com a de sua dieta, e é descrita por um fator de discriminação, também chamado de fracionamento isotópico (Gu et al., 1996, Pasquaud et al., 2009). O fracionamento isotópico é caracterizado como uma alteração na proporção dos isótopos estáveis em um composto específico durante processos físico-químicos, influenciados por efeitos termodinâmicos e cinéticos (Caxito e Silva, 2015; Martinelli et al., 2009). Essa mudança ocorre quando um átomo de um composto dado é substituído pelo seu isótopo correspondente, fornecendo informações sobre a natureza espontânea das reações. Compostos que exibem um enriquecimento no isótopo mais pesado geralmente demonstram uma redução na reserva de energia livre em comparação com compostos idênticos que apresentam um enriquecimento no isótopo mais leve (Caxito e Silva, 2015; Martinelli et al., 2009).

Na realidade, quase todos os elementos químicos existem como uma mistura de isótopos, na qual normalmente um isótopo mais leve (com menor massa) predomina amplamente em proporção natural (Tabela 2). Quando um elemento ou molécula envolve-se em uma reação, o isótopo mais leve forma ligações atômicas mais fracas do que o isótopo mais pesado. Por isso, o isótopo

leve é mais reativo, concentrando-se nos produtos da reação, enquanto o isótopo pesado concentra-se nos reagentes (Michener et al., 2008).

Tabela 2. Abundância natural relativa dos isótopos estáveis do Hidrogênio, Carbono, Nitrogênio e Oxigênio.

Elemento	Isótopo	Abundância natural relativa (%)
Hidrogênio	¹ H	99,985
	² H	0,015
Carbono	¹² C	98,89
	¹³ C	1,11
Nitrogênio	¹⁴ N	99,63
	¹⁵ N	0,37
Oxigênio	¹⁶ O	99,76
	¹⁷ O	0,04
	¹⁸ O	0,20
Enxofre	³² S	95,02
	³⁴ S	4,21

Fonte: Michener et al. (2008). Adaptado pela autora.

De maneira geral, a quantidade relativa de um determinado isótopo em uma amostra é representada pela razão R entre o isótopo dito mais raro (pesado) e outro isótopo mais abundante (leve) do mesmo elemento (Crowley, B. E. 2017). Um fenômeno que altera a razão R determina, portanto, uma mudança na quantidade de isótopos pesados e leves presentes em um determinado elemento ou composto. Dessa forma, a ênfase das análises é na diferença relativa entre amostras analisadas sob as mesmas condições, e não no valor absoluto de cada determinação. A principal vantagem dessa abordagem é o erro analítico significativamente menor, pois medidas relativas têm menos fontes de erro do que medidas absolutas (Michener *et al.*, 2008).

A composição isotópica de um determinado composto (representada por delta, δ) é calculada em relação a um padrão internacional, e expressa em partes por mil (‰) conforme a equação 2:

$$\delta = \left(\frac{R_{amostra}}{R_{padr\tilde{a}o}} - 1 \right) \times 1000$$

Equação 2

onde $R_{amostra}$ = razão isotópica medida na amostra e $R_{padr\tilde{a}o}$ = a mesma razão de um padrão, que geralmente é um material de referência do laboratório que por sua vez é calibrado contra um padrão internacional (Caxito e Silva, 2015; Martinelli et al., 2009).

A Tabela 3 mostra os principais padrões utilizados e suas razões isotópicas reconhecidas internacionalmente. Estudos que abrangem o uso das razões isotópicas elementares são excelentes ferramentas para caracterizar padrões, observar mecanismos fisiológicos em organismos e fluxos energéticos em cadeias alimentares, determinar fontes de poluição e de paleodietas e verificar vias de ciclagem de nutrientes em ecossistemas terrestres e aquáticos (Cardoso, 2018).

Tabela 3. Padrões internacionais de razão isotópica. Segundo Werner & Brand (2001).

Razão isotópica	Padrão Internacional	Valor do Padrão
$^1\text{H}/^2\text{H}$ ou D/H	Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW)	0.00015575
$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB)	0.0111802
$^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	Ar atmosférico (AIR)	0.003782
$^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$	Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW) ou Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB)	VSMOW = 0.0020052 VPDB = 0.0020672
$^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$	Vienna Canyon Diablo Troilite (VCDT)	0.0451509

Quando se trata de estudos com isótopos em animais, além do modelo de mistura é necessário levar em conta os fracionamentos isotópicos que podem acontecer dentro do próprio organismo (Philippsen et al., 2010). Por exemplo, estudos isotópicos com peixes, em geral se utiliza o músculo, pois não só é a parte de interesse quando se trata da alimentação humana, mas também por sua facilidade em utilizar e integrar o sinal isotópico da dieta (Arditi et al., 1989; Michener et al., 2008). De forma geral, a relação entre a musculatura e a dieta é estabelecida pelos isótopos de carbono como na Equação 3:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{m\acute{u}sculo}} = \delta^{13}\text{C}_{\text{dieta}} + 0,5$$

Diversos estudos revelam que a composição isotópica dos tecidos animais está intrinsecamente ligada às condições ambientais durante o crescimento dos tecidos, isso permite distinguir a alimentação dos animais em diferentes locais e de diferentes idades, já que em geral a dieta dos animais muda com o tempo (Pasquaud et al., 2010). Algumas espécies de peixes enquanto juvenis, por exemplo, se alimentam essencialmente de algas, enquanto quando adultos iniciam a alimentação com outros organismos. Tanto a fonte quanto a preferência alimentar permitem observar uma relação idade e $\delta^{13}\text{C}$ (De Niro et al., 1978; Wada et al., 1987; Michener et al., 2008).

O $\delta^{15}\text{N}$ é principalmente usado como um traçador isotópico em estudos na interpretação dos níveis tróficos (Minagawa and Wada, 1984; Wada et al., 1991). Por via de regra há uma perda progressiva de produtos enriquecido em átomos de ^{14}N ao longo de uma cadeia trófica, resultando em progressivo enriquecimento em átomos de ^{15}N . Os níveis tróficos (NT) de determinada espécie podem ser determinados de através da relação expressa por (Wada et al., 1987) equação 4:

$$NT = 1 + \frac{\delta^{15}N_{\text{espécie}} - \delta^{15}N_{\text{primário}}}{\Delta\delta^{15}N}$$

Onde os $\delta^{15}N_{\text{espécie}}$ e $\delta^{15}N_{\text{primário}}$ são os valores das razões isotópicas da amostra estudada e da fonte alimentar utilizada como base da cadeia, respectivamente. $\Delta\delta^{15}\text{N}$ é o fator de discriminação para determinado tecido, no caso do músculo dos peixes o valor estimado é 3.4 ‰ (Wada et al., 1987; Pasquaud et al., 2010).

Outra importante ferramenta para estudos ambientais é a razão carbono e nitrogênio (C/N). Os valores desta razão podem ser utilizados na determinação da origem das fontes de matéria orgânica, que podem ser provenientes do próprio ambiente (autóctone) ou introduzida nele por fatores externos (alóctone) (Mackie et al., 2005; Rumolo et al., 2011; Vezzone et al., 2020). Fontes de origens marinhas apresentam valores entre 4 e 10 e em geral são ricas em proteínas que são os principais compostos nitrogenados do fitoplâncton e do zooplâncton (Mackie et al., 2005; Rumolo et al., 2011). Valores C/N superiores a

20 apontam para fontes compostas de materiais com origem terrestre, como plantas C3 e C4, ricas em lignina e celulose, entretanto, valores entre 10 e 20 podem representar misturas entre esses materiais (Mackie et al., 2005; Rumolo et al., 2011; Vezzone et al., 2020).

A razão C/N é muito utilizada no rastreio das mudanças nos conteúdos lipídicos de organismos, uma vez que, os lipídios são compostos essencialmente de carbono e a maioria de suas classes são pobres em nitrogênio (Fry, 2006). Assim, variações nas concentrações nos teores dos lipídios totais nos tecidos correlacionam-se, positivamente, com as variações nas relações C/N (Barnes et al., 2007; Quintana-Rizzo et al., 2015).

3.5. Relações entre dados biométricos

A associação dos dados entre massa-comprimento total permite extrair informações sobre as condições dos peixes, comparar taxas de crescimento entre áreas, pautar informações complementares sobre reprodução e alimentação de espécies e converter crescimento em biomassa (Froese, Tsikliras e Stergiou, 2011). Essa relação é expressa por uma equação polinomial ou expressa por uma equação linear obtida através de uma transformação logarítmica como a equação 5 (Froese, Tsikliras e Stergiou, 2011):

$$M = a \cdot (CT)^b$$

Equação 5

$$\text{Log}(M) = \text{Log}(a) + b\text{Log}(CT)$$

Equação 6

Onde M é a massa do peixe, CT é o comprimento total do peixe. Tomando como base a inclinação da reta obtida pela Equação 6, foi verificado que o crescimento é isométrico quando a inclinação da reta é $b = 3$, isto é, para esse valor os peixes crescem de forma proporcional (Froese, Tsikliras e Stergiou, 2011). Para $b < 3$ seus crescimentos são ditos hipoalométricos e seus aumentos de massas não acompanham aqueles previstos pelos aumentos dos comprimentos, aparentando ser um peixe mais alongado. Caso $b > 3$ seus crescimentos são ditos hiperalométricos e seus aumentos de massas são

maiores que aqueles previstos pelos aumentos dos comprimentos, aparentando ser um peixe mais arredondado e curto (Froese, Tsikliras e Stergiou, 2011).

3.5.1. Fator de condição K

O fator de condição K , também conhecido como K de Fulton, é uma medida da saúde geral e do estado energético dos peixes (Rätz et al., 2003). É usado por biólogos pesqueiros para avaliar o status de peso dos peixes em seu habitat (Mahadevan et al., 2020). O K de Fulton é calculado usando a equação 7 (Rätz et al., 2003):

$$K = \frac{M}{CT^3} \times 100$$

Equação 7

Onde M é a massa do peixe, CT é o comprimento total do peixe e o fator 100 é usado para aproximar o valor K da unidade.

Um valor maior do K de Fulton indica uma condição melhor, enquanto um valor menor indica uma condição pior (Fonseca et al., 2006). O K de Fulton tem sido usado para rastrear mudanças na condição corporal em diferentes estágios da vida, ciclos reprodutivos e entre diferentes índices de condição em várias espécies de peixes (Mahadevan et al., 2020; Yousuf et al., 2023).

3.5.2. Modelo de crescimento de Von Bertalanffy

O modelo de crescimento mais usado é a expressão matemática de von Bertalanffy (Bertalanffy, 1938; Nóbrega, 2002), que assume o comprimento do corpo de um peixe como proxy da idade. Essa função pode ser expressa pela equação 8:

$$L_t = L_\infty(1 - e^{-k(t-t_0)})$$

Equação 8

onde L_t é o comprimento do indivíduo no tempo t , L_∞ representa o comprimento máximo ou assintótico do peixe sob certas condições, k o coeficiente de crescimento, t indica sua idade e t_0 o valor da idade relacionado com o comprimento no instante de nascimento (Bertalanffy, 1938; Nóbrega, 2002).

4. Materiais e Métodos

4.1. Procedimento de amostragens

O trabalho de campo foi conduzido no segundo semestre de 2022, na estação do inverno, com coletas realizadas em duas regiões distintas: Em Arraial do Cabo (AC), as coletas foram realizadas na primeira semana de julho/2022, com o suporte do Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM) e a colaboração de pescadores locais; e na área da Baía de Guanabara (BG), na segunda semana de setembro/2022, com o auxílio de pescadores da região.

Foram coletadas amostras de fitoplâncton, zooplâncton, sedimento e água do mar em seis pontos na região de AC (Ilha de Cabo Frio - 1AC, Boqueirão - 2AC, Praia do Forno - 3AC, Praia dos Anjos 4AC, Pontal do Atalaia - 5AC e Meio - 6AC), de forma a caracterizar toda área interna da região e em quatro pontos na região noroeste da BG (1BG, 2BG, 3BG e 4BG), que é uma das áreas da Baía de maior concentração de poluentes, os pontos estão ilustrados na Figura 2.

As amostras de fitoplâncton e zooplâncton foram coletadas por arrasto durante quatro minutos, utilizando uma rede de plâncton e medidor de vazão. Posteriormente, as amostras foram colocadas em *falcons* de vidro para análise em laboratório. O sedimento foi coletado por meio de uma draga do tipo Van Veen. Na região de AC foram coletados em cinco dos seis pontos, sendo o ponto 2AC o único não coletado devido a inacessibilidade da região no dia da amostragem. Na BG, a coleta foi efetuada em todos os quatro pontos determinados.

Realizou-se uma pesquisa para determinar a espécie a ser estudada, considerando critérios específicos. Os pontos-chave para essa escolha incluíram a necessidade de duas espécies que ocupassem diferentes níveis tróficos e que estivessem presentes em ambas as regiões de estudo. Diante disso, optou-se por focar na Tainha e no Xerelete. Os exemplares de ambas as espécies foram capturados por pescadores locais nas respectivas regiões.

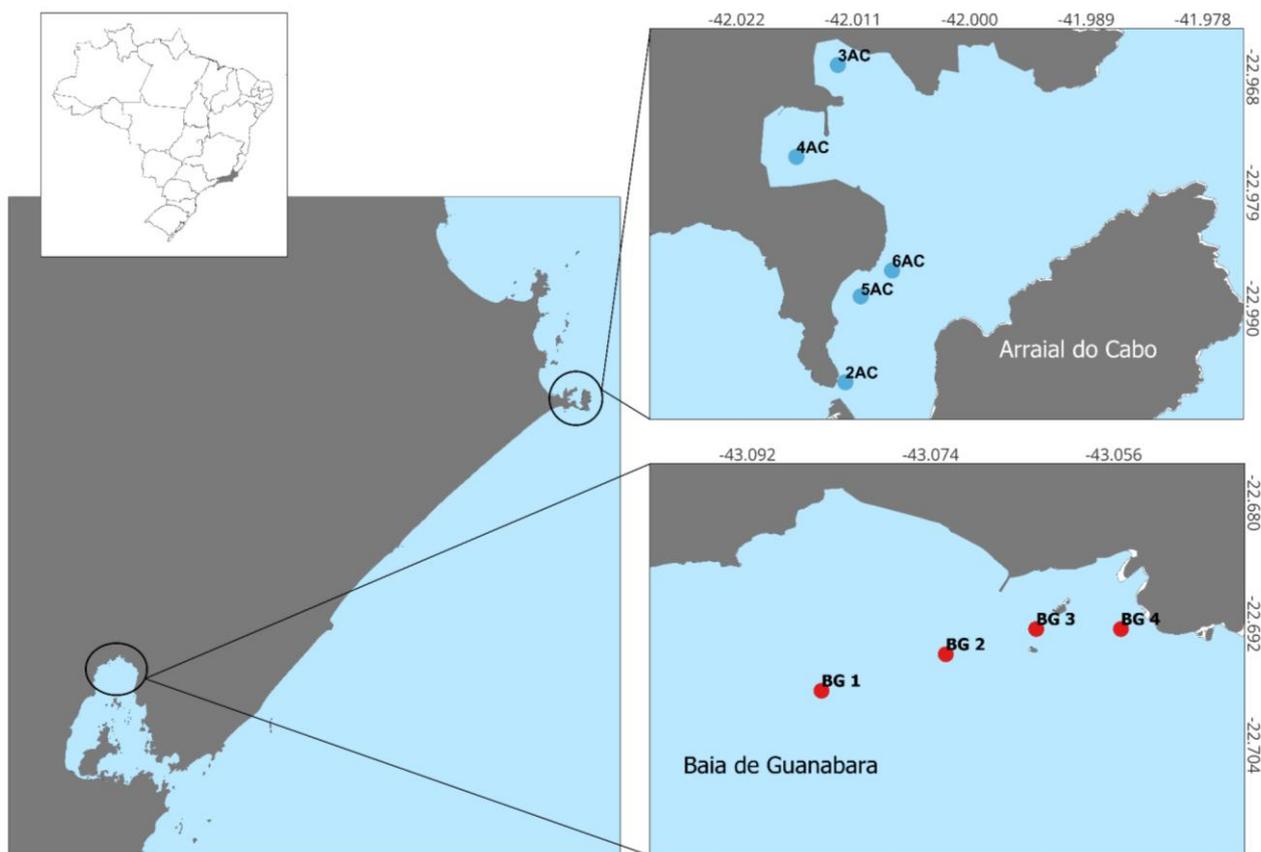


Figura 2. Localização das áreas de estudo.

4.2. Regiões de estudo

4.2.1. Baía de Guanabara

A Baía de Guanabara (BG) é considerada uma das maiores baías do litoral brasileiro, a região hidrográfica se estende por mais de 4.080 km² (KJERFVE, 1997), A BG possui um comprimento de cerca de 28 km (Oliveira-Júnior, 2017), uma superfície de 412 km² e sua profundidade varia entre 1 e 17 m. O clima regional, de acordo com a classificação de Köppen, se enquadra na categoria "Aw", apresentando verões quentes e chuvosos, juntamente com invernos secos e amenos (Alvares et al., 2013). A temperatura média anual é de 23,9°C, com valores máximos e mínimos de 27,3°C e 21,1°C, respectivamente, e uma precipitação anual de 1.258 mm (Oliveira-Júnior et al., 2017).

Com 53 praias, a Baía é cercada por 7 municípios, que incluem Rio de Janeiro, Duque de Caxias, Magé, Guapimirim, Itaboraí, São Gonçalo e Niterói. É caracterizada por uma intensa urbanização e industrialização em sua bacia

hidrográfica, além disso abrange atividades significativas cruciais para a economia brasileira, incluindo operações portuárias, terminais aquáticos de petróleo e derivados, indústria, recreação e turismo. É um tipo de ambiente costeiro misto, com conexão marinho-continental, em acelerado processo de degradação, motivado pela combinação de fontes naturais e antrópicas (Fries, 2019).

Os rios que deságuam na BG têm recursos de autolimpeza, nesse processo os fungos e bactérias, presentes nos rios, utilizam toda a matéria orgânica como fonte de alimento, mas para fazer esta decomposição, esses seres consomem muito oxigênio dissolvido na água. A concentração de oxigênio dissolvido é um indicador primário da qualidade das águas (KCL, 2015). Como a concentração de poluição de lixos e esgoto que esses rios recebem é bem alta, por passarem em grandes cidades e ter uma atividade portuária ativa, a autodepuração não é suficiente e a qualidade da água da região é bastante baixa.

A área noroeste da BG tem o nível mais avançado de deterioração pela presença de diversas fontes poluidoras (KCI TECHNOLOGIES, 2016), grande taxa de urbanização, assoreamento e aterramento do espelho d'água, que contribuiu para a circulação deficiente das águas nesta região (Fries, 2019).

Embora a BG possua unidades federais e estaduais de conservação da biodiversidade marinha, a intensa urbanização e industrialização combinada com as atividades portuárias e terminais aquaviários de petróleo e derivados impactam toda a Baía de Guanabara, afetando áreas de turismo, colônias de pescadores, cultivo de moluscos e toda vida marinha da região (KCI TECHNOLOGIES, 2016). A região noroeste da Baía de Guanabara sofre o maior grau de deterioração devido à presença de diversas fontes de poluição, urbanização extensiva, sedimentação e preenchimento de corpos d'água, contribuindo para a circulação de água comprometida nessa zona (Fries et al., 2019). Eventos internacionais de grande porte realizados no Rio de Janeiro, como as Olimpíadas de 2016, direcionaram a atenção para a questão da poluição na Baía de Guanabara. Iniciativas foram lançadas para coletar ou conter resíduos (eco barragens) e reduzir o despejo de esgoto. No entanto, o

desenvolvimento urbano persiste na degradação da saúde ecológica do ecossistema da Baía de Guanabara (Fries et al., 2019).

4.2.2. Arraial do Cabo

A Região dos Lagos, situada no litoral do Estado do Rio de Janeiro, Brasil, destaca-se pelas diversas atrações turísticas que oferece. As encantadoras praias e a singular geologia proporcionam paisagens que atraem visitantes não apenas de diferentes partes do Brasil, mas também de diversas partes do mundo. Por conta do aumento turístico, a região tem experimentado um aumento significativo de lixo marinho (Silva et al., 2018).

A cidade de Arraial do Cabo se encontra na parte centro-sul do litoral do estado do Rio de Janeiro, a área tem a forma de uma península e é cercada por um cordão de 30km de praias arenosas sendo o seu centro composto por um morro rochoso chamado “Morro do Atalaia” (Tenório, 2010), as principais praias são: Praia dos Anjos (onde se localiza o Porto do Forno), Praia do Forno, Praia Grande e Prainha.

Segundo Carvalho (2000) a localidade sofre influência do fenômeno de ressurgência, que se caracteriza pela subida de águas frias, ricas em nutrientes (ACAS Água Central do Atlântico Sul, de 18°C). O clima em Arraial do Cabo, assim como na Baía de Guanabara, conforme a classificação de Köppen, se enquadra na categoria "Aw" (Marque, et al., 1999), além do clima tropical as direções predominantes dos ventos são leste (E) e nordeste (NE) (Filho et al., 2021). Dados da estação meteorológica de Cabo Frio indicam que a precipitação média anual é de 823 mm, a temperatura média é de 23°C, sendo o calor distribuído o ano todo; a umidade relativa do ar é de 83% (Fonseca-Kruel et al., 2004).

A região de Arraial do Cabo apresenta um contexto de expansão populacional e intenso turismo, que gera um aumento contínuo na contaminação dos ecossistemas costeiros (Silva et al., 2018). As principais atividades econômicas são a pesca, o porto do Forno e o turismo, sendo o último representado por atividades como passeio de barco, pesca esportiva e mergulhos (Borges 2012).

Destaca-se a importância da preservação dos ambientes naturais, visto que a região é considerada um *hotspot* de biodiversidade marinha e grande importância para as comunidades tradicionais extrativistas. A região possui quatro unidades de conservação: reserva extrativista marinha de Arraial do Cabo, dunas de Cabo Frio, área de preservação ambiental de Massambaba e reserva ecológica de Massambaba (Silva et al., 2018). Estas unidades de conservação foram criadas para proteger a cultura da pesca artesanal, no entanto, ocorreram mudanças no modo de vida das comunidades tradicionais devido à introdução da pesca industrial, do turismo, das atividades de petróleo e gás (Mendonça et al., 2013; ICMBIO, 2020).

4.3. Espécies estudadas

4.3.1. Tainha (*Mugil liza* Valenciennes, 1836)

A espécie *Mugil liza*, Figura 3, é um peixe de hábito demersal costeiro, se encontra em águas relativamente rasas, frequentemente em cardumes. Já foi registrada a ocorrência da espécie em áreas de recife, praias, estuários e eventualmente pode também permear em águas doce, mas não precisam necessariamente de água doce (Kouakou et al., 2021).

Essa espécie é ativa durante o dia, quando adultos se alimentam preferencialmente de plantas, de microrganismos e suga sedimentos do fundo do mar, sendo classificada como detritívoras (Parejo, 1991). As tainhas apresentam uma grande capacidade de adaptação alimentar, elas inclusive variam os seus hábitos de acordo com a fase do ciclo de vida, também toleram mudanças ambientais, quanto a temperatura e salinidade, apesar desses fatores influenciarem no crescimento e sobrevivência dos juvenis (Herbst, 2014).



Figura 3. *Mugil liza* Valenciennes de nome popular Tainha. Fonte: fishbase.

A espécie *Mugil liza* apresenta comprimento máximo de 80 cm, chegando ao peso de 9 kg, porém geralmente é encontrada com 40 cm (CERVIGÓN, 1993), tornam-se maduras aos três ou quatro anos até um tamanho de aproximadamente 30 cm. Os parâmetros da curva de crescimento de von Bertalanffy mostram que as fêmeas crescem mais lentamente e atingem tamanhos maiores que os machos (Gabin et al. 2014) sendo os machos com uma taxa de crescimento K igual a 0.19 anos^{-1} enquanto para as fêmeas $K = 0.09 \text{ anos}^{-1}$.

Sendo um peixe migratório, a cada ano a tainha cobre distâncias longas ao longo da costa até o mar aberto, onde se reproduzem em grandes números. Durante a desova (Figura 4) cada fêmea libera muitos ovos e estes são fertilizados pelo esperma liderados por machos. Os ovos fertilizados chocam em forma larvais e vagam pelo mar. Cerca de dois a três meses mais tarde essas larvas, agora juvenis, se deslocam para áreas costeiras rasas. Depois de três a quatro anos, alcançam a fase adulta e se tornam maduros.



Figura 4. Ciclo de reprodução e migração das tainhas. Fonte: Secretariat of the Pacific Community (SPC)², 2012

A tainha é capturada em grandes números enquanto migram ao longo da costa para se reproduzir em agregações de desova (Lemos, 2015). Esta pesca é destrutiva, pois os peixes que estão na migração são sempre adultos e, portanto, são responsáveis por reproduzir peixes pequenos, muitos dos quais crescerão e estarão disponíveis para a pesca nos anos futuros.

² A SPC lançou uma série de folhas informativas sobre importantes grupos de espécies marinhas utilizadas para a alimentação humana nas Ilhas do Pacífico. Disponível em: <https://coastfish.spc.int/en/component/content/article/44-handbooks-a-manuals/398-guia-as-folhas-informativas-sobre-gestao-das-pescas-para-comunidades->

No litoral Sul e Sudeste brasileiro esta espécie ocorre entre maio e agosto, quando os peixes migram do Sul em direção ao norte ao longo do litoral, resultando em alta produtividade da pesca (Herbst, 2014). A tainha tem um alto valor cultural e econômico e é considerada um grande recurso para a pesca artesanal e industrial.

Devido ao grande valor da tainha para a região, a pesca da tainha está sujeita a um monitoramento rigoroso pelo Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), com especial atenção por parte da Secretaria de Aquicultura e Pesca (SAP). A cada ano é estabelecido uma cota de captura, que é baseada na avaliação de estoque mais recente e em banco de dados de monitoramento disponíveis, como o SisTainha, que é o sistema de monitoramento da Secretaria de Aquicultura e Pesca do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – SAC/MAPA, que recebe os dados de monitoramento para a pesca da tainha.

4.3.2. Xerelete (*Caranx crysos* Mitchill, 1815)

Caranx crysos, Figura 5, é uma espécie de peixe marinho prateado ou amarelado com a região dorsal verde-azulada, de hábito pelágico, da família Carangidae (Goodwin et al., 1986), formam cardumes principalmente na costa. Conhecido como corredor azul (*blue runner*) é mais popularmente chamado de Xerelete no Brasil. É distribuído pelo Oceano Atlântico, indo do Brasil ao Canadá no Atlântico ocidental e de Angola à Grã-Bretanha (Herdson, D. 2010, Goodwin et al., 1985).



Figura 5. *Caranx Crysos* de nome popular Xerelete. Fonte: fishbase

O xerelete se diferencia das espécies similares por várias características morfológicas (Döring, 2022). Os parâmetros de crescimento teórico de von Bertalanffy mostram variações entre machos e fêmeas da espécie *Caranx*

crysos, segundo Goodwin (1986) o coeficiente de crescimento K para os machos é igual a $0,32 \text{ anos}^{-1}$ e alcançam o tamanho de 42,0 cm, enquanto para as fêmeas $K = 0,38 \text{ anos}^{-1}$ e o tamanho de 40,4 cm. Essa diferença revela que as fêmeas crescem a uma taxa ligeiramente mais rápida, mas alcançam comprimentos levemente menores.

A maioria dos xereletes vivem em ambientes costeiros e *offshore*, predominantemente em recifes, é comum encontrar esta espécie em plataformas petrolíferas (Keenan et al., 2003). A estrutura tridimensional das plataformas fornece substrato para organismos incrustantes, como corais e esponjas, bem como habitat para muitas espécies de peixes.

Os mais jovens tendem a ocupar recifes mais rasos e águas lagunares (Goodwin et al., 1986). Os xereletes nadam rapidamente para caçar os peixes menores, capturam predominantemente em ambientes costeiros, mas também completam sua dieta escavando o fundo do mar para apanhar vermes, camarões, caranguejos e outros animais subterrâneos pequenos (Döring, 2022, Goodwin et al., 1986). A espécie é predadora, tem dentes pequenos e engole geralmente os peixes pequenos inteiros. A dieta dos juvenis é mais dominada pelo zooplâncton, tomando predominantemente copépodos ciclopóides e calanóides, e gradualmente mudam para uma dieta mais baseada em peixes.

Atinge a maturidade sexual entre 23 e 28 cm, a desova ocorre no mar durante o ano todo, mas em meses mais quentes é quando atingem o pico de reprodução (Oliveira et al. 2017, Shaw et al., 1990, Goodwin et al., 1986). Durante a desova de cada fêmea muitos milhares de ovos são liberados na água e estes são fertilizados pelo esperma liberado pelos machos (Figura 6). Os ovos fertilizados chocam para dar pequenas formas (larvas) que viajam na correnteza por períodos frequentemente maiores que um mês. As larvas e juvenis vivem muitas vezes sob esteiras de sargaço ou águas-vivas até se moverem para a costa.

Os xereletes são coletados por arrastre e lanço com linhas usando iscas naturais ou artificiais. As redes de arrastre, de molde e várias armadilhas são igualmente usadas. O xerelete é uma espécie muito importante para a pesca comercial em partes por causa da sua vasta área de distribuição. A espécie é

igualmente importante na pesca esportiva, os pescadores muitas vezes levam a espécie tanto para alimentação quanto para usar como isca.

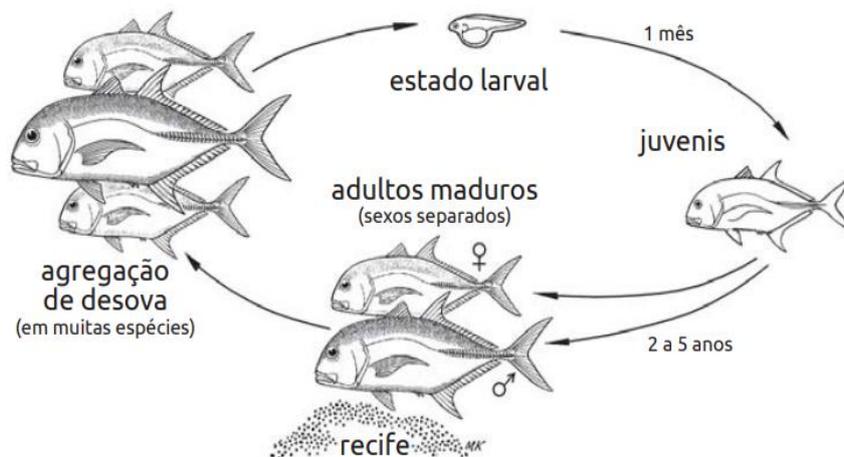


Figura 6. Ciclo de reprodução e migração dos xereletes. Fonte: Secretariat of the Pacific Community (SPC), 2012.

4.3. Amostragens

Antes de qualquer procedimento, foram registrados os dados biométricos dos peixes, incluindo o peso, comprimento total (CT) e comprimento padrão (CP) de cada indivíduo (Figura 7). Para a retirada do músculo dos peixes foi feito um corte padronizado da parte dorsal com uso de bisturi (conforme mostrado na Figura 8). Posteriormente, o músculo foi cuidadosamente separado e dividido para realizar as análises de mercúrio total e análise de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, %C e %N. Para as últimas análises as amostras foram mantidas em freezer por no mínimo 24 h para o início do procedimento de liofilização.



Figura 7. Representação do comprimento padrão (CP) e comprimento total (CT).

As amostras de sedimento e uma parte dos músculos dos peixes, que já haviam sido congeladas previamente, foram submetidas ao processo de liofilização, o qual se estendeu por um período mínimo de 48 horas sob uma pressão média de 0,6 mBar. Após a conclusão desse procedimento, as amostras foram devidamente armazenadas em um dessecador contendo sílica gel.



Figura 8. Corte padrão para retirada do músculo.

4.4. Análise das amostras

4.4.1. Análise granulométrica

A análise granulométrica das amostras foi conduzida por meio do analisador de partículas Mastersizes 3000E, conforme ilustrado na Figura 9, disponível nas instalações do Laboratório de Radioecologia e Alterações Ambientais - LARA. Essa abordagem técnica emprega a difração laser, onde um feixe monocromático incide sobre a amostra de partículas suspensas em um meio dispersante. O fenômeno resultante é a difração, gerando padrões de interferência que são meticulosamente registrados pelo instrumento. A análise desses padrões permite uma determinação precisa do tamanho das partículas presentes na amostra, com uma faixa de alcance de 0,1 a 1.000 μm no equipamento.



Figura 9. Granulometro

O procedimento de preparação seguiu uma abordagem sistemática. Cada amostra foi previamente destorroada e uniformizada por meio de uma peneira de 1 mm. Em seguida, uma quantidade de 1g foi separada, e o defloculante (10mL de NaOH - hidróxido de sódio) foi aplicado. Após essa etapa, as amostras foram submetidas a agitação em um vortex por 15 s. No dia subsequente, as amostras foram submetidas à ação do ultrassom por 180 s e, após homogeneização por agitação, foram inseridas no equipamento Malvern, ajustando a obscuração para uma faixa de 5% a 10%.

4.4.2. Análise físico-química da água do mar

As análises físico-químicas foram medidas com uma sonda multiparamétrica Hanna HI98194 (Figura 10). As sondas multiparamétricas são ferramentas essenciais para avaliar uma ampla gama de parâmetros físicos e químicos que influenciam a composição da água. Essas sondas permitem a medição de vários parâmetros, como temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido e nutrientes (Sinanaj, 2013).



Figura 10. Sonda multiparâmetro utilizada em campo.

4.4.3. Análises elementares por fluorescência de Raio X

A Fluorescência de Raios-X (XRF) é uma técnica analítica amplamente utilizada na caracterização de materiais, destacando-se pela sua capacidade de fornecer informações precisas sobre a composição elementar de uma amostra. Esta técnica baseia-se na interação entre a radiação X e a amostra, resultando na emissão de raios X fluorescentes que são característicos dos elementos presentes no material. As análises das amostras deste projeto foram realizadas no LARA foram adquiridas por XRF com dispersão de comprimento de onda usando um espectrômetro SUPERMINI 200 Rigaku (Figura 11).

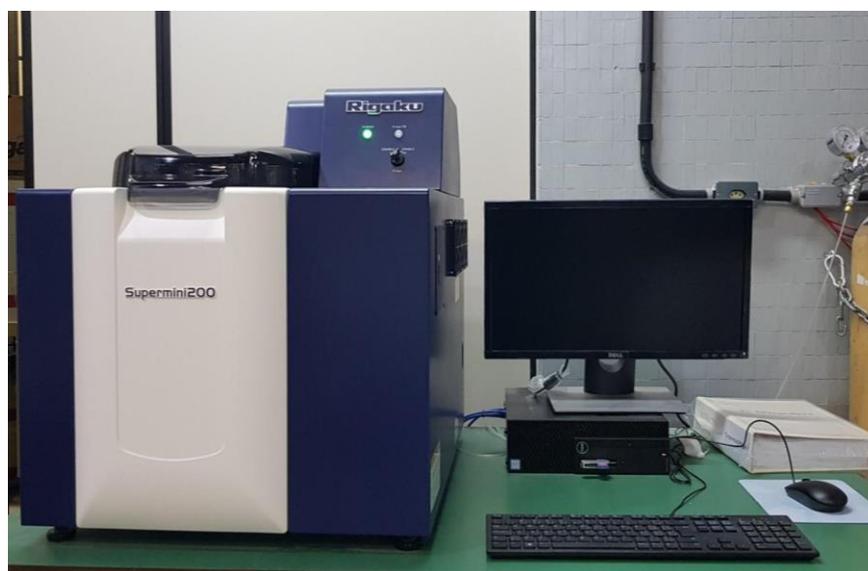


Figura 11. XRF disponível no LARA.

Na fase de preparação das amostras, o sedimento foi submetido a secagem a 60°C até alcançarem um peso constante. Posteriormente, foram maceradas, resultando em uma granulometria inferior a 200 μm . Em seguida, foram combinadas com 0.5g de aglutinante (Licowax a 10%) e prensadas usando uma prensa automática (20 toneladas, com pressão por 3 minutos seguidos de um tempo de liberação de 3 minutos). Os pellets resultantes foram analisados utilizando o Epsilon (NSIL) e o Supermini200.

4.4.4. Análises elementares: $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, %C e %N

Para a análise das porcentagens de carbono (%C) e nitrogênio (%N), bem como para a determinação das razões isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, as amostras dos tecidos, assim como as amostras de sedimentos, liofilizados, foram cuidadosamente pesadas em uma balança de precisão com resolução de sete casas decimais. Em seguida, essas amostras foram encapsuladas em cápsulas de estanho e submetidas a análises utilizando um analisador elementar acoplado a um espectrômetro de massas (EA-IRMS) como na Figura 12.



Figura 12. Imagem da sala do equipamento EA-IRMS disponível no LARA.

Para garantir a acuracidade dos equipamentos e permitir a comparação dos espectros e cromatogramas das amostras foram utilizados padrões. Entre eles, destaca-se o padrão de proteína (Caseína), certificado sob a numeração 114859 e catalogado como B2155 pelo National Institute of Standards and

Technology (NIST) em Maryland, EUA. Este padrão é fornecido pela Elemental Microanalysis Ltd em Okehampton, Devon, EUA. A Caseína padrão possui concentrações e incertezas de carbono, nitrogênio e enxofre iguais a $(46,50 \pm 0,78) \%$, $(13,32 \pm 0,40) \%$ e $(0,751 \pm 0,083) \%$, respectivamente, além disso, apresenta razões isotópicas com suas respectivas incertezas: ^{13}C (V-PDB) de $(-26,98 \pm 0,13) \text{‰}$; ^{15}N (AIR) de $(+5,94 \pm 0,08) \text{‰}$; e ^{34}S (V-CDT) de $(+6,32 \pm 0,80) \text{‰}$.

Também foi empregado o padrão de cafeína pura (IAEA-600) adquirido da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), que possui certificação da razão isotópica ^{13}C de $(-27,771 \pm 0,043) \text{‰}$ (V-PDB) e um valor informado de ^{15}N de $(1,0 \pm 0,2) \text{‰}$ (AIR). Outros padrões incluíram a ureia, adquirida da Thermo, com uma razão isotópica ^{13}C de $(-41,30 \pm 0,04) \text{‰}$ e ^{15}N de $(-0,31 \pm 0,20) \text{‰}$, além da glicina (USGS65 - CAS # 56-40-6), que apresentou uma razão isotópica ^{13}C de $(-20,29 \pm 0,04) \text{‰}$ e ^{15}N de $(20,68 \pm 0,06) \text{‰}$.

4.4.2. Análise de Mercúrio total (HgT)

As concentrações de mercúrio total em sedimentos, previamente liofilizados, e no tecido muscular dos peixes, que estavam mantidos úmidos e congelados, foram analisadas por meio de Espectrometria de Absorção Atômica Atômica com forno de grafite e correção Zeeman, utilizando o equipamento RA-915+ acoplado a Pyro-915+ - N° de série 465, LUMEX (conforme ilustrado na Figura 13). Essa análise foi conduzida no Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA), que faz parte do Centro de Tecnologia Mineral (CETEM).

A concentração do vapor de mercúrio é medida por uma célula analítica pela diferença da intensidade da radiação dos dois componentes σ . Em associação com um reator de pirólise, o equipamento trabalha de acordo com o princípio da destruição térmica da amostra seguida pela determinação da quantidade de vapor de mercúrio. Este equipamento faz análise em diferentes matrizes (sólidas, líquidas e gasosas) sem a necessidade de preparação ou digestão da amostra, além de usar uma pequena massa da mesma.

O limite de detecção do equipamento utilizado é de 0,0005 mg/kg e o limite de quantificação é de 0,009 mg/kg, o que demonstra a sensibilidade da técnica em identificar mesmo quantidades mínimas de mercúrio nas amostras.



Figura 13. Equipamento LUMEX utilizado para as análises de mercúrio total.

Como padrão de referência, para certificação da curva de calibração e teor de Hg, foi utilizado *Clam (Methyl Mercury)* IAEA 461 (0,390 mg/kg). Foi utilizado também o *Fish Homogenate (Methyl Mercury)* IAEA 476, como material de referência certificado para recuperação.

4.4.3. Análise de espectroscopia de infravermelho médio

A composição de ácidos graxos dos peixes foi analisada pela técnica de espectroscopia no infravermelho médio com transformada de Fourier (FTIR do inglês, Fourier Transform Infrared Spectroscopy) (Figura 14). O método FTIR utiliza um interferômetro, permitindo que todas as frequências sejam medidas simultaneamente. Este prevê uma seleção e quantificação muito rápida de componentes, com alta taxa de transferência de amostras. O interferograma resultante é então submetido à transformada de Fourier, a fim de ser transformado em um espectro.

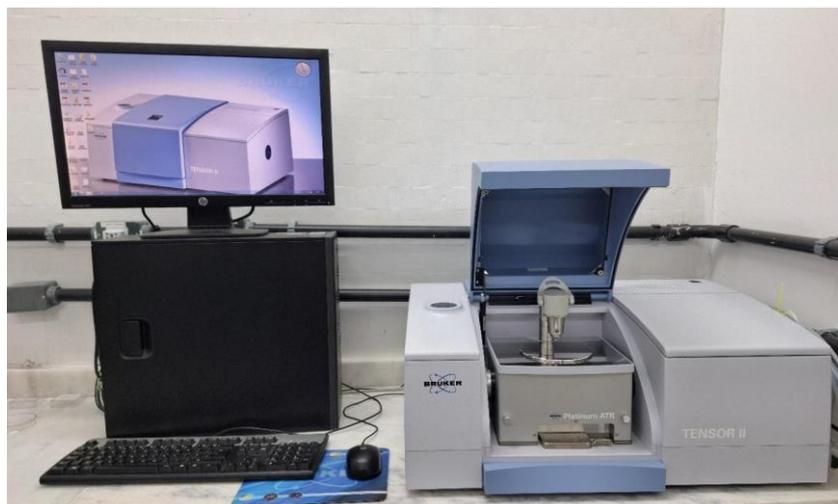


Figura 14. Imagem do Tensor II BRUNKER utilizado para as análises de MicroFTIR, disponível no LARA.

Com essa técnica é possível analisar os movimentos vibracionais das moléculas e ou de seus grupos. As moléculas de uma amostra podem ser representadas por um modelo físico compostos por um sistema de molas. Quando esta se encontra em temperatura ambiente, o seu movimento é constante, onde as ligações covalentes das moléculas estão se esticando, dobrando e torcendo, como molas (Figura 15). Essa movimentação pode ser caracterizada por diferentes modos vibracionais onde cada modo vibracional, de cada ligação, possui uma frequência característica. Esta frequência varia da ordem de 10^{13} a 10^{14} vibrações por segundo, o que corresponde à região infravermelho no espectro eletromagnético (Soderberg, 2016).

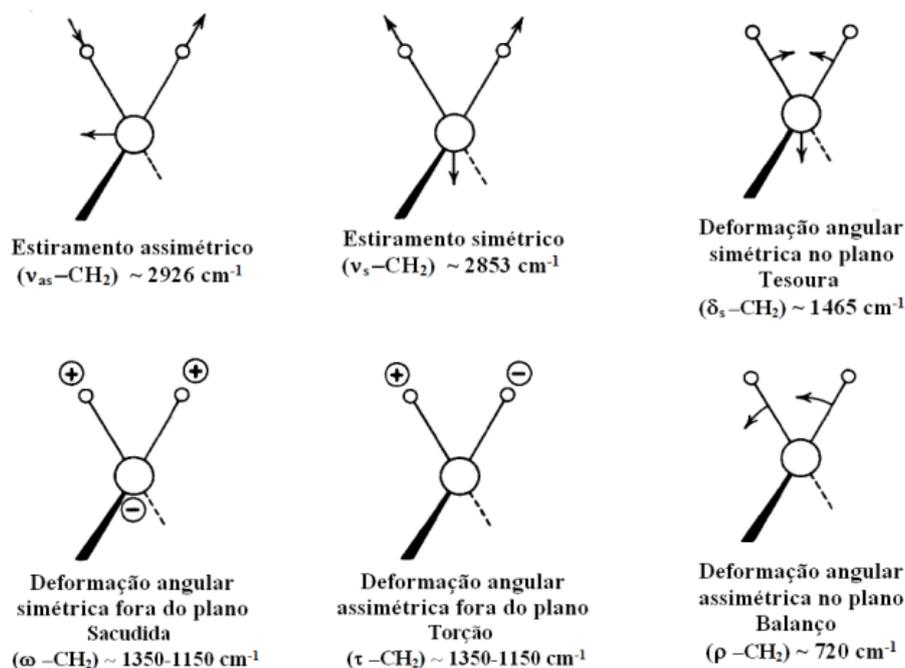


Figura 15. Modos vibracionais para o grupo funcional $-CH_2$. Os sinais + e - indicam os movimentos perpendiculares ao plano da página. Fonte Silverstein 2000.

A Tabela 4 fornece detalhes sobre as bandas espectrais específicas associadas a peixes, conforme identificada por meio de FTIR, documentadas na literatura.

Tabela 4. Bandas espectrais e vibrações moleculares de grupos funcionais e compostos bioquímicos de peixes descritos pela literatura. v_s = Vibração simétrica, v_{as} = vibração assimétrica, δ_s = banda de viração simétrica.

Nº de onda (cm ⁻¹)	Modos vibracionais e grupos funcionais	Principais compostos bioquímicos	Outros compostos bioquímicos
3315 - 3290	v_s (N – H) Amida A	Proteínas	Carboidratos
3065	v_s (C – H) Olefnico	Ácidos graxos insaturados	Aromáticos
3010	v_{as} (C – H) Olefnico	Ácidos graxos insaturados	Aromáticos
2926	v_{as} (CH ₂ , CH ₃)	Lipídeos saturados	Proteínas, Carboidratos, Ácido nucleico
2858	v_{as} (CH ₂ , CH ₃)	Lipídeos saturados	Proteínas, Carboidratos, Ácido nucleico
1750 - 1739	v_s (C=O)	Triglicerídeos, ésteres de colesterol	Lipídeos, fosfolipídeos
1655	v_s (C=O) Amida I	Proteínas	Ácidos graxos insaturados
1541	v_s (C–N) e δ_s (N–H) Amida II	Proteínas	Aromáticos
1455	δ_s (CH ₂)	Lipídeos	Proteínas
1415 - 1395	v_s (COO ⁻)	Aminoácidos e ácidos graxos	Outros carboxilatos
1240	v_{as} (PO ⁻²)	Ácidos nucleicos	Fosfolipídios
1155	v_s (CO-O-C)	Fosfolipídeos e carboidratos	Aromáticos, ésteres de colesterol
1085	v_s (C-O) e v_s (PO ⁻²)	Carboidratos	Fosfolipídeos

Fonte: Magalhães 2020, Sanden 2019 e Vongsvivut 2012. Adaptado pela autora.

Os espectros utilizados neste estudo foram obtidos em uma faixa de onda entre 4000 e 800 cm⁻¹, com média de 60 varreduras com resolução de 4 cm⁻¹. Um espectro de fundo foi escaneado antes de cada sessão de medida. Para garantir a uniformidade e minimização das variações nos dados, os espectros FTIR foram pré-processados no Software Quasar versão 1.9.0. Esse processamento incluiu a correção da linha de base do tipo rubber band, com

direção de picos positiva, e a redução de ruídos por meio da filtragem Savitzky-Golay, janela 5 e polinômio de segundo grau. Os espectros individuais e brutos de cada espécie separado por local estão disponíveis no anexo C.

Cinco regiões de interesse foram integradas, abrangendo três relacionadas aos lipídeos: i) 3000 – 2800 cm^{-1} ($\nu_{\text{as}} \text{CH}_3$, $\nu_{\text{as}} \text{CH}_2$ e $\nu_{\text{s}} \text{CH}_2$); ii) 1770 – 1715 cm^{-1} ($\nu_{\text{s}} \text{C} = \text{O}$); iii) 1476 – 1425 cm^{-1} ($\delta_{\text{s}} \text{CH}_2$). Além das regiões lipídicas foram consideradas duas regiões associadas as proteínas: i) 1715 – 1480 cm^{-1} (amida I e II); ii) 1425 – 1352 ($\nu_{\text{s}} \text{COO}^-$).

5. Análise de dados

5.1. Avaliação do grau de contaminação dos sedimentos

A avaliação da extensão de contaminação dos sedimentos foi conduzida por meio do cálculo do Fator de Contaminação (FC) e o Fator de Enriquecimento (FE).

5.1.1. Fator de Contaminação

O fator de contaminação (FC) é um índice direto e singular utilizado para avaliar a contaminação por metais. Ele fornece uma razão entre a concentração de um elemento específico no local de amostragem e a concentração do mesmo elemento em um local de fundo, valor de background (Equação 9) (Qingjie et al., 2008). Essa razão fornece informações sobre como a concentração de um elemento foi alterada ou concentrada no local de interesse em comparação com o background.

$$FC = \frac{M_{\text{amostra}}}{M_{\text{background}}}$$

Equação 9

A interpretação qualitativa do fator de contaminação é categorizada em quatro terminologias (Qingjie et al., 2008):

- $FC < 1$: Baixa contaminação
- $1 \leq FC < 3$: Contaminação moderada
- $3 \leq FC < 6$: Contaminação considerável
- $FC \geq 6$: Contaminação muito alta

Essas designações qualitativas fornecem uma abordagem rápida e informativa para classificar o grau de contaminação com base no Fator de Contaminação.

5.1.2. Fator de Enriquecimento

O Fator de Enriquecimento (FE) é empregado para avaliar o nível de contaminação associado à entrada antropogênica de metais nos sedimentos, considerando a influência da granulometria (Looi et al., 2019). Isso se deve ao fato de que o comportamento geoquímico dos elementos e sua distribuição espacial podem ser afetados pela composição granulométrica dos sedimentos (El Hamzaoui et al., 2020).

Para identificar possíveis anomalias antropogênicas nas concentrações de metais nos sedimentos, os dados são normalizados em relação a um elemento conservativo e predominantemente de origem litogênica, como Alumínio (Al), Ferro (Fe) ou Escândio (Sc) (Ergin et al., 1991; Szefer et al., 1996). Kemp & Thomas (1976) introduziram uma equação utilizando o Al como elemento de referência para normalização (Salomons & Förstner, 1984), conforme empregado neste estudo, que está representada na equação 10:

$$FE = \frac{(M_i/Al)_{amostra}}{(M_i/Al)_{background}}$$

Equação 10

Onde M_i representa o metal de interesse. As concentrações de background são obtidas a partir do folhelho médio (Turekian & Wedepohl, 1961). Um FE superior a 1 indica enriquecimento em relação ao *background*, sugerindo a possibilidade impacto de origem antropogênica (Looi et al., 2019). Em função da variação natural, Grousset et al. (1995) sugere que um FE entre 0,5 e 2 é considerado como contribuição natural, enquanto $FE > 2$ sugere contribuição antropogênica e/ou processos biológicos.

5.2. Fator de Bioacumulação

Os fatores de bioacumulação foram estimados através da razão entre a concentração de Hg total em músculo de peixe e a concentração de Hg em

sedimento. O cálculo foi realizado para cada espécie de peixe separadamente, sendo realizado para ambas as áreas.

5.3. Fator de Biomagnificação Trófica

O fator de biomagnificação trófica (FBM) pode ser determinado a partir da expressão da equação 11:

$$FBM = 10^b$$

Equação 11

onde o expoente b é obtido pelo coeficiente angular da regressão linear entre o logaritmo da concentração da substância química concentração e o nível trófico (N.T.) das espécies analisadas (MADGETT et al, 2021).

5.4. Tratamento estatístico

Para as distribuições paramétricas do estudo foi conduzida uma análise estatística utilizando o teste de Welch (teste t) para amostras independentes, com foco nas duas espécies de peixes, Tainha e Xerelete, separadamente em cada local. O propósito principal dessa análise foi investigar a influência desses grupos nas variáveis $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ e nas concentrações de mercúrio (Hg). Já em relação as distribuições não paramétricas, foi conduzido o teste bicaudal de Mann-Whitney (teste U) para amostras independentes.

Para assegurar a robustez dos resultados, foram realizados o teste de Shapiro-Wilk para avaliação da normalidade dos dados em ambos os grupos e o teste de Levene para verificar a homogeneidade das variâncias entre eles. Ambos os testes são considerados pressupostos cruciais para a aplicação do teste t e do teste U (Leotti et al., 2012).

Além disso, foi realizada uma análise de correlação linear bivariante, utilizando o método de Spearman, a fim de explorar possíveis relações entre as variáveis estudadas. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R e RStudio, na versão 2023.09.1 Build 494.

6. Resultados e Discussões

6.1 Caracterização dos locais de estudo

Os resultados físico-químicos dos sedimentos coletados na Baía de Guanabara (BG) e Arraial do Cabo (AC) estão apresentados na Tabela 5. Os valores para areia nos dois locais são bastante semelhantes aproximadamente 7% para ambos, a Baía de Guanabara (BG) apresenta uma maior porcentagem de silte 66 ± 3 % em comparação com Arraial do Cabo 56 ± 7 %, já a porcentagem de argila é ligeiramente maior em AC 18 ± 3 % em relação a BG 12 ± 4 %, indicando diferenças na dinâmica sedimentar entre os locais.

Os resultados revelam uma maior contaminação por mercúrio na BG, com uma média de 0,09 ppm, em relação a contaminação em AC (0,01 ppm). Essa disparidade pode ser atribuída a atividades antropogênicas na Baía de Guanabara, como a presença de indústrias e áreas urbanas.

Concentrações dos metais alumínio (Al), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn) são notavelmente superiores na BG, indicando possível influência antrópica e maior carga de poluentes nessa área. As altas concentrações de Cu, Pb e Zn estão normalmente associadas a contaminação por esgoto doméstico (Vezzone et al, 2019).

Os elementos Cálcio (Ca) e sódio (Na) apresentaram concentrações mais elevadas em AC, enquanto o potássio (K), magnésio (Mg), e fósforo (P) mostram valores mais elevados na BG, o que pode ser atribuído à maior contaminação na BG, associado à disposição de esgoto, que está associada a elevadas concentrações de P.

Tabela 5. Parâmetros físico-químicos das amostras de sedimentos nos dois locais de estudo.

Parâmetro	Baía de Guanabara (n = 4)	Arraial do Cabo (n = 5)
Areia (%)	7 ± 6	7 ± 5
Silte (%)	66 ± 3	56 ± 7
Argila (%)	12 ± 4	18 ± 3
Mercúrio - Hg (ppm)*	$0,09 \pm 0,05$	0,01

Alumínio - Al (ppm)	$97 \times 10^3 \pm 13 \times 10^3$	$14 \times 10^3 \pm 1 \times 10^3$
Cálcio - Ca (ppm)	$12 \times 10^3 \pm 2 \times 10^3$	$29 \times 10^3 \pm 14 \times 10^3$
Crômio – Cr (ppm)*	51 ± 7	18 ± 3
Cobre – Cu (ppm)*	22 ± 6	8 ± 1
Ferro - Fe (ppm)	$45 \times 10^3 \pm 9 \times 10^3$	$7 \times 10^3 \pm 0,4 \times 10^3$
Potássio - K (ppm)	$17 \times 10^3 \pm 5 \times 10^3$	$11 \times 10^3 \pm 0,3 \times 10^3$
Magnésio - Mg (ppm)	$11 \times 10^3 \pm 0,9 \times 10^3$	$3 \times 10^3 \pm 0,8 \times 10^3$
Sódio - Na (ppm)	$26 \times 10^3 \pm 5 \times 10^3$	$33 \times 10^3 \pm 9 \times 10^3$
Fósforo - P (ppm)	767 ± 100	93 ± 68
Chumbo – Pb (ppm)*	84 ± 6	57 ± 2
Zinco – Zn (ppm)*	116 ± 22	11 ± 2

*metais pesados

Além das concentrações absolutas dos elementos é importante analisar o Fator de Contaminação e o Fator de Enriquecimento (FE), como descrito na sessão 5.1. Os valores de FC e FE para os metais pesados analisados neste estudo estão apresentados na Tabela 6. Os valores do FE indicam contribuição antrópica (valores > 2) para o Pb na BG e Arraial do Cabo. Considerando que o FE é calculado a partir da normalização com um elemento conservativo (neste caso, Al), não foi observado alto enriquecimento para os outros elementos.

Os FC para o Hg indicam uma baixa contaminação para ambas as regiões, sendo a Baía de Guanabara mais contaminada que Arraial do Cabo. Para os metais Crômio e Cobre os valores de FC são baixos nos dois locais, indicando baixa contaminação e de contribuição natural. Já para o chumbo o FC é considerável tanto em BG (4,2) quanto em AC (2,8) indicando uma contribuição antropogênica e/ou processos biológicos, como descrito no item 5.1.1. Por fim o FC para zinco foi considerado moderado para a BG e embora o FE indique uma contribuição natural, o enriquecimento é maior em relação ao *background*.

Tabela 6. Fator de Contaminação (FC) e Fator de enriquecimento (FE) dos metais pesados encontrados nas regiões da Baía de Guanabara (BG) e Arraial do Cabo (AC), calculados a partir do background reportado por Turekian & Wedepohl, (1961).

	Baía de Guanabara (n = 4)	Arraial do Cabo (n = 5)
--	---------------------------	-------------------------

Parâmetro	FC	FE	FC	FE
Mercúrio - Hg	0,4	0,2	0,1	0,1
Crômio – Cr	0,5	0,3	0,2	0,8
Cobre – Cu	0,2	0,4	0,0	0,9
Chumbo – Pb	4,2	3,4	2,8	15,7
Zinco – Zn	1,2	1,0	0,1	0,6

Os resultados físico-químicos da água do mar em cada ponto das regiões estudadas, como ilustrado no mapa da Figura 2, estão disponíveis no Apêndice A desta dissertação, a Tabela 7 ilustra os valores médios dessas medidas. Os parâmetros medidos revelam as diferenças dos locais de estudo.

O pH das duas regiões são estatisticamente distintos ($t(6) = 3$, $p = 0,02$), onde a BG apresentou valores menores, tendo em média pH igual a 8,1 enquanto AC a média é de 8,4. Os valores de pHmV sugerem uma diferença na atividade iônica entre as regiões ($t(3) = 0,9$, $p = 0,4$), com a BG apresentando um valor mais negativo (-70,7 mV) em relação a AC (-66,7 mV). A BG exibe um Potencial de Oxidação-Redução mais baixo ($t(4) = 4$, $p = 0,02$) com valor igual a 156 mV em relação a AC com valor de 233 mV, indicando uma condição mais redutora na BG. A BG possui uma Saturação de Oxigênio Dissolvido (%DO) ligeiramente mais alta (77) em relação a AC (70). Ambas as regiões mostram concentrações semelhantes de oxigênio dissolvido na água (ppmDo), BG com 5,4 ppm e AC com 5 ppm.

A BG exibe uma condutividade significativamente menor ($t(3) = 4$, $p = 0,02$), de 37 mS/tm, em comparação AC com valor igual a 47 mS/tm, indicando menor concentração de íons na água. Os valores de condutividade absoluta seguem a mesma tendência ($t(3) = 4$, $p = 0,03$), BG com valores mais baixos (37 mS/tm) quando comparados com AC (47 mS/tm). BG exibe uma menor concentração de sólidos dissolvidos (TDS) ($t(3) = 4$, $p = 0,02$) medindo 17 ppm em comparação com AC que tem valor igual a 24 ppm. BG possui uma salinidade consideravelmente mais baixa ($t(3) = 4$, $p = 0,02$) de 23 do que AC com 32 PSU, indicando uma menor concentração de sais na água. A BG apresenta temperaturas em sua água mais elevada ($t(4) = 6$, $p < 0,01$) medindo 25,1°C em

comparação com AC que mede 23,4°C. Por fim, ambas as regiões mostram pressões iguais na água do mar medindo com 15 psi em ambas as regiões.

Tabela 7. Parâmetros de qualidade da água do mar em cada região de estudo.

Parâmetros	Baía de Guanabara (BG)	Arraial do Cabo (AC)
pH	8,4 ± 0,1	8,1 ± 0,1
pHmV	-71 ± 6	-67 ± 2
ORPmV	156 ± 10	233 ± 28
Saturação %DO	75,9 ± 0,1	70,5 ± 7,9
Concentração ppmDo	5,4 ± 0,1	5,0 ± 0,4
Condutividade (mS/tm)	37,2 ± 5,4	48,9 ± 0,2
Condutividade absoluta	37,2 ± 5,2	47,4 ± 0,4
TDS ppm	18,6 ± 2,7	24,5 ± 0,1
Salinidade (PSU)	23,6 ± 3,8	32,0 ± 0,2
Temperatura	25,1 ± 0,4	23,4 ± 0,2
Pressão (psi)	14,7 ± 0,1	14,8 ± 0,1

Os resultados indicam diferenças significativas nos parâmetros medidos entre Baía de Guanabara e Arraial do Cabo, sugerindo distintas condições físico-químicas na água do mar dessas duas regiões costeiras. Essas variações podem ter implicações importantes para a biodiversidade e ecossistemas locais.

6.2. Dados biométricos

Os dados biométricos obtidos para as espécies de peixe *Mugil liza*, popularmente conhecida como Tainha (TA), e *Caranx crysos*, conhecido como Xerelete (XE), para a Baía de Guanabara (BG) e Arraial do Cabo (AC) estão apresentados na Tabela 8. Para apresentação dos resultados, foram divididos quatro grupos: (i) Tainha da Baía de Guanabara (TA-BG); (ii) Tainha de Arraial do Cabo (TA-AC); (iii) Xerelete da Baía de Guanabara (XE_BG); e (iv) Xerelete de Arraial do Cabo (XE-AC). O comprimento total médio das Tainhas foi de 43 ± 3 (n=20) para a BG e de 42 ± 3 (n= 20) para AC.

Tabela 8. Resumo (média \pm desvio padrão) dos diferentes parâmetros biológicos medidos em peixes de diferentes locais de amostragem, onde (BG: Baía de Guanabara, AC: Arraial do Cabo). "Habitat" indica distribuição da coluna de água (D: Demersal, P: Pelágico).

Local	N	Espécie	Comprimento total (cm)	Peso (g)	Habitat
BG	20	<i>Mugil liza valenciennes</i>	43 \pm 3	1176 \pm 237	D
BG	20	<i>Caranx crysos</i>	24 \pm 2	180 \pm 52	P
AC	20	<i>Mugil liza valenciennes</i>	42 \pm 3	1154 \pm 311	D
AC	20	<i>Caranx crysos</i>	25 \pm 1	183 \pm 20	P

A análise da distribuição de tamanhos de cada espécie é apresentada no boxplot da Figura 16. Neste gráfico, o comprimento da caixa representa o intervalo interquartílico, a extensão das barras indica a amplitude total, e a linha horizontal denota o valor mediano da distribuição. O conjunto amostral das Tainhas apresenta uma média de tamanho maior do que o equivalente para o estágio da maturidade, considerando que a espécie atinge a maturidade por volta dos 30 cm, que corresponde de 3 a 4 anos (Gabin et al. 2014). A espécie Xerelete, que alcança a maturidade por volta dos 23 cm, com 2 a 5 anos (Goodwin et al., 1986). O conjunto de amostras de XE deste estudo apresentou comprimento médio de 25 cm em AC, e de 24 cm na BG, valor próximo a maturidade (Tabela 8).

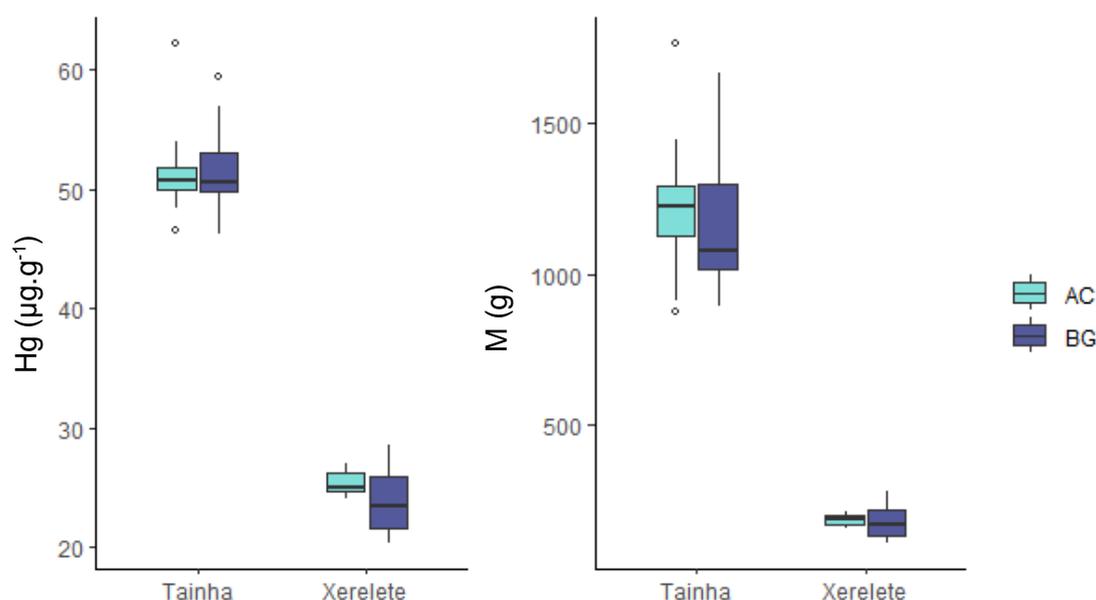


Figura 16. Boxplot das distribuições de tamanhos e pesos para cada espécie estudada em cada local de estudo. AC – Arraial do Cabo e BG – Baía de Guanabara.

A partir dos dados da relação massa e comprimento total (Figura 17) foram extraídas informações sobre as condições dos peixes e comparadas as taxas de crescimento. Foi possível observar que todos os peixes se enquadram em um crescimento hipoalométrico, caracterizado por um coeficiente angular menor que 3, conforme definido por Froese (2006). Esse fenômeno sugere que os aumentos de massa não estão seguindo proporcionalmente os aumentos de comprimento, o que pode indicar uma forma mais alongada dos peixes (Froese, 2006).

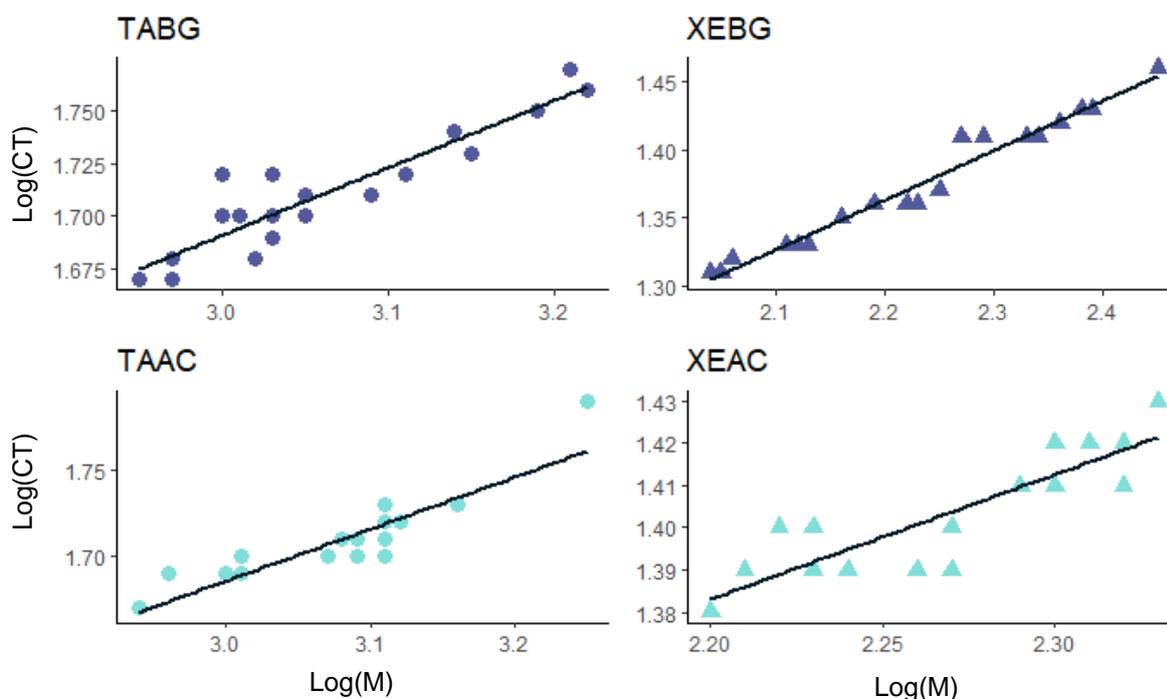


Figura 17. Relação do log da massa (M) e comprimento total (CT).

Além disso, a relação massa-comprimento permitiu a inferência do fator de condição K de Fulton. Os valores médios obtidos para TA-BG foram de $0,9 \pm 0,1$, XE-BG de $1,3 \pm 0,1$, TA-AC de $0,9 \pm 0,1$ e XE-AC de $1 \pm 0,1$. Ao comparar as médias de cada espécie por local, não foram identificadas diferenças significativas para as Tainhas. No entanto, para o Xerelete, houve uma diferença estatisticamente significativa ($t(37) = 7$, $p < 0,01$). Conforme mencionado por Fonseca (2006), um valor mais elevado do índice K de Fulton sugere uma condição física superior, enquanto um valor menor sugere uma condição física inferior. Desta forma, foi observado que os XE-AC apresentaram condição física inferior aos XE-BG. A razão para essa disparidade inesperada merece uma análise mais aprofundada. Fatores como disponibilidade de

alimentos, características ambientais e até mesmo variações nas práticas de pesca podem contribuir para essas divergências na condição física das espécies (Hammock et al., 2022). Essa constatação, além de ampliar nosso entendimento sobre a ecologia dessas populações, destaca a complexidade dos fatores que influenciam a saúde e o desenvolvimento das comunidades de peixes em diferentes ambientes marinhos.

As idades dos grupos estudados foram estimadas por meio do modelo de crescimento de Von Bertalanffy. Para as Tainhas, adotou-se um tamanho máximo de 80 cm e uma taxa de crescimento de 0,14; conforme estabelecido por Gabin et al. (2014). Ambos os grupos TA-BG e TA-AC apresentaram médias de idades idênticas, totalizando $7,5 \pm 0,9$ anos.

Já para os Xereletes, utilizou-se um tamanho máximo de 42 cm e uma taxa de crescimento de 0,35, conforme relatado por Goodwin (1986). O grupo XE-BG apresentou uma média de idades de $2,5 \pm 0,4$ anos, enquanto o grupo XE-AC registrou uma média de $2,7 \pm 0,2$ anos.

Ao analisar os tamanhos do grupo XE-BG em relação a adultos e juvenis, observa-se uma divisão estatística significativa das amostras em dois grupos ($t(18) = 8, p < 0,01$) apresentando média de 26,2 cm para os adultos e 21,7 cm para os juvenis. Essa diferenciação nos dados reforça a importância de separar as duas categorias e considerar diferentes faixas etárias ao analisar dados biométricos.

6.2. Dados isotópicos

Para compreender as relações tróficas em ecossistemas aquáticos, a análise da composição elementar e isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) é um marcador amplamente utilizado (Albrecht et al., 2021; Le Crozier et al., 2019). O $\delta^{13}\text{C}$ é usado para avaliar fontes de carbono na dieta, permitindo inferir sobre recursos alimentares utilizados pelos predadores. Assim, variações nos valores isotópicos de C podem estar relacionadas a diferenças nas fontes de alimentos e preferência geral de dieta (Davias et al., 2014). O estágio de maturidade dos peixes pode influenciar a suas preferências alimentares e,

portanto, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ em seus tecidos (Gu et al. 1996, Overman e Parrish, 2001, Martinelli et al., 2009, Pasquaud et al., 2010).

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ são frequentemente usados como indicador da posição trófica a partir do cálculo do nível trófico. Os níveis de $\delta^{15}\text{N}$ tendem a aumentar ao longo da cadeia alimentar, fazendo com que peixes em diferentes posições tróficas apresentem diferentes valores de $\delta^{15}\text{N}$ (Albrecht et al., 2021). Essas informações permitem entender a dinâmica de diferentes espécies e a interações em ecossistemas aquáticos.

Neste estudo, foram avaliadas as assinaturas isotópicas em duas espécies de peixes com níveis tróficos distintos (dados da *FishBase*), 2,0 para Tainha (*Mugil liza*) e 4,1 para Xerelete (*Caranx crysos*), coletados na Baía da Guanabara e Arraial do Cabo para avaliação do nível trófico e fontes alimentares (Tabela 9 e Figura 18). Os valores médios de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), razão isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e razão isotópica do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) estão apresentados na Tabela 9.

Para a região da Baía de Guanabara as Tainhas apresentaram valores de COT de $45,1 \pm 0,9$ % e NT de $12,0 \pm 0,9$, enquanto os Xereletes obtiveram COT de $46,3 \pm 1,7$ % e NT de $14,3 \pm 0,8$ %. A razão CN foi $3,2 \pm 0,2$ para Tainha e $2,8 \pm 0,1$ para o Xerelete. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ foi de $12,4 \pm 1,1$ ‰ e $-16,0 \pm 2,0$ ‰ para a Tainha e para Xerelete os valores foram de $10,1 \pm 1,1$ ‰ e $-16,4 \pm 0,5$ ‰.

Para a região de Arraial do Cabo as Tainhas apresentaram valores de COT de $33,0 \pm 1,9$ % e NT de $18,1 \pm 1,6$, enquanto os Xereletes obtiveram COT $47,8 \pm 2,1$ % e NT $14,7 \pm 1,3$ %. A razão CN foi $1,6 \pm 0,2$ para Tainha e $2,8 \pm 0,3$ para o Xerelete. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ foi de respectivamente $13,1 \pm 1,4$ ‰ e $-17,0 \pm 1,3$ ‰ para a Tainha e para Xerelete os valores foram de $12,8 \pm 1,7$ ‰ e $-19,7 \pm 2,0$ ‰.

Tabela 9. Dados médios das análises de composição. "PT" Posição trófica (calculada a partir da Equação 5), "NT" Nitrogênio total, "COT" Carbono orgânico, "C:N" é a razão do COT e NT.

Espécie	Local	PT	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	NT (%)	COT (%)	C:N
---------	-------	----	---------------------------	---------------------------	--------	---------	-----

<i>Mugil liza valenciennes</i>	BG	3,3 ± 0,3	12,4 ± 1,1	-16,0 ± 2,0	12,0 ± 0,9	45,1 ± 0,9	3,2 ± 0,2
<i>Caranx crysos</i>	BG	2,6 ± 0,3	10,1 ± 1,1	-16,4 ± 0,5	14,3 ± 0,8	46,3 ± 1,7	2,8 ± 0,1
<i>Mugil liza valenciennes</i>	AC	3,5 ± 0,4	13,1 ± 1,4	-17,0 ± 1,3	18,1 ± 1,6	33,0 ± 1,9	1,6 ± 0,2
<i>Caranx crysos</i>	AC	3,4 ± 0,5	12,8 ± 1,7	-19,7 ± 2,0	14,7 ± 1,3	47,8 ± 2,1	2,8 ± 0,3

Para as Tainhas, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ obtidos neste estudo estão ligeiramente acima, mas ainda se mantêm dentro da faixa encontrada na literatura, que varia de 8,6 a 11,8‰ (Lebreton et al., 2011; Bisi et al., 2012). No que diz respeito ao $\delta^{13}\text{C}$, os valores estão em conformidade, alinhando-se com dados que variam de -12,9 a -21,2‰ (Lebreton et al., 2011; Bisi et al., 2012). No caso dos Xereletes, os resultados também são congruentes com estudos anteriores, uma vez que os valores de $\delta^{15}\text{N}$ situam-se entre 8,2 e 15,9‰, e os de $\delta^{13}\text{C}$ variam de -12,7 a -23,0‰ (Bisi et al., 2012; Gonzalez et al., 2021). Essa concordância com a literatura sugere que os dados isotópicos obtidos neste trabalho reforçam as informações sobre as posições tróficas e fontes de carbono dos peixes analisados.

Os valores individuais de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, para cada uma espécie dos diferentes lugares, estão representados na Figura 18. As cores distintas indicam dois lugares diferentes, enquanto as formas gráficas representam as diferentes espécies. Os valores das assinaturas isotópicas do nitrogênio indicam que, na Baía de Guanabara, os gêneros avaliados ocupam níveis ecológicos distintos. Embora a Tainha possua nível trófico inferior (2,0 segundo o *FishBase*) se comparada ao Xerelete (4,1 segundo o *FishBase*), os valores do $\delta^{15}\text{N}$ foram maiores, ao contrário do esperado. Este fato pode estar associado ao comportamento migratório das Tainhas, que se alimentam e crescem em sistemas estuarinos e migram para o mar para reprodução e desova.

No Brasil, a migração ocorre do Sul para o Norte, sendo influenciada pelas condições climáticas e oceanográficas (Herbst, 2014). Estas condições influenciaram, por exemplo, a baixa abundância de Tainhas na região de Arraial do Cabo no primeiro ano de estudo, quando não foi possível realizar a coleta desses peixes. Visto que os valores de razão isotópica do N variam em função das fontes, os ambientes estuarino e marinho possuem valores distintos de $\delta^{15}\text{N}$,

influenciando no $\delta^{15}\text{N}$ dos organismos que vivem nesses ambientes. Como a Tainha se alimenta em sistemas lagunares e estuarinos, mas também em mar aberto durante a sua migração, ela recebe influência dos dois ecossistemas (Lemos, 2015). Além disso, o fato do estágio de maturação das duas espécies serem distintas pode influenciar significativamente nos valores de $\delta^{15}\text{N}$.

Outro ponto interessante possível de ser avaliado pelos valores de $\delta^{15}\text{N}$ é que a posição trófica do Xerelete muda quando são comparados representantes desse gênero da Baía de Guanabara ($2,6 \pm 0,3$) e de Arraial do Cabo ($3,4 \pm 0,5$) ($t(37) = 10$; $p < 0,01$). Na Baía de Guanabara, um ambiente mais eutrófico e impactado antropogênicamente, isso pode ter feito com que esse gênero tenha assumido comportamentos mais predatórios, ou reduzido a disponibilidade de alimento vinda de elos mais baixos da teia trófica.

Em relação aos valores de $\delta^{15}\text{N}$ das Tainhas analisadas separadamente essa diferenciação não acontece, pois a distribuição do $\delta^{15}\text{N}$ é bem semelhante para as duas regiões. Essa semelhança entre as regiões reflete o caráter migratório das Tainhas, como ressaltado anteriormente.

Ao analisar os valores de $\delta^{13}\text{C}$, observa-se uma clara distinção entre as duas espécies ($U = 1144$; $p < 0,01$), com o Xerelete apresentando uma média de $-17,8\text{‰}$, enquanto a Tainha registra uma média de $-16,1\text{‰}$. Além disso, ao investigar os grupos separadamente por local de estudo, os dados também se segregam em conjuntos distintos para Xerelete ($t(31) = 24$; $p < 0,01$), com médias de $-19,2\text{‰}$ e $-16,4\text{‰}$ em AC e BG, respectivamente.

O gráfico da Figura 18 além de conter os dados individuais de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ das amostras dos peixes, também são destacadas as regiões, em formato de polígono, que compreendem aos sinais isotópicos das possíveis fontes de alimentação, tomando como base os dados reportados na literatura. As fontes Terrestres e Marinhas, segundo Meyers (1994), Peterson (1985) e Barros (2010). Seston, que se refere ao material particulado presente na coluna d'água dos ecossistemas aquáticos, podendo ser composto por frações orgânicas e inorgânicas, estão indicados como "Seston I BG" é o costeiro e "Seston II BG" marinho da região da Baía de Guanabara. Já "Seston I CF" é seston costeiro e

“Seston II CF” o marinho da área de Cabo Frio, região vizinha à Arraial do Cabo. Além disso, também são destacados “Sargassum CF” e “Ulva CF”, que algas são recorrentes da região de Cabo Frio e Arraial do Cabo. Por fim é apontado o “Camarão BG” que se refere ao camarão da região da Baía de Guanabara.

A partir da Figura 18 é possível observar um agrupamento das amostras dos distintos grupos estudados: TA-BG; TA-AC; XE-BG; XE-AC. Embora não seja possível associar os grupos a fontes de alimentação específicas devido a diversidade de fontes, em geral observa-se que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ assumidos pelas mesmas espécies em diferentes ecossistemas avaliados foram diferentes ($t(33) = 3, p < 0,01$). Os indivíduos coletados em Arraial do Cabo apresentaram valores mais negativos, enquanto os indivíduos da Baía de Guanabara apresentaram valores menos negativos (Tabela 9, página 66). Esses resultados apontam para diferentes fontes de carbono desses organismos, corroborando com a possibilidade de uma alteração de hábito alimentar, causando uma alteração no $\delta^{15}\text{N}$ destes organismos.

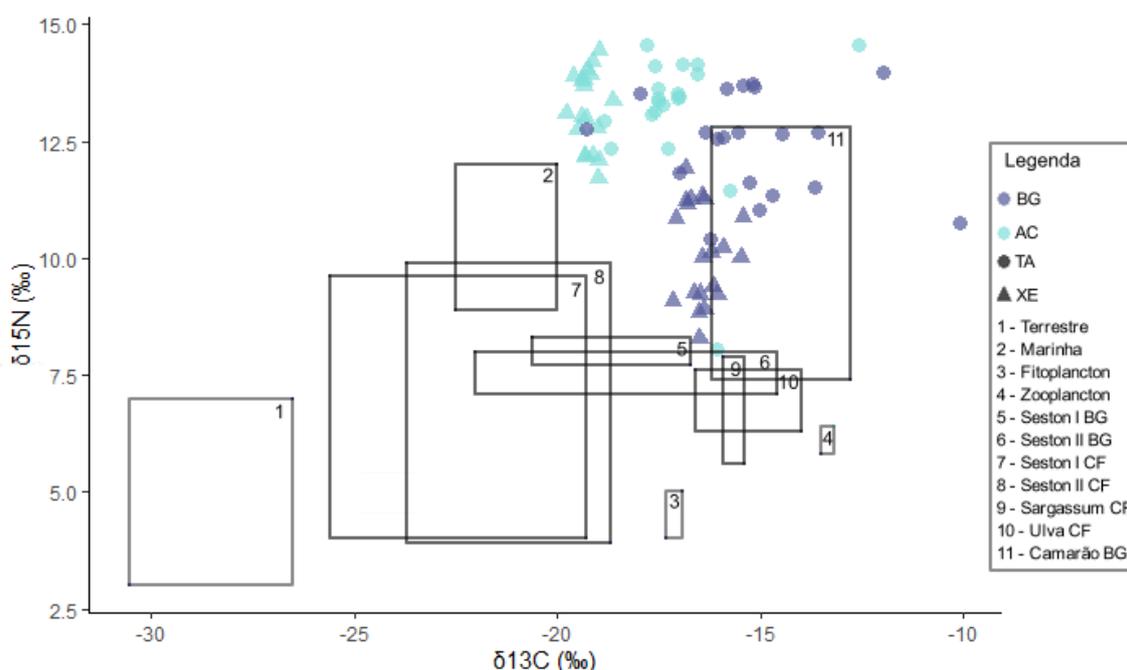


Figura 18. Gráfico de $\delta^{15}\text{N}$ x $\delta^{13}\text{C}$ das espécies estudadas separadas pelas regiões de estudo e das fontes de alimentação tomando como base dados reportados na literatura. O fitoplâncton e zooplâncton foram medidos em laboratório, as fontes “Marinha” e “Terrestre” foram tiradas da literatura (Meyers. 1994; Peterson et al. 1985; Barros et al. 2010), “Seston I BG”, “Seston II BG” e “Camarão BG” (Bisi et al., 2012) e por fim “Seston I CF”, “Seston II CF”, “Sargassum CF” e “Ulva CF” (Corbisier et al., 2014). Na legenda é destacado as cores referentes a cada região e as formas para cada peixe.

Os dados das porcentagens de Carbono orgânico e Nitrogênio total foram usados para o cálculo da razão C:N nas amostras (Tabela 9, página 66). A análise das médias desta razão não revela diferenças estatisticamente significativas entre as espécies. Entretanto, era esperado que os valores de posição trófica e relação C:N para a espécie *Mugil liza* fossem inferiores quando comparado aos dados para a espécie *Caranx crysos*. Contudo, como discutido anteriormente, as amostras do peixe Xerelete neste estudo incluem tanto juvenis quanto adultos, próximos da época da maturidade, enquanto as amostras de Tainha são todas de indivíduos acima da maturidade, classificados como adultos. Estes dados evidenciam a significativa relevância do estágio de maturidade como uma importante variável a ser considerada em estudos tróficos. A influência do estágio de maturação surge como um fator determinante na compreensão das dinâmicas alimentares e nos resultados obtidos em pesquisas relacionadas à ecologia trófica.

A concentração de NT é indicadora do teor de proteína. Assim, é possível calcular o teor de proteína a partir dos dados de NT, multiplicando por um fator de conversão de 6,25 (Moore et al, 2010). A partir do gráfico $C_{org} \times NT$ apresentado na Figura 19, é possível observar que em geral os peixes de AC (indicados em azul claro) apresentam valores mais altos de proteína (NT) do que os peixes da BG (indicados em roxo). As TA-AC apresentam os maiores teores de proteína, enquanto as TA-BG apresentam os menores valores. Como citado anteriormente, a mudança no hábito alimentar dos peixes, evidenciado pelos valores de $\delta^{13}C$, além de afetarem a posição trófica, impactam significativamente no valor nutricional destes organismos em ambiente eutrófico com maior impacto antrópico.

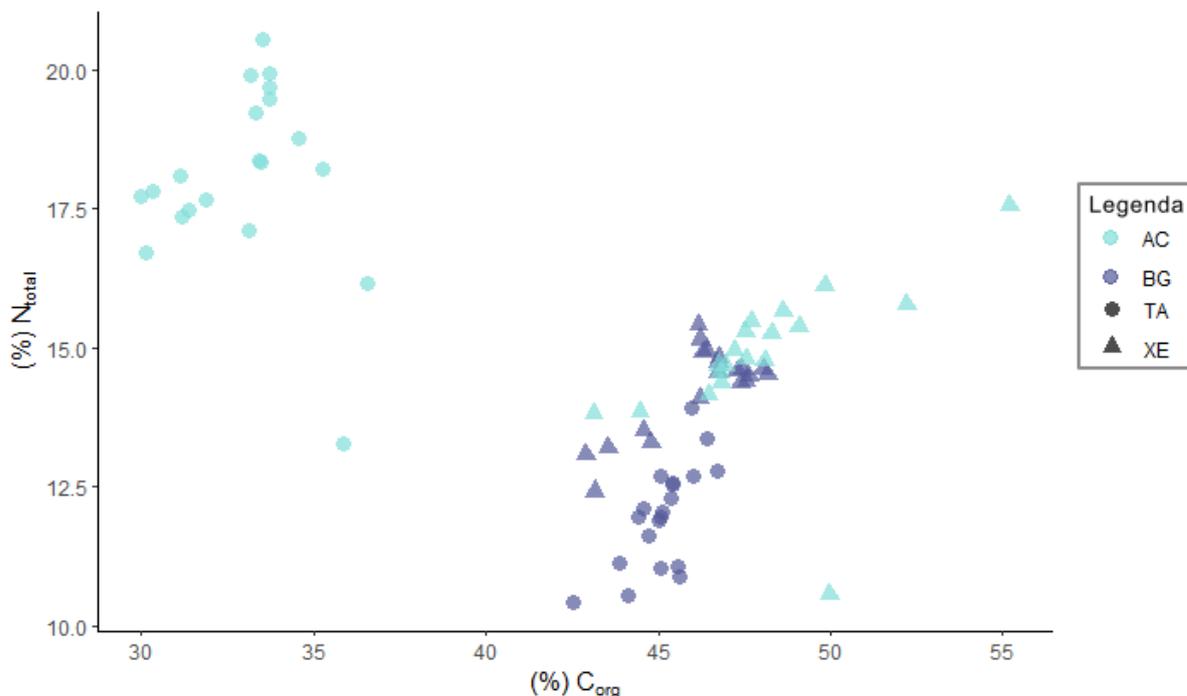


Figura 19. Porcentagem de Carbono orgânico e Nitrogênio total de cada espécie para cada local de estudo.

6.3. Mercúrio

As distribuições dos teores de mercúrio nas amostras para este trabalho estão elucidadas no boxplot da Figura 20. As concentrações de Hg no Xerelete são estatisticamente superiores em comparação com a Tainha ($t(39) = 5$, $p < 0,01$), a média por espécie para TA é 21 enquanto que para XE foi $80 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Esse resultado era esperado, considerando que o Xerelete ocupa um nível trófico mais elevado (Smith-Vaniz et al., 1990), resultando em uma biomagnificação e uma bioacumulação de mercúrio (Ullrichi et al., 2021).

Ao analisar os dados entre os lugares de estudo, também foram encontradas diferenças estatisticamente significativas, especialmente para o Xerelete ($t(19) = 6$, $p < 0,01$). A Baía de Guanabara apresenta os maiores níveis de mercúrio, com média $134 \pm 72 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, enquanto em Arraial do Cabo a média é de $23 \pm 11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Esse resultado condiz com as expectativas, pois BG é um ambiente eutrófico, contendo diversas fontes de contaminação, incluindo o Hg, como evidenciado nas análises dos sedimentos (Tabela 5, página 58).

Quanto a Tainha, podem ser observados níveis bastante baixos de Hg em ambas as regiões de estudo BG com $15 \pm 5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e AC $25 \pm 7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, com

muitos exemplares apresentando medidas abaixo do limite de qualificação ($9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e até mesmo abaixo do limite de quantificação ($0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) do equipamento, conforme detalhado nas tabelas de dados individuais no Apêndice B.

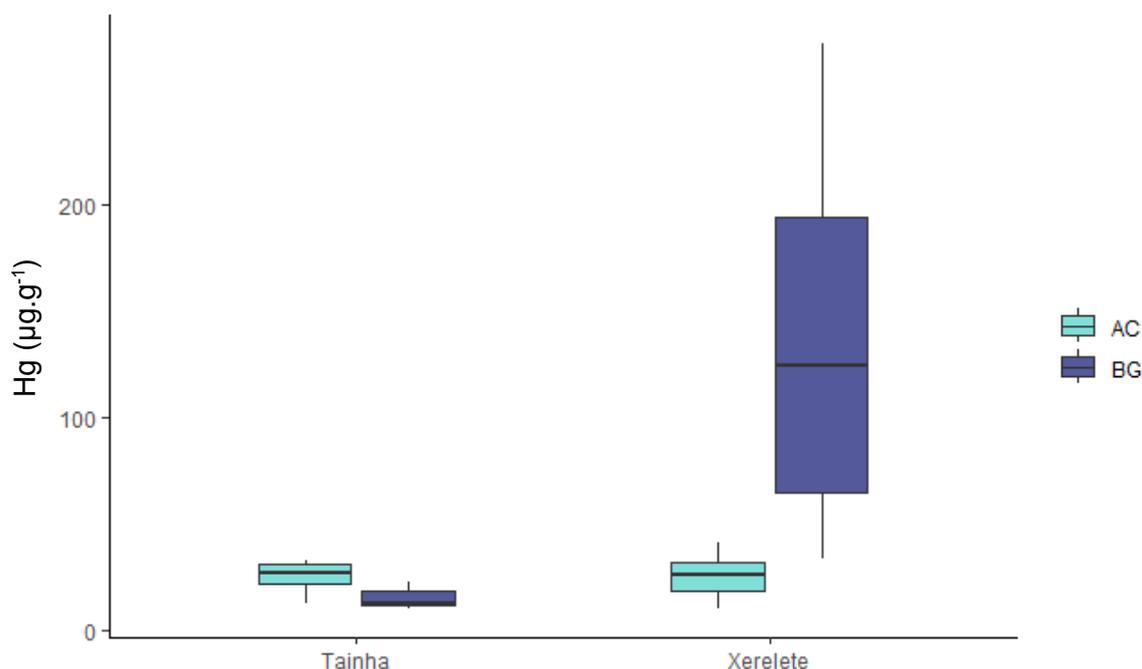


Figura 20. Boxplot dos níveis de Hg de cada espécie separado pelas regiões de estudo.

Na literatura, é possível encontrar diversos trabalhos que avaliaram as concentrações de Hg em peixes no Brasil. A Tabela 10 apresenta uma compilação desses estudos em diferentes regiões, com destaque para o Rio de Janeiro. Os dados deste trabalho podem ser comparados principalmente com o trabalho de Bisi (2012), pelas regiões e pelas espécies estudadas serem parecidas. Os valores de Bisi (2012) se assemelham para a Tainha, no entanto para o XE-BG os resultados encontrados neste trabalho superam os valores de todas as espécies estudadas em todas as regiões.

Tabela 10. Resultados dos dados sobre Hg nos músculos de peixes coletados no Brasil

Autor/ano	Espécie estudada	Concentração de HgT ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Local
Este trabalho	<i>Mugil liza Valenciennes</i> <i>Caranx crysos</i>	15 ± 5 134 ± 72	Baía de Guanabara

	<i>Mugil liza Valenciennes</i> <i>Caranx crysos</i>	25 ± 7 23 ± 11	Arraial do Cabo
Liparasi et al., (2000).	<i>Trichiurus lepturus</i> (lírio).	De 0,021 até 0,618, com média de 0,145 (w.w.)	Itaipu, Niterói, Rio de Janeiro.
Dias et al., (2008).	<i>Xiphias gladius</i> (peixe-espada) e <i>Prionace glauca</i> (tubarão azul).	0,13 até 2,26 (w.w.)	Costa sul e sudeste do Brasil.
Kehring et al., (2009).	<i>Trichiurus lepturus</i> (lírio) <i>Anchoa filifera</i> (manjuba) <i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Maria-Luisa) <i>Pellona harroweri</i> (sardinha-mole) <i>Isopisthus parvipinnis</i> (peixe pescadinha) <i>Cynoscion jamaicensis</i> (goete)	1,07 ± 1,06 (d.w.) 0,26 ± 0,13 (d.w.) 1,07 ± 1,06 (d.w.) 0,25 ± 0,17 (d.w.) 0,25 ± 0,11 (d.w.) 0,30 ± 0,11 (d.w.)	Costa norte do Rio de Janeiro.
Rodrigues et al., (2010).	<i>Genidens genidens</i> (peixe gato marinho) <i>Micropogonias furnieri</i> (corvina) <i>Aspistor luniscutis</i> (bagre guri) <i>Haemulon steindachneri</i> (cocoroca-boca-larga)	0,102 ± 0,043 0,057 ± 0,013 0,178 ± 0,078 0,310 ± 0,206	Baía de Guanabara (BG) Baía da Ribeira (BR)
Silva et al., (2011).	<i>Sardinella brasiliensis</i> (sardinha-verdadeira) <i>Katsuwonus pelamis</i> (Bonito) <i>Caranx latus</i> (xaréu) <i>Cynoscion striatus</i> (pescada-olhuda).	0,128±0,045 0,209±0,036 0,210±0,113 0,466±0,389	Cabo Frio, Rio de Janeiro.
Bisi et al., (2012)	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (palombeta), <i>Centropomus spp.</i> (robalo), <i>Sardinella brasiliensis</i> (sardinha verdadeira), <i>Mugil liza</i> (tainha), <i>Cynoscion leiarchus</i> , (pescada branca).	20,2 ± 7,1 (inverno) e 44,77 ± 16,4 (verão), 65,7 ± 22,1 (verão), 27,8 ± 6,3 (inverno), 12,1 ± 3,6 (verão), 66,9 ± 9,8 (inverno) e 44,3 ± 8,7 (verão). 31,2 ± 16,1 (inverno) e 19,0 ± 9,3 (verão), 33,5 ± 23,1 (inverno) e 44,7 ± 9,9 (verão), 5,0 ± 2,0 (inverno) e 5,8 ± 0,8 (verão), 27,5 ± 5,0 (inverno) e 24,4 ± 14,1 (verão) 99,5 ± 61,7 (inverno) e 51,8 ± 16,4 (verão), 80,7 ± 38,7 (inverno) e 169,0 ± 21,4 (verão), 4,6 ± 1,1 (inverno) e 20,5 ± 6,6 (verão), 49,3 ± 18,7 (inverno).	Baía de Guanabara (BG) Baía de Sepetiba (BS) Ilha Grande (IG)
Seixas et al., (2012).	<i>Trichiurus lepturus</i> (lírio).	0,44 até 0,87 µg·g ⁻¹ .	Baía de Guanabara, Ilha Grande e Búzios, Rio de Janeiro.

		0,032 ± 0,008 (Hg inorgânico) e 0,035 ± 0,070 (MeHg) (w.w)			
Seixas et al., (2014).	<i>Mugil liza</i> (tainha),	0,003 ± 0,003 (Hg inorgânico) e 0,127 ± 0,070 (MeHg) (w.w)	Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro.		
	<i>Citharichthys spilopterus</i> (solha ou linguado),	0,002 ± 0,001 (Hg inorgânico) e 0,271 ± 0,100 (w.w)			
	<i>Micropogonias furnieri</i> (corvina)	0,009 ± 0,005 (Hg inorgânico) e 0,349 ± 0,094 (MeHg) (w.w).			
	<i>Trichiurus lepturus</i> (lírio).				
Custódio et al., (2020)	<i>Hypophthalmus edentatus</i> (mapará),	10,	Rio São Francisco - Minas Gerais, Rio Tocantins e Amazonas - Pará.		
	<i>Prochilodus lineatus</i> (curimbatá),	60,			
	<i>Hypostomus sp.</i> , (guacari),	70,			
	<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (acarí-bodó),	90,			
	<i>Rhinelepis aspera</i> (tandei roncador),	110,			
	<i>Prochilodus lineatus</i> (curimbatá),	240,			
	<i>Oreochromis niloticus</i> (tilápia do nilo),	20,			
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truta arco-íris),	20,			
	<i>Pimelodus maculatus</i> (bagre pintado),	70,			
	<i>Arapaima gigas</i> (pirarucu), <i>Hoplias malabaricus</i> (traíra), <i>Cichla sp.</i> (tucunaré), <i>Cynopotamus humeralis</i> (peixe cadela), <i>Plagioscion squamosissimus</i> (pescada amazônica), <i>Serrasalmus brandtii</i> (pirambeba), <i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (piraíba), <i>Salminus brasiliensis</i> (dourado), <i>Pygocentrus nattereri</i> (piranha vermelha).	10, 80, 140, 160, 180, 230, 270, 320, 560.			
	Basta et al., (2023).	Carnívoros		1,06 0,27, 0,67, 0,48, 0,84 e 0,87.	Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia e Roraima.
		Não carnívoros		0,08, 0,02, 0,11, 0,08, 0,13 e 0,12.	Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia e Roraima

Os teores de mercúrio documentados por Custódio (2020) e Basta (2023) (Tabela 10), demonstram que os valores de Hg em peixes da região amazônica são significativamente maiores. Os registros mais baixos se aproximam dos níveis identificados no XE-BG, o qual se destaca como a espécie com a mais elevada concentração de mercúrio registrada nesta pesquisa. Diferente da BG, a região amazônica apresenta um cenário de contaminação de Hg associado principalmente ao garimpo de ouro (Ramos et al., 2020; Alves, 2023). No entanto, há espécies de peixes que habitam tanto as proximidades do Oceano Atlântico quanto às profundezas da região amazônica. Portanto, a simples

proximidade com as áreas de mineração não é, por si só, um fator determinante para a presença do mercúrio nos peixes (Basta, 2023).

Em relação aos dados de Hg deste trabalho, a BG apresenta um baixo fator de bioacumulação para a espécie Tainha ($0,2 \pm 0,1$), indicando uma menor acumulação de mercúrio no peixe em comparação com o sedimento. Este fato pode estar associado ao comportamento migratório da Tainha que habita locais de menor concentração de Hg ao longo de diferentes estágios do ciclo de vida. No caso do XE-BG, conforme esperado, este exibe um fator de bioacumulação mais elevado ($1,6 \pm 0,8$), sugerindo uma acumulação relativamente maior de mercúrio em comparação com o sedimento.

Embora as concentrações de Hg tenham apresentado valores mais baixos no sedimento e no músculo dos peixes de AC quando comparados à BG (Tabela 5), os valores do fator de bioacumulação em AC foram mais elevados para ambas as espécies ($2,5 \pm 0,7$ para TA-AC e $2,3 \pm 0,9$ para XE-AC), indicando uma tendência geral de acumulação de mercúrio mais significativa nessa região. A maior capacidade de bioacumulação, pode estar associada ao maior teor de proteína nestes peixes (Figura 19). Os principais compartimentos de armazenamento de Hg se caracterizam por aminoácidos ricos em enxofre e se distribui principalmente para o músculo e outros tecidos ricos em proteínas (Stohs e Bagchi, 1995), enquanto está praticamente ausente na gordura (Li et al, 2018). Li et al (2018) ao estudarem a bioacumulação de Hg em carpas na China, observaram que a discrepância nas tendências de bioacumulação de Hg em peixes pode ser explicada pela diferença na taxa de crescimento dos tecidos representativos dos principais compartimentos de armazenamento do contaminante, bem como pelas mudanças na ecologia da alimentação.

O fator de biomagnificação na BG se revelou maior na Tainha com valor igual a 9, indicando um significativo aumento na concentração de Hg ao longo da cadeia alimentar, enquanto o Xerelete da mesma região exibiu um fator menor do que 1 ($0,4$).

Quando os dados de biomagnificação são analisados separando a espécie em Adultos e Juvenis o fator se mostra diferente, encontra-se 3 para os

Adultos e 0,2 para os Juvenis, demonstrando a importância de considerar o estágio de maturidade na dinâmica de acumulação de Hg. Em AC a Tainha obteve um fator menor do que 1 (0,2) enquanto o Xerelete o fator foi maior (2), como esperado, visto que o Xerelete é uma espécie carnívora e, portanto, tem maior potencial para a biomagnificação.

Ao explorar as interações entre as concentrações de mercúrio e os dados biométricos, incluindo o tamanho e o peso (Figura 21 itens C e D), observou-se uma correlação positiva para os dados da Tainha, apresentando coeficientes de determinação (r^2) de 0,4 e 0,2 para Arraia do Cabo (AC) e Baía de Guanabara (BG) respectivamente. Esta relação era previsível, uma vez que o mercúrio é um metal sujeito a biomagnificação, indicando que indivíduos de maior tamanho e peso, provavelmente, são mais velhos e foram expostos ao mercúrio por um período mais longo.

Ao analisar dados correspondente para o Xerelete de Arraia do Cabo, (Figura 21, itens A e B), as conclusões assemelham-se às observadas para a Tainha. Neste caso, o Xerelete apresenta coeficiente de determinação (r^2) de 0,02, indicando uma correlação positiva. Contudo, ao serem examinados os dados referentes ao Xerelete da Baía de Guanabara, a correlação se torna negativa, com r^2 de 0,6. Este resultado sugere uma conclusão oposta ao que era esperado. Os dados de mercúrio para o Xerelete da Baía de Guanabara não seguem uma variância homogênea, como indicado no teste de Levene ($F = 55$ $p < 0,01$). Este resultado sugere que o grupo Xerelete BG pode ser dividido em dois ou mais grupos para as análises de Hg.

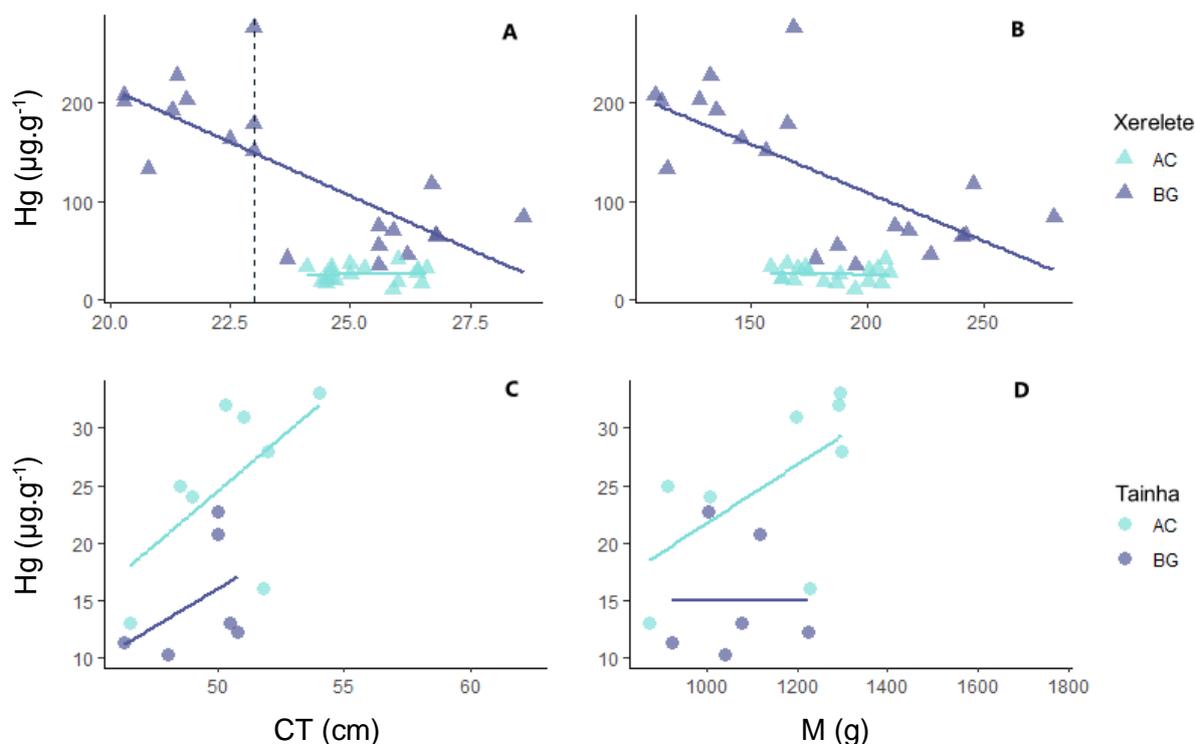


Figura 21. Relações da concentração de Hg total com o tamanho total (em cm) e peso (em g). A linha vertical tracejada em A indica o tamanho de transição para a maturidade.

No entanto, como já concluído anteriormente, o grupo XE-BG se divide em dois grupos, são eles adultos e juvenis. Ao investigar os dados de Hg total separadamente para as duas faixas etárias (Figura 22), constata-se que quando os peixes são juvenis a concentração de mercúrio é estatisticamente diferente ($t(18) = 9, p < 0,01$), sendo uma média igual a $193 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para os juvenis, bem maior que a média encontrada para os adultos que é de $65 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Este resultado pode parecer contraditório, mas há muitos estudos que relatam o fenômeno de diluição, até mesmo para o Hg, por conta do crescimento somático dos peixes (Karimi et al., 2007, Ward et al., 2008, Wang et al., 2012, Wang et al., 2018), que é quando ocorre um rápido crescimento. Froese (2022) enfatiza que o aumento no tamanho corporal é uma característica fundamental da história de vida dos peixes, interligada com a maturação, a idade máxima, a mortalidade, o tempo de geração e a taxa intrínseca de crescimento populacional. Tais parâmetros de crescimento são, portanto, essenciais na maioria dos modelos de avaliação utilizados em práticas de conservação e gestão pesqueira.

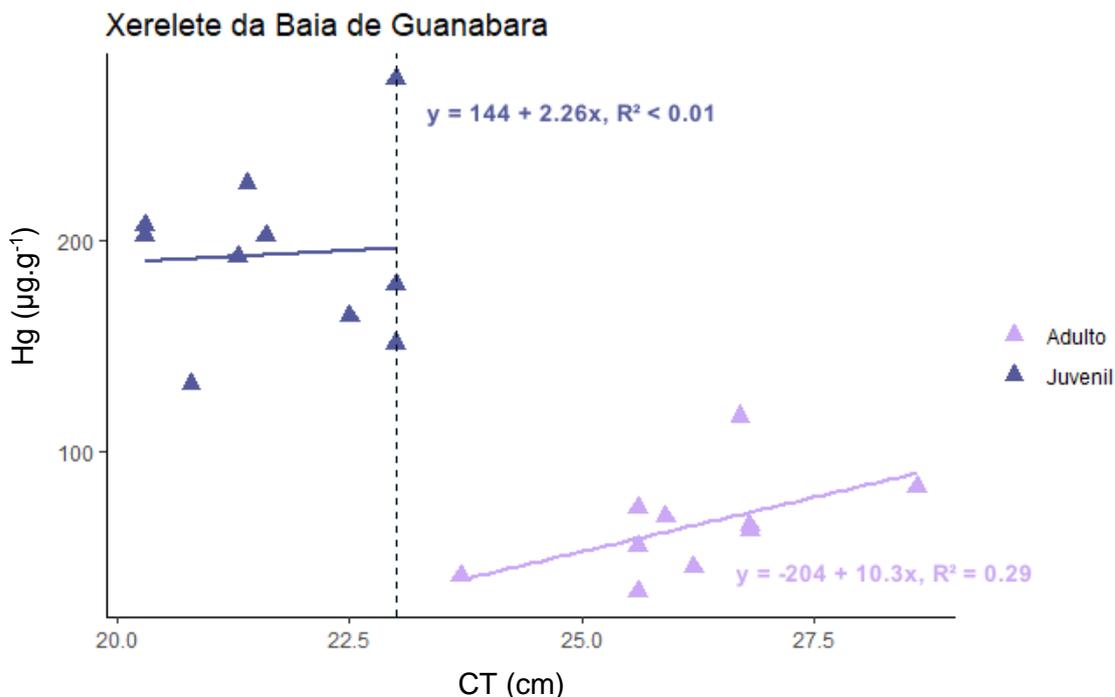


Figura 22. Relação Concentração de mercúrio e Comprimento total para o Xerelete da Baía de Guanabara.

Em um estudo controlado com tilápias, Wang (2012), a partir de um modelo biocinético, simulou os padrões gerais de bioacumulação de Hg. Ele observou que o efeito do crescimento não pode ser desconsiderado no processo de acumulação de Hg a longo prazo. Assim, o autor afirma que "um rápido crescimento dos peixes impulsionado pela disponibilidade de alimentos poderia reduzir significativamente as concentrações de Hg na tilápia".

Em outra pesquisa com tilápias, Wang (2018) testou a hipótese de que diferentes dietas poderiam modular a transferência trófica de Hg, alterando simultaneamente a transferência de energia (em termos de crescimento) e a transferência de Hg (em termos de processo biodinâmico). Os resultados mostraram que os níveis de Hg, principalmente como metilmercúrio (MeHg), na tilápia cultivada de rápido crescimento foram significativamente mais baixos do que na tilápia selvagem, e esse efeito foi atribuído à diluição do crescimento somático. Esse estudo ressalta a importância do crescimento somático derivado da dieta na modulação da transferência trófica de mercúrio nas cadeias alimentares aquáticas.

Ward (2009), em seu estudo com salmões, observou que peixes grandes e de crescimento rápido apresentaram concentrações mais baixas de Hg do que

peixes pequenos e de crescimento lento, em consonância com o fenômeno de diluição pelo crescimento somático. Embora haja vários estudos correlacionando a diluição do Hg com o crescimento somático, é importante notar que, embora o crescimento rápido possa diluir as concentrações individuais de contaminantes, essa dinâmica pode ter uma influência limitada nos fluxos de contaminantes no nível do ecossistema, conforme relatado por McManamay (2019). Portanto, são necessários mais estudos para compreender integralmente essa complexa dinâmica e suas implicações.

O Xerelete é uma espécie de peixe que apresenta uma taxa de crescimento (K) para machos de $0,32 \text{ anos}^{-1}$, enquanto para as fêmeas essa taxa é ainda mais elevada, atingindo $0,38 \text{ anos}^{-1}$, conforme relatado por Goodwin (1986). Em contrapartida, a Tainha possui uma taxa de crescimento inferior, registrando $0,19 \text{ anos}^{-1}$ para os machos e $0,09 \text{ anos}^{-1}$ para as fêmeas, de acordo com Gabin (2014). A literatura sugere que o efeito de diluição pelo crescimento somático pode ocorrer com maior frequência em espécie que apresentam taxas de crescimento mais elevada (Wang et al., 2012). Essa diferenciação nas taxas de crescimento entre as duas espécies pode influenciar diversos aspectos, incluindo os níveis de mercúrio e suas interações em diferentes estágios de desenvolvimento.

Diversos estudos explicam a concentração de mercúrio em peixes pelo $\delta^{15}\text{N}$, que é um *proxy* do nível trófico (Sackett et al., 2015, Crozier et al., 2019). Como discutido anteriormente, no presente estudo, foram observadas diferenças estatísticas nos valores $\delta^{15}\text{N}$ quando separadas por locais, o que sugere uma diferença nas linhas de bases de $\delta^{15}\text{N}$ entre os ecossistemas. Dessa forma, a análise da relação entre $\delta^{15}\text{N}$ e Hg (Figura 23) foi realizada individualmente para cada local.

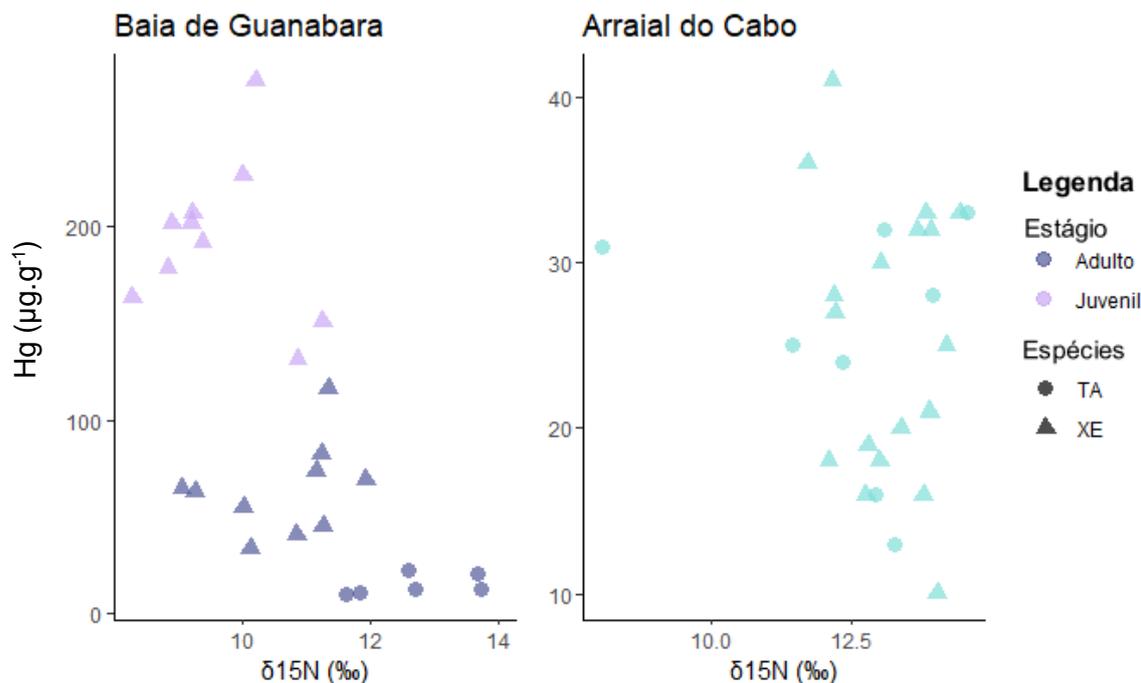


Figura 23. Distribuições individuais da concentração de mercúrio e $\delta^{15}\text{N}$ separado por local de estudo. Para Baía de Guanabara se distingui os casos adultos e juvenil.

Ao examinar a relação de $\delta^{15}\text{N}$ e a concentração de Hg para os Xereletes, divididos entre adultos e juvenis, verificou-se uma correlação positiva significativa (r^2 de 0,22) entre os Xereletes adultos da Baía de Guanabara, enquanto para os juvenis não foi identificada nenhuma correlação. Nas Tainhas do mesmo ambiente, a correlação foi positiva, embora um coeficiente modesto (r^2 de 0,10). Já para Arraial do Cabo, as Tainhas obtiveram uma considerável correlação positiva (r^2 de 0,36), no caso do Xerelete o comportamento não seguiu igual, não houve uma correlação estatisticamente significativa entre o isótopo de nitrogênio e as concentrações de mercúrio. Esses resultados destacam a complexidade das interações tróficas e dos níveis de mercúrio em diferentes contextos ambientais.

Os resultados obtidos para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ neste estudo não revelaram uma contribuição significativa para explicar a variabilidade de acumulação de Hg entre as espécies estudadas. Essa constatação indica que outros fatores estão impactando a bioacumulação de Hg nos peixes dos ambientes estudados, os quais podem obscurecer a correlação clássica entre Hg e $\delta^{15}\text{N}$.

Pode ser aprofundada a compreensão observando o isótopo de carbono. Conforme previamente abordado, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ revelam distinções evidentes, tanto ao serem comparadas diferentes espécies quanto na análise de diferentes locais. Na Figura 24 podem ser observados os diferentes valores com relação ao nível de mercúrio.

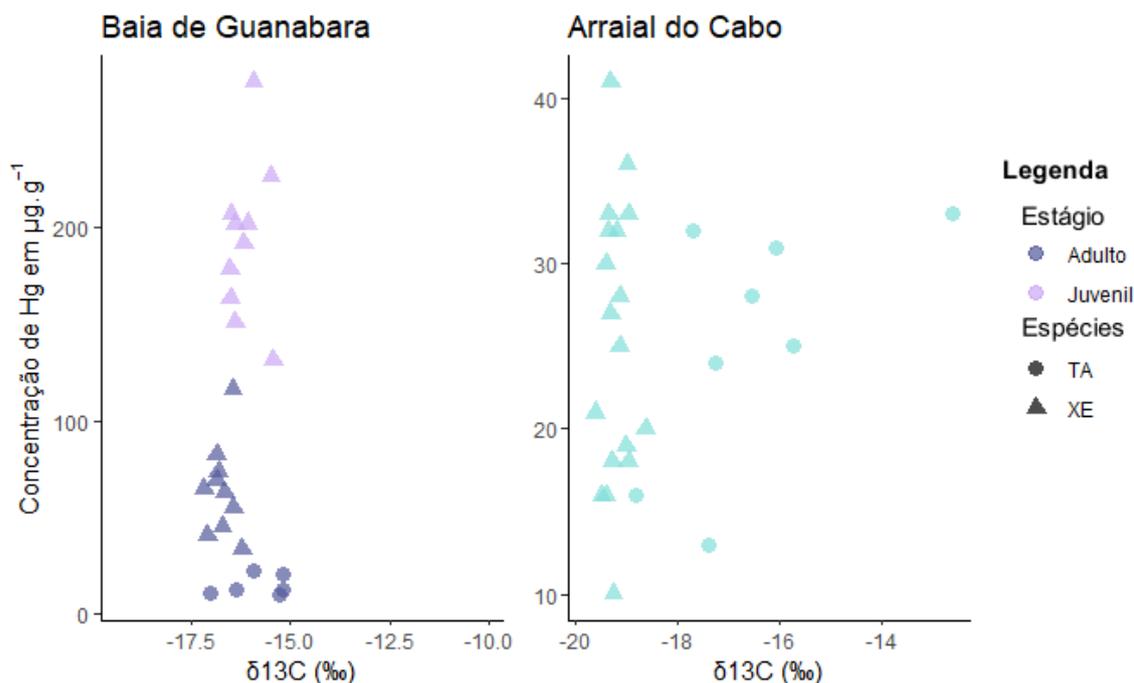


Figura 24. Distribuição da concentração de mercúrio e $\delta^{13}\text{C}$ separado por locais de estudo.

Embora comumente associados a habitats pelágicos ou *offshore* em cadeias alimentares marinhas, os baixos valores de $\delta^{13}\text{C}$ em organismos de áreas expostas a insumos terrestres, como estuários, podem ser atribuídos à redução em $\delta^{13}\text{C}$. Isso ocorre devido aos menores valores de $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica (MO) terrestre em comparação com a MO marinha (Cresson et al., 2014).

Neste estudo, foram encontrados valores distintos e mais altos para o $\delta^{13}\text{C}$, menos negativos, para a Baía de Guanabara, para as ambas as espécies, o que corresponde aos níveis mais altos de mercúrio. Em contraste, em Arraial do Cabo, a distribuição de $\delta^{13}\text{C}$ apresenta valores menores, em relação a BG.

6.4 Avaliação de Risco à saúde humana

Neste estudo, o cálculo do fator de risco foi realizado para o cenário geral de consumo de peixe no Brasil e para uma dose recomendada de consumo diário. No cenário para o Brasil, a taxa de ingestão é de 24,7 g.dia⁻¹ para adultos de 70kg e 5,0 g.dia⁻¹ para crianças de 26,2kg, conforme dados do Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA, 2016), o quociente de risco (QR) se aproxima de 1 para Xerelete da Baía de Guanabara, como pode ser visto no gráfico da Figura 25.

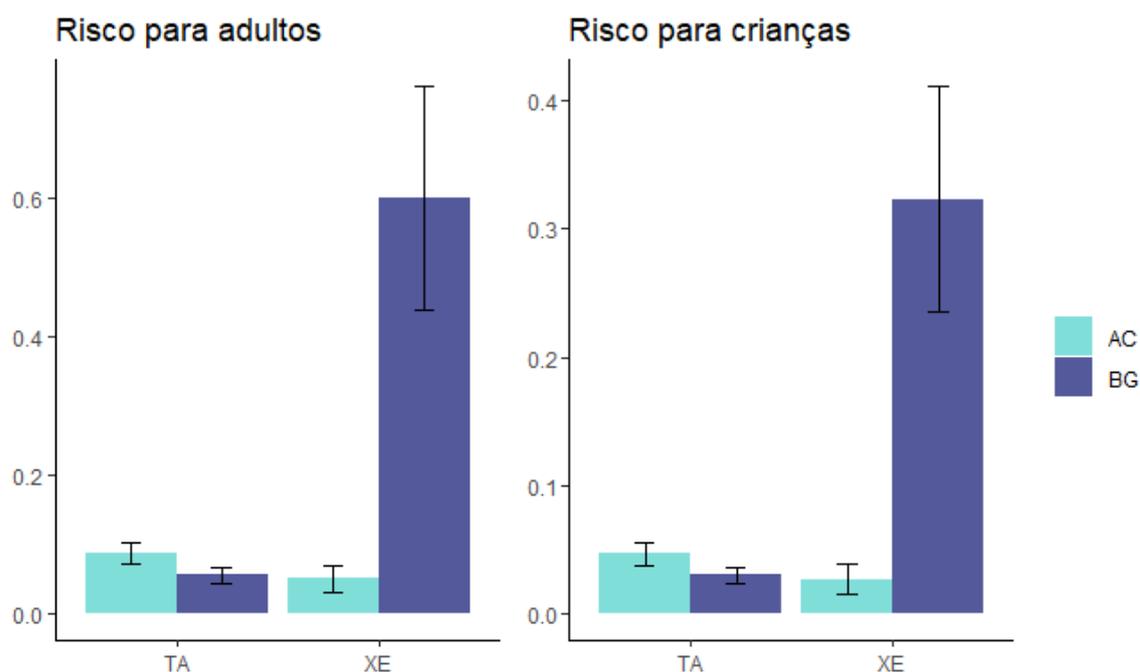


Figura 25. Gráfico do fator de risco, para um cenário brasileiro com os dados medido pra os ínvidos das duas regiões de estudo.

No contexto do consumo de peixes, atendendo às recomendações da FAO para adultos, com uma taxa de 32,9 g.dia⁻¹ (FAO, 2020), e para crianças conforme o *Canada's Food Guide*³, de 21,4 g.dia⁻¹, observa-se um QR atingindo 1 para adultos com peso médio de 70 kg, e para crianças de 26,2 kg, o QR ultrapassa 1, para o consumo de Xerelete da Baía de Guanabara como evidenciado no gráfico da Figura 26.

³ O *Canada's Food Guide*, ou Guia Alimentar do Canadá, é uma ferramenta desenvolvida pelo governo do Canadá para fornecer orientações sobre escolhas alimentares saudáveis e hábitos de vida ativos. Disponível em: <https://www.quebec.ca/en/health/nutrition/healthy-eating-habits/fish-consumption-and-health/recommendations#:~:text=300%20g%20a%20week%20for%20women,children%20age%201%20to%204>

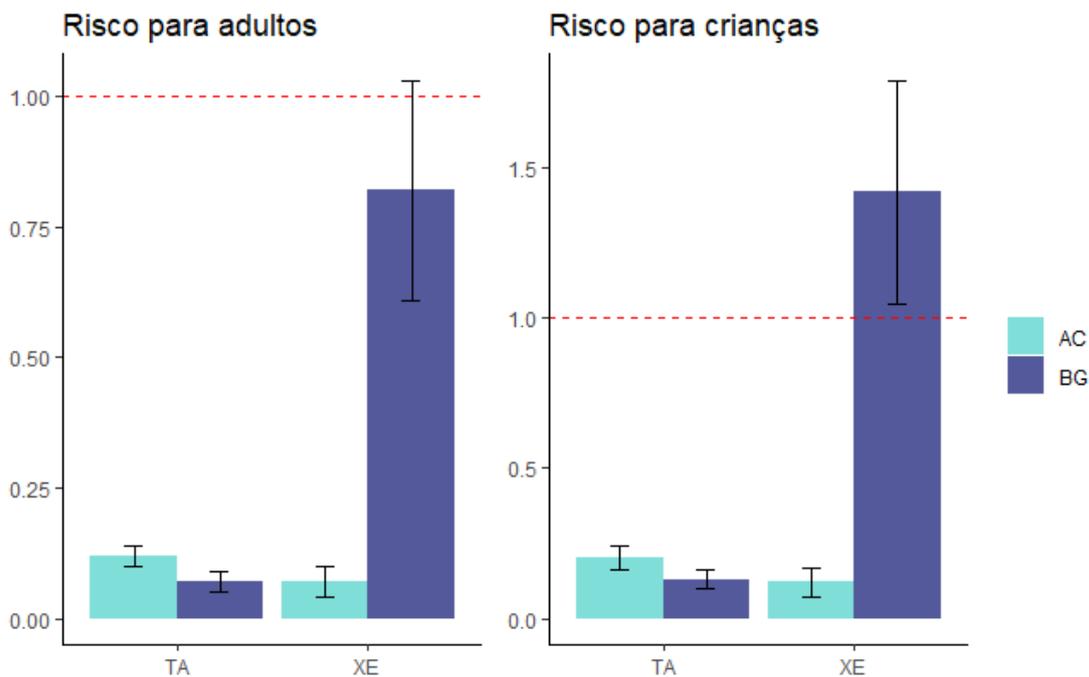


Figura 26. Gráfico do fator de risco, para um cenário de consumo peixe recomendado com os dados medido pra os ínvodos das duas regiões de estudo.

Os resultados destacam a relevância crítica do consumo de Xerelete da BG, especialmente para crianças, levantando preocupações significativas sobre os potenciais impactos na saúde. O quociente de risco acima de 1 indica uma exposição ao mercúrio que excede os limites considerados seguros, agravando-se ainda mais em regiões onde o consumo excede às recomendações, como em populações de pescadores. Nessas localidades, o risco associado ao consumo se amplifica, acentuando a necessidade urgente de estratégias de gestão e políticas de segurança alimentar para a população.

6.5. Caracterização do teor de lipídeos

Os resultados do espectro de infravermelho revelam diversas bandas que indicam diferentes grupos funcionais no material em estudo (Hernández-Martínez et al., 2013; Sanden et al., 2018; Magalhães et al., 2020). De forma abrangente, nos espectros de todos os peixes investigados, destacam-se as seguintes regiões de interesse (Baker et al., 2014):

- i. Sinais na faixa de 3000 e 2800 cm^{-1} , relacionados aos vibracionais $\nu_{\text{as}} \text{CH}_3$, $\nu_{\text{as}} \text{CH}_2$ e $\nu_{\text{s}} \text{CH}_2$, característicos de lipídeos;

- ii. Presença de sinais entre 1770 e 1715 cm^{-1} , atribuído ao vibracional $\nu_s \text{C}=\text{O}$ do grupo funcional éster de lipídeo, com maior intensidade observada especificamente na Tainha;
- iii. Sinais na faixa de 1715 e 1480 cm^{-1} , correspondentes as bandas amide I e II de proteínas;
- iv. Sinais na faixa de 1476 e 1425 cm^{-1} , associado ao vibracional $\delta_s \text{CH}_2$ de lipídeos;
- v. Sinais entre 1425 e 1352 cm^{-1} , relativo ao vibracional $\nu_s \text{COO}^-$, indicativo de ácidos graxos livres.

Diante das distintas regiões reveladas pelo espectro de infravermelho, é possível aprofundar a análise das características bioquímicas e moleculares presentes nos peixes estudados. As Figuras 22 e 23 ilustram o espectro de FTIR do XE-BG e XE-AC, respectivamente. Por sua vez, as Figuras 24 e 25 apresentam o espectro de infravermelho da TA-BG e TA-AC, respectivamente.

As alterações espectrais, consideradas parâmetros bioquímicos indicativos do grau de toxicidade (Kumar et al., 2020), têm sido amplamente utilizadas em estudos de indicadores de testes de toxicidade (Hu et al., 2017). As mudanças nas regiões dos lipídios (3000 a 2800 cm^{-1}) e da amida (1700 a 1600 cm^{-1}) são consideradas indicadores para avaliar o grau de toxicidade resultante da exposição a poluentes (Kumar et al., 2020; de Magalhães, 2020). Essas análises espectrais geram visões valiosas sobre os efeitos das condições ambientais nos componentes bioquímicos dos peixes, enriquecendo a compreensão dos impactos ambientais em nível molecular.

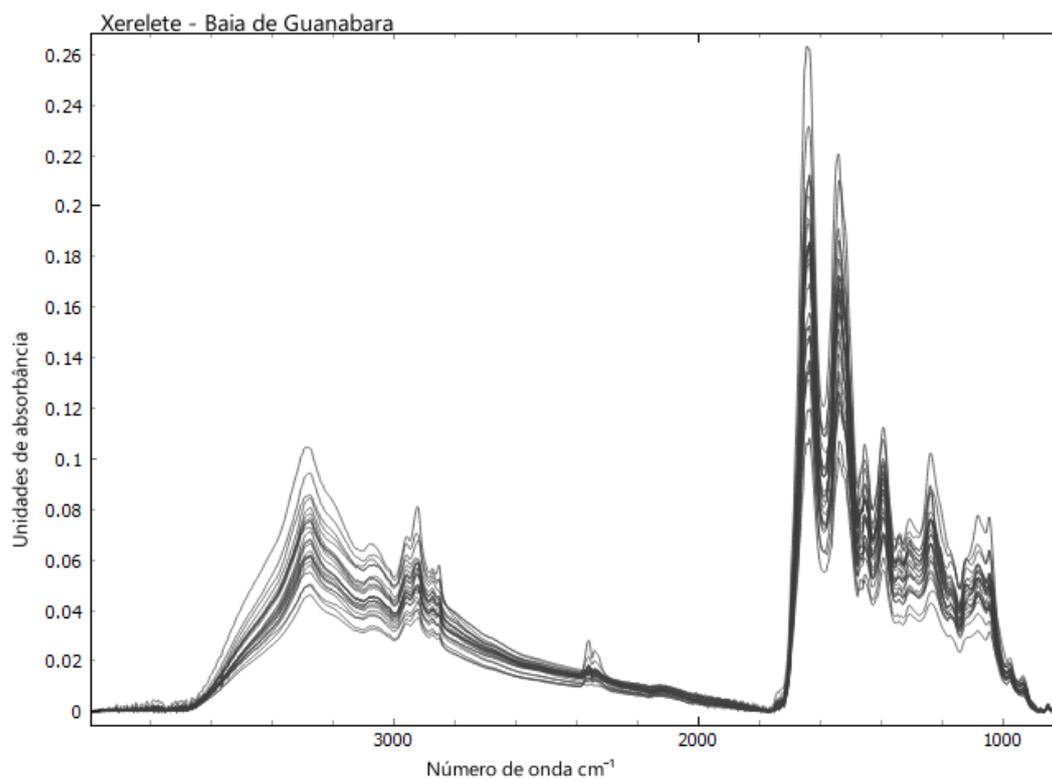


Figura 27. Espectros individuais de infravermelho da Xerelete da Baía de Guanabara

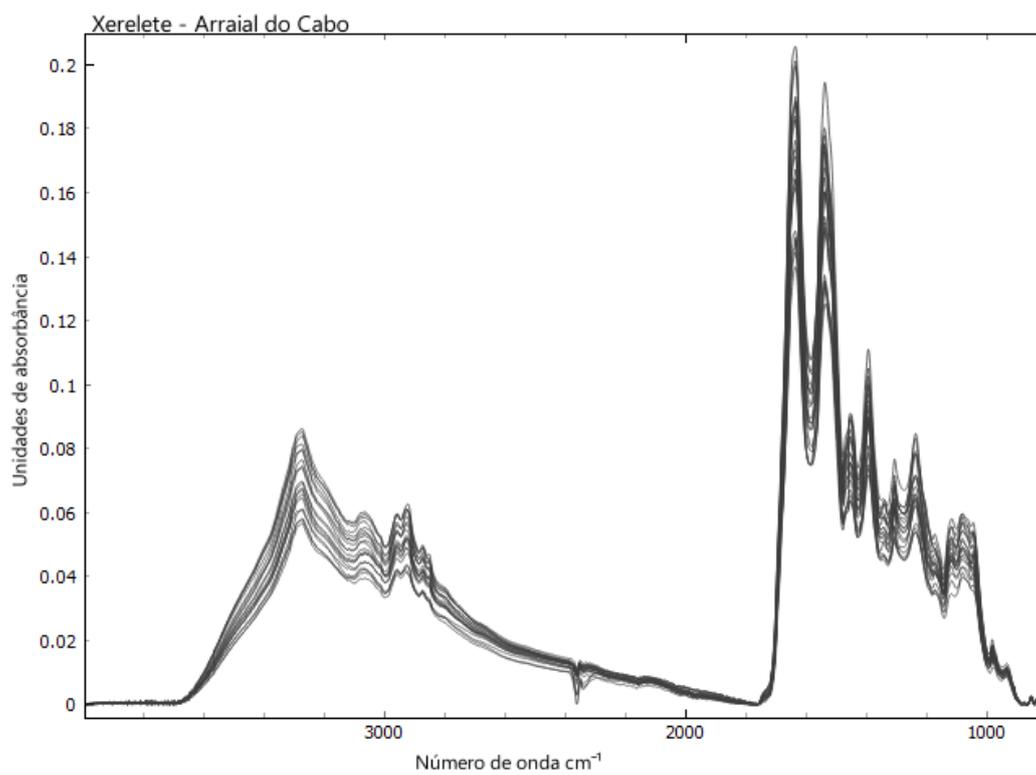


Figura 28. Espectros individuais de infravermelho da Xerelete de Arraial do Cabo.

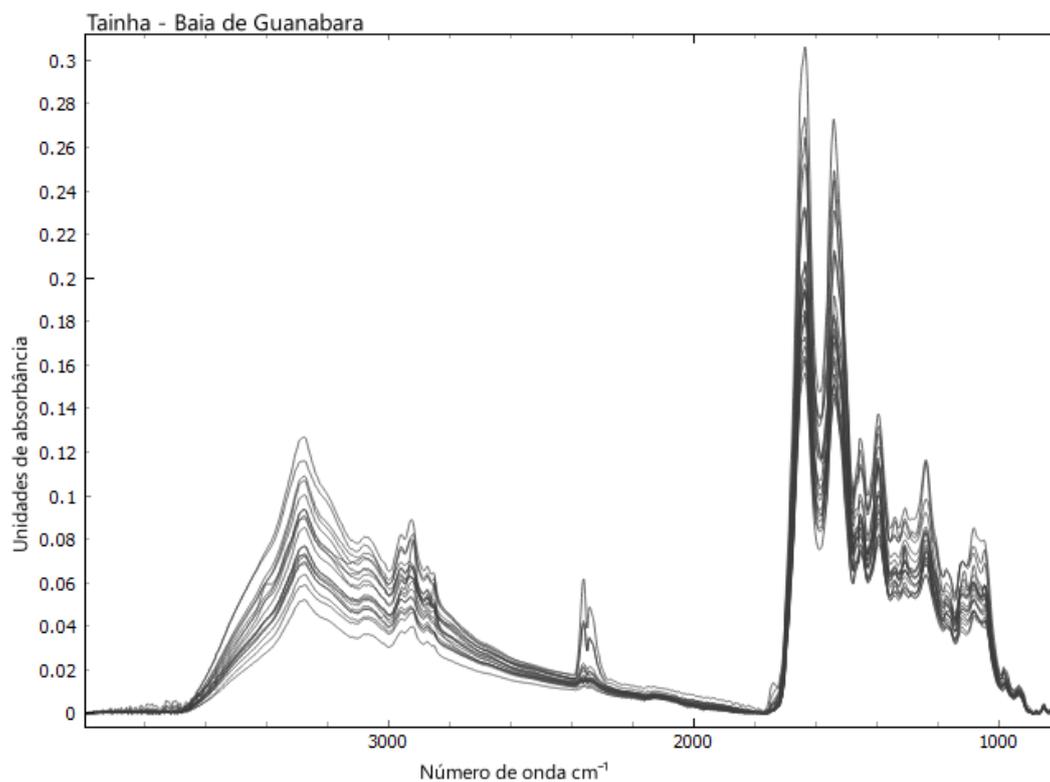


Figura 29. Espectros individuais de infravermelho da Tainha da Baía de Guanabara

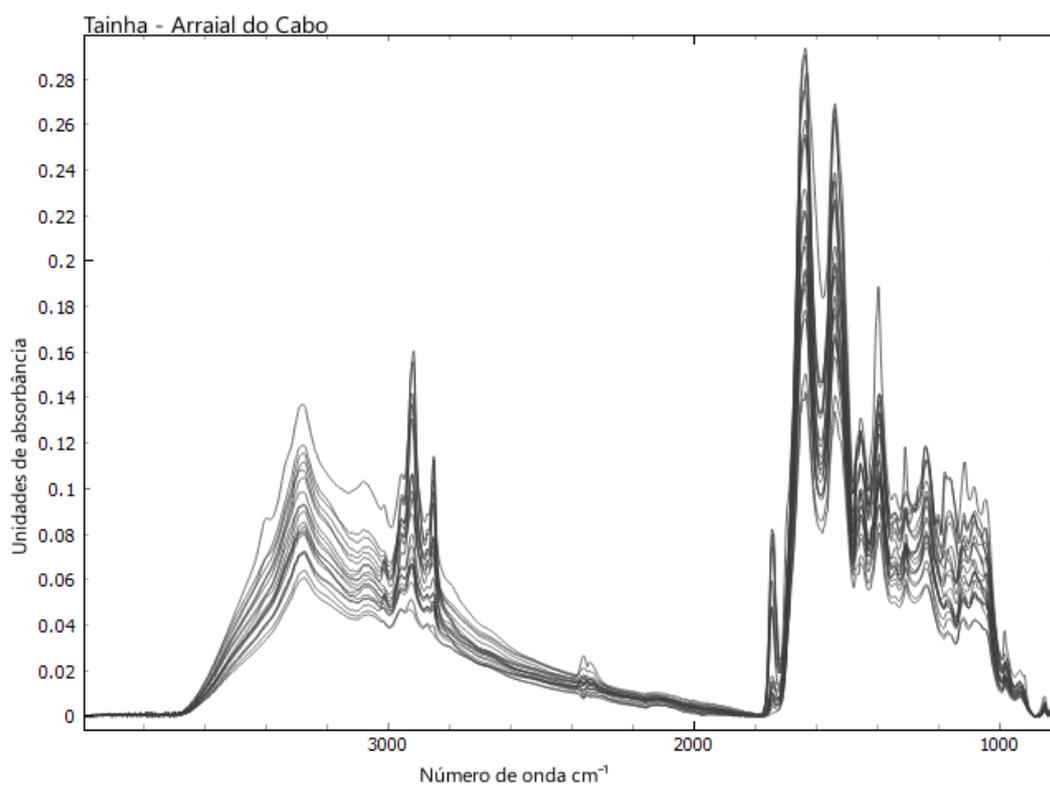


Figura 30. Espectros individuais de infravermelho da Tainha de Arraial do Cabo.

A área das bandas e o número de picos se assemelham, porém observam-se algumas diferenças nas intensidades e nos contornos das bandas. Torna-se necessário o uso de cálculos matemáticos e estatísticos para discutir o grau de semelhança dos espectros. Neste estudo, as áreas relativas foram determinadas calculando as áreas nas regiões de 3000 a 2800 cm^{-1} , de 1770 a 1415 cm^{-1} e 1476 a 1425 cm^{-1} posteriormente, essas áreas foram normalizadas, dividindo-as pelas áreas da amida I e II. Os valores médios de área com desvio padrão estão apresentados na Tabela 11 e na Figura 31. Para a análise estatística desses dados, foi empregado o teste t, com um nível de significância (p) estabelecido em $p < 0,05$.

Tabela 11. Valores médios das áreas, com desvio padrão, de lipídios e proteínas dos peixes separados por locais de estudo.

Espécie	Local	Lipídeos	Proteína	Lipídeo - Proteína	Proteína a partir do NT
<i>Mugil liza valenciennes</i>	BG	2,0 ± 0,6	20,3 ± 4,1	0,07 ± 0,02	74,8 ± 5,8
<i>Caranx crysos</i>	BG	1,8 ± 0,5	17,0 ± 3,7	0,08 ± 0,01	89,4 ± 4,9
<i>Mugil liza valenciennes</i>	AC	4,1 ± 2,6	22,6 ± 4,8	0,14 ± 0,08	113,1 ± 10,2
<i>Caranx crysos</i>	AC	1,5 ± 0,2	17,5 ± 2,2	0,07	91,9 ± 8,1

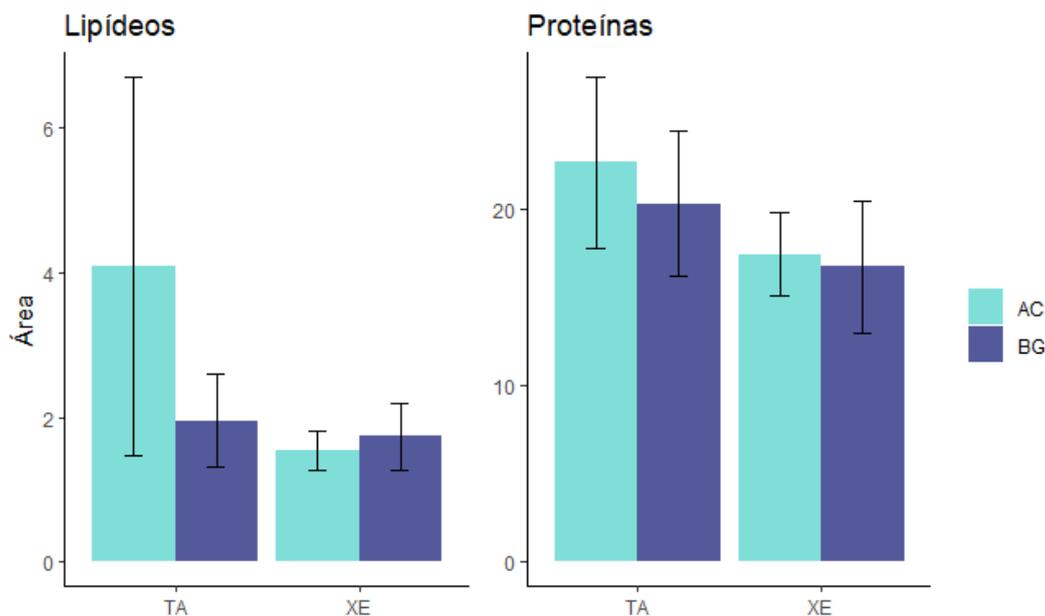


Figura 31. Média das áreas calculadas, com desvio padrão, de lipídios e proteínas, separados por espécies (Tainha: TA e Xerelete: XE) e local de estudo (Arraial do Cabo: AC e Baía de Guanabara: BG).

Os resultados apontam que não existem diferenças significativas para as áreas de lipídeos entre os Xereletes ($U = 146$, $p = 0,2$) nos dois locais estudados, até mesmo os separando por estágio. No entanto, para as Tainhas, observam-se diferenças significativas entre os locais ($U = 326$, $p < 0,01$), indicando que Arraial do Cabo apresenta uma maior intensidade nas bandas lipídicas em comparação com a Baía de Guanabara.

Para as áreas relativas dos lipídeos, os resultados evidenciaram diferenças significativas para ambas as espécies. Entre os Xereletes as diferenças foram pequenas ($U = 46$, $p < 0,01$), as áreas foram maiores na Baía de Guanabara (0,084) em comparação com Arraial do Cabo (0,068). Em relação às Tainhas, as áreas relativas apresentaram um valor superior em Arraial do Cabo (0,135) em comparação com a Baía de Guanabara (0,078). É essencial explorar as implicações dessas diferenças para a saúde ecológica e investigar a influência dessas variáveis na dinâmica trófica e a bioacumulação do mercúrio.

Nesse contexto de análise abrangente, foi realizada a análise de correlação que contempla todos os dados biométricos, isotópicos, lipídicos e níveis de mercúrio analisados para cada peixe separados por local de estudo.

As matrizes de correlação realizadas pelo método de Spearman estão apresentadas nas Figuras 32, 33, 34 e 35. Foram incluídas as seguintes variáveis: Comprimento, Peso, Nitrogênio total (NT), Carbono orgânico total (COT), $\delta^{15}\text{N}$ (d15N), $\delta^{13}\text{C}$ (d13C), Razão C/N, Mercúrio total (HgT), Área total de lipídeos (SOMALIP) e área relativa de lipídeos (LIPPROT).

Na Figura 32, é apresentada a matriz de correlação para o Xerelete da Baía de Guanabara. Esta matriz revela resultados aparentemente inconsistentes, como a correlação forte e negativa entre a concentração de mercúrio com comprimento total (-0,7) e o peso (-0,67). No entanto é fundamental destacar que, como discutido previamente, os Xereletes dessa região podem ser subdivididos em dois grupos distintos: adultos e juvenis. Diante dessa distinção, torna-se necessário segmentar essa análise para proporcionar *insights* mais precisos para cada grupo.

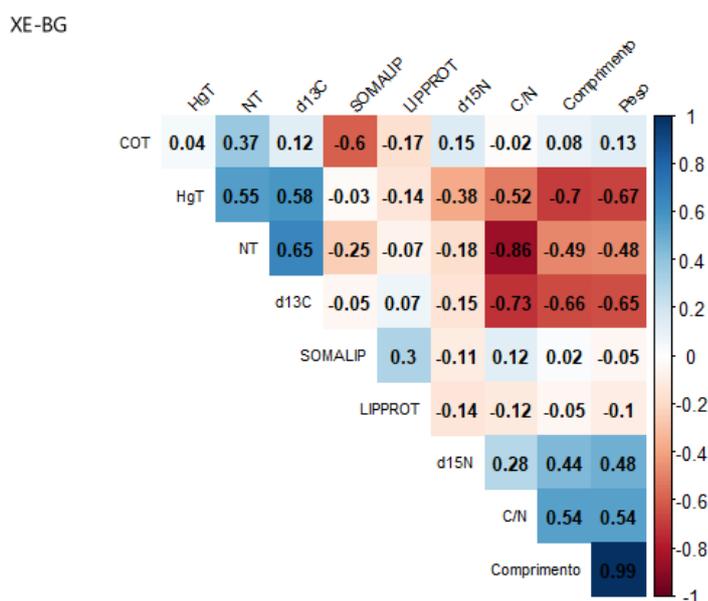
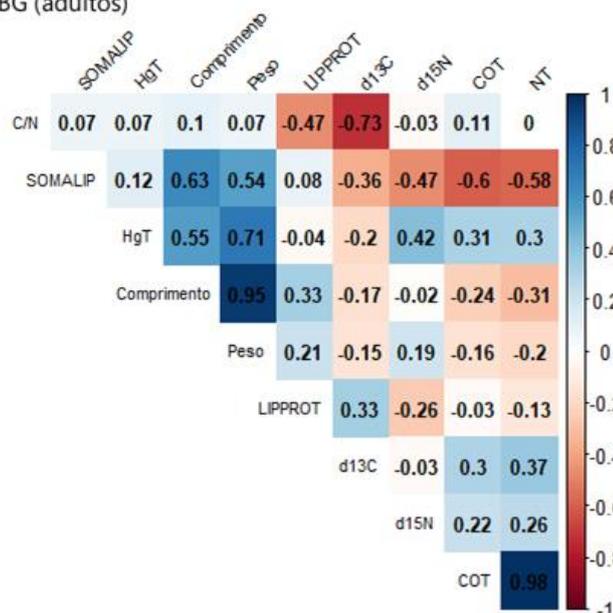


Figura 32. Matriz de correlação para o Xerelete da Baía de Guanabara.

A Figura 33 apresenta essa mesma matriz, agora separada entre os dois grupos específicos, permitindo uma compreensão mais aprofundada das relações entre as variáveis para o Xerelete adultos e juvenis. Para os XE-BG adultos é possível observar uma correlação positiva significativa entre as concentrações de Hg e o comprimento (0,55) e o peso (0,71), indicando que quanto maior e mais pesado o peixe, maior a concentração de Hg no músculo (Figura 33). Da mesma forma, se observa que para as TA-AC, as concentrações

de Hg apresentam correlação positiva significativa com o comprimento (0,6) e o peso (0,67) (Figura 36). O mesmo padrão de correlação não foi observado para os XE-AC Figura 34, nem para as TA-BG Figura 35. Para as matrizes das Tainhas (Figuras 35 e 36) foram considerados apenas os valores de mercúrio que ultrapassam o limite de detecção.

A) XE-BG (adultos)



B) XE-BG (Juvénis)

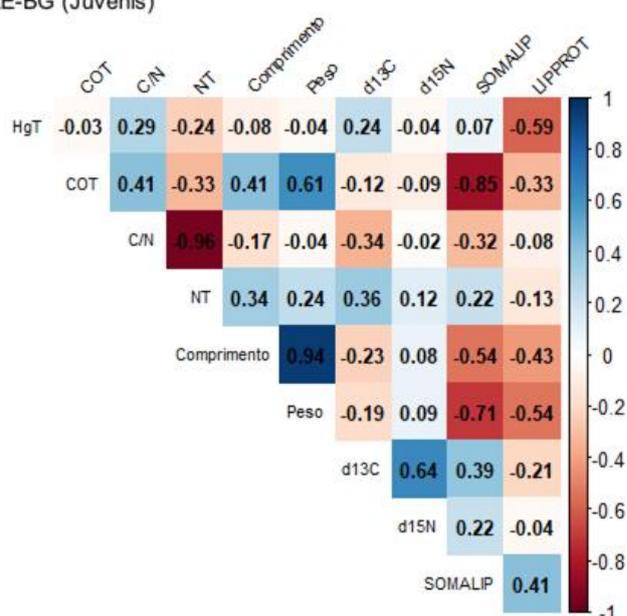


Figura 33. Matriz de correlação para o Xerelete da Baía de Guanabara separados por A) resultados para os adultos e B) juvenis.

XE-AC

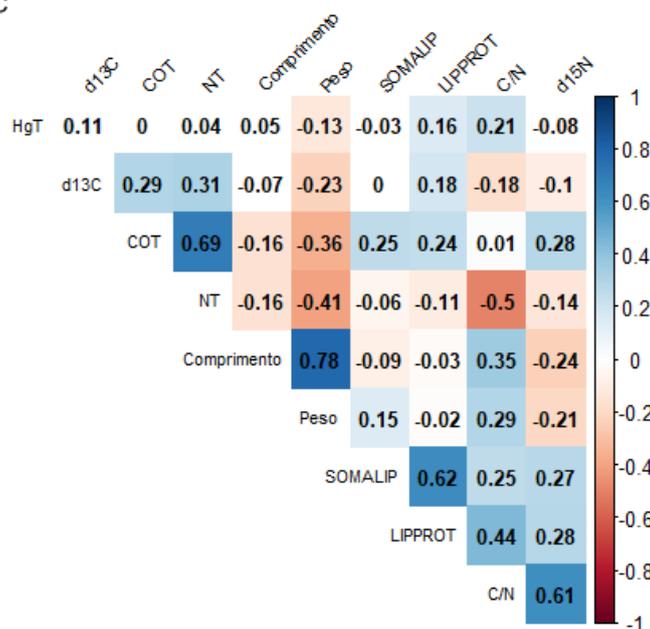


Figura 34. Matriz de correlação para o Xerelete de Arraial do Cabo.

TA-BG

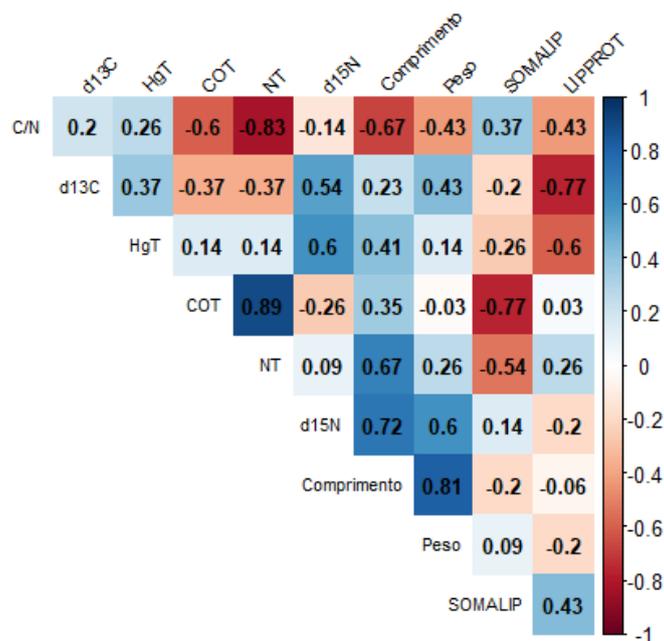


Figura 35. Matriz de correlação para a Tainha da Baía de Guanabara.

TA-AC

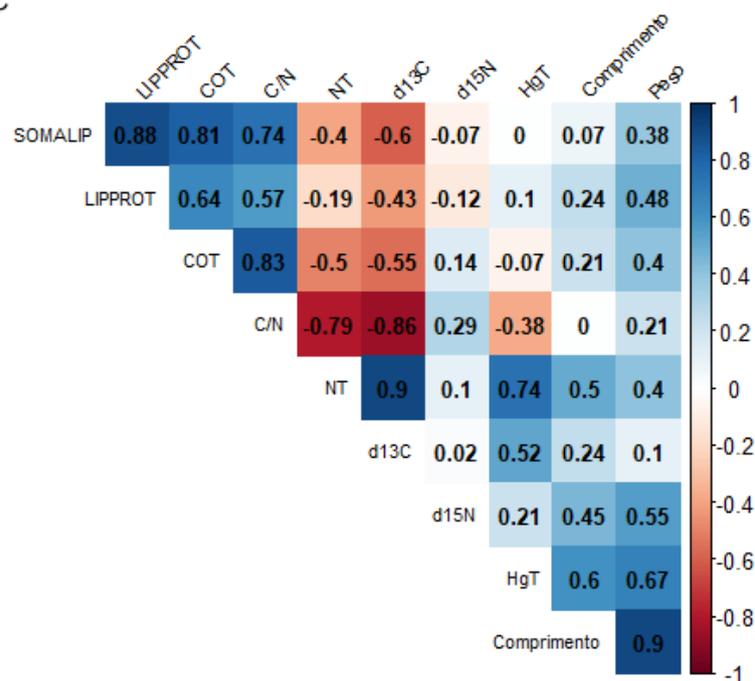


Figura 36. Matriz de correlação para a Tainha de Arraial do Cabo.

Os resultados para as relações entre as concentrações de mercúrio e as áreas relativas de lipídeos (LIPPROT) foram em geral moderadas e negativas, sugerindo que amostras onde o nível de mercúrio é mais elevado, a área relativa de lipídios tende a ser menor. Isso pode indicar uma possível relação entre a

acumulação de mercúrio e a composição dos lipídios nos peixes estudados. Al-Sulaiti et al (2023) investigaram a distribuição dos níveis de mercúrio (Hg) em peixes e suas relações com tipos de peixes, pesos, proteínas e teores de lipídios no Qatar. Os autores observaram que alto teor de lipídios refletia níveis mais baixos de Hg e que particularmente os altos níveis de Hg em peixes com alto teor de lipídios indicavam um ambiente poluído.

Qiu (2016), em seu estudo comparativo sobre a bioacumulação de mercúrio em cadeias alimentares selvagens e de maricultura, não identificou uma correlação clara entre os níveis de mercúrio (Hg) e o conteúdo lipídico nas espécies examinadas. Entretanto, seus resultados indicam que a acumulação de lipídeos parece exercer um efeito de diluição na concentração de Hg nos tecidos dos peixes. Essa conclusão se alinha com os achados deste estudo e com uma pesquisa anterior conduzida por Balshaw (2008), que investigou a distribuição de mercúrio no tecido muscular do atum, encontrando uma correlação inversa relacionada ao conteúdo lipídico dos tecidos.

Os resultados da pesquisa de Ren (2020), que explorou o acúmulo de metilmercúrio (MeHg) em tecidos específicos de juvenis de linguado (*Paralichthys olivaceus*) experimentalmente expostos ao metilmercúrio, indicaram um aumento na peroxidação lipídica com o incremento da concentração de MeHg. A peroxidação lipídica na carne é um processo em que os ácidos graxos poli-insaturados reagem com espécies reativas de oxigênio, resultando na degradação dos lipídios (Huang et al., 2019). Este fenômeno é um dos principais responsáveis pela diminuição gradual da qualidade sensorial e nutricional da carne (Amaral et al., 2018).

A proporção lipídeo-proteína pode indicar o tipo e a qualidade dos alimentos consumidos, uma vez que diferentes fontes alimentares têm diferentes proporções de lipídeos e proteínas (Amaral et al., 2018). A correlação entre a área relativa de lipídeos e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ pode fornecer informações sobre as fontes de alimentação dos peixes estudados. A correlação moderada e negativa que aparece na maioria dos indivíduos estudados sugere que, à medida que a área relativa de lipídeos aumenta, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ diminuem. Isso pode indicar uma maior contribuição de fontes alimentares específicas que possuem

valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais baixos, que estão associados aos peixes de Arraial do Cabo (Figura 18).

O estudo da proporção lipídeo-proteína e a análise das fontes alimentares dos peixes proporcionam uma compreensão mais profunda da ecologia alimentar desses organismos aquáticos. Contudo, ao considerar a saúde humana, é crucial abordar o fator de risco associado ao consumo de peixes contaminados por mercúrio.

7. Conclusão

Este estudo investigou a dinâmica da bioacumulação de mercúrio (Hg) em peixes da Baía de Guanabara (BG) e de Arraial do Cabo (AC), explorando as interações entre fatores ambientais, tróficos e nutricionais. As concentrações de Hg aumentaram com o aumento do $\delta^{13}\text{C}$, indicando que o maior acúmulo de Hg ocorre principalmente em indivíduos estuarinos, como o Xerelete, e menos em indivíduos demersais, ou forrageiros como a Tainha. A análise isotópica de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) e carbono ($\delta^{13}\text{C}$) revelaram em geral correlações moderadas com as concentrações de Hg, sugerindo que além das diferenças nas fontes de alimento, outros elementos, como o comportamento migratório, a posição trófica e a maturidade, desempenham um papel significativo na bioacumulação de mercúrio nas espécies estudadas.

Os resultados da posição trófica (PT) na Baía de Guanabara para a Tainha, apesar de ser considerada de PT baixo, foi maior do que para o Xerelete, entre os indivíduos estudados. Desta forma, esses indivíduos apresentaram fator de biomagnificação superiores, condizente com a PT maior. Este resultado ressalta a importância do estudo da dinâmica ecológica na influência da bioacumulação do Hg.

A diluição pelo crescimento somático, embora observada especialmente no Xerelete da Baía de Guanabara, não parece ser o único fator influenciando as concentrações de Hg na espécie, como evidenciado pela falta de correlação consistente nos juvenis e nos indivíduos da mesma espécie na região de Arraial do Cabo.

A análise das áreas lipídicas foi um importante indicativo para distinguir o valor nutricional entre os peixes e as regiões, os resultados indicaram maior valor para as Tainhas e comparando as regiões, Arraial do Cabo, que é uma região com diversas áreas de preservação, se destacou. Já a variação nas áreas relativas de lipídios mostrou uma correlação negativa entre a maioria das espécies e os níveis de mercúrio, indicando que o aumento na dinâmica de acumulação de mercúrio resulta em menores áreas relativas de lipídeos.

Embora os níveis médios de mercúrio nos indivíduos estudados estejam abaixo dos limites máximos toleráveis ($500 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para peixes não predadores e de $1000 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para predadores) a avaliação do quociente de risco vai além da mera dose, incorporando também a taxa de consumo e o peso do consumidor. Para os níveis de Hg encontrados nos peixes desse estudo foi constatado risco, considerando o cenário de ingestão sugerida pela FAO, para o consumo do Xerelete da BG, tanto para adultos (70kg) quanto crianças (26,2). No entanto, esse risco pode ser ainda maior, dado que o padrão de consumo de peixe varia entre regiões, especialmente quando se trata de populações que dependem fortemente desses alimentos como fonte primária de proteína.

Além disso, a análise da matriz de correlação revelou interações complexas entre os parâmetros biométricos, isotópicos e lipídicos, destacando a necessidade de abordagens integradas para compreender completamente os padrões de acumulação de Hg em ambientes marinhos. A partir dessa abordagem foi possível observar que, em geral, os peixes de Arraial do Cabo, ambiente com menor impacto antrópico (evidenciado pelos valores de Fator de Contaminação), apresentaram as menores concentrações de Hg, maiores teores de proteína e lipídeos, e menores quocientes de risco à saúde humana. Esses dados evidenciam o impacto da contaminação ambiental na bioacumulação de Hg e composição nutricional do pescado. Esses achados ressaltam a importância de considerar não apenas as características individuais das espécies, mas também os contextos ecológicos e ambientais específicos ao interpretar os níveis de contaminação por mercúrio.

8. Referências

- Abril G., Cotovicz L.C., Nepomuceno A., Erbas T., Costa S., et al. (2022). Spreading eutrophication and changing CO₂ fluxes in the tropical coastal ocean: A few lessons from Rio de Janeiro. *ACMAR*, 55 (Especial), pp.461-476. <10.32360/acmar.v55iEspecial.78518>. <hal-03797406>
- Akan, J.C.; Salwa, M.; Yikala, B.S.; Chellube, Z.M. Study on the Distribution of Heavy Metals in Different Tissues of Fishes from River Benue in Vinikilang, Adamawa State, Nigeria. *British Journal of Applied Science & Technology*, v.2, n.4, p. 311-333, 2012.
- Albrecht, M. P., da Silva Reis, A., Neres-Lima, V., & Zandonà, E. (2021). Stable isotopes and other tools in trophic studies of tropical stream fish. *Oecologia Australis*, 25(2), 283–300. <https://doi.org/10.4257/OECO.2021.2502.05>
- Alves, L. (2023) Widespread high mercury levels found in fish eaten in Brazil. *The Lancet*, Volume 402, Issue 10395, 14 [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(23\)01355-7](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(23)01355-7)
- Al-Sulaiti, Maetha M. et al. 2023. Total Hg Levels Distribution in Fish and Fish Products and Their Relationships with Fish Types, Weights, and Protein and Lipid Contents: A Multivariate Analysis. *Food chemistry* 421: 136163. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2023.136163>
- Amaral, a. B., silva, m. V. Da., & lannes, s. C. da S. (2018). Lipid oxidation in meat: mechanisms and protective factors – a review. *Food Science and Technology*, 38, 1–15. <https://doi.org/10.1590/fst.32518>
- Angheben. F. M. Avaliação da concentração de metais em peixes de diferentes níveis tróficos ocorrentes no rio das antas e no rio tega - RS. Dissertação de Mestrado - Universidade de Caxias do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, (2019).
- Arditi, R., & Ginzburg, L. (1989). Coupling in predator-prey dynamics: Ratio-Dependence. *Journal of Theoretical Biology*, 139, 311-326. [https://doi.org/10.1016/S0022-5193\(89\)80211-5](https://doi.org/10.1016/S0022-5193(89)80211-5).
- ATSDR, U.S. Toxicological profile for mercury. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services, 1999.
- Barbière E. B. Cabo Frio e Iguaba Grande dois microclimas distintos a um curto intervalo de tempo. CEUFF
- Bastos, W.R.; Gomes, J.P.O.; Oliveira, R.C.; Almeida, R.; Nascimento, E.L.; Bernardi, J.V.E.; Lacerda, L.D.; Silveira, E.G.; Pfeiffer, C.W. Mercury in the

environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, v.368, n.4, p.344-351, 2006.

Basu, N. (2018). The Minamata Convention on Mercury and the role for the environmental sciences community. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(12), 2951–2952. <https://doi.org/10.1002/etc.4269>

Bosch, A. C., O'Neill, B., Sigge, G. O., Kerwath, S. E., Hoffman, L. C. (2016) Mercury accumulation in Yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) with regards to muscle type, muscle position and fish size, *Food Chemistry*, Volume 190, Pages 351-356, ISSN 0308-8146, <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.05.109>.

Bisi, T. L., Lepoint, G., Azevedo, A. D. 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, 291–302. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.015>

Buckman, K., Taylor, V., Broadley, H., Hocking, D., Balcom, P., Mason, R., Nislow, K., Chen, C., 2017. Methylmercury bioaccumulation in an urban estuary: Delaware River, USA. *Estuar. Coasts* 40, 1358–1370. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0232-3>.

Buck, D. G., Evers, D. C., Adams, E. M., DiGangi, J., Beeler, B., Samánek, J., Petrik, J., Turnquist, M. A., Speranskaya, O., Regan, K., Johnson, S. A. (2019). A global-scale assessment of fish mercury concentrations and the identification of biological hotspots. *Science of The Total Environment*, 687:956-966. doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2019.06.159

Cao, L., Liu, J., Dou, S., & Huang, W. (2020). Biomagnification of methylmercury in a marine food web in Laizhou Bay (North China) and associated potential risks to public health. *Marine Pollution Bulletin*, 150. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110762>

Caranx crysos (Mitchill, 1815) in Döring M (2022). English Wikipedia - Species Pages. Wikimedia Foundation. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/c3kkgh> accessed via GBIF.org on 2023-09-22.

Castro-Gonzalez, M. I. Omega – 3 fatty acids: benefits and sources. *Interciencia*, v. 27, p. 128-136, 2002.

Cebrian, J., Shurin, J., Borer, E., Cardinale, B., Ngai, J., Smith, M., & Fagan, W. (2009). Producer Nutritional Quality Controls Ecosystem Trophic Structure. *PLoS ONE*, 4. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004929>.

Cebrian, J. (2015). Energy flows in ecosystems. *Science*, 349, 1053 - 1054. <https://doi.org/10.1126/science.aad0684>.

Cesar, R., Natal-Da-Luz, T., Silva, F., Bidone, E., Castilhos, Z., Polivanov, H., Sousa, J.P. Ecotoxicological assessment of a dredged sediment using bioassays with three species of soil invertebrates. *Ecotoxicology* 24, 414–423. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1390-8> (2014).

Chițescu, C.L.; Ene, A.; Geana, E.-I.; Vasile, A.M.; Ciucure, C.T. (2021). Emerging and Persistent Pollutants in the Aquatic Ecosystems of the Lower Danube Basin and North West Black Sea Region—A Review. *Appl. Sci.* 11, 9721. <https://doi.org/10.3390/app11209721>

Dal'olio Gomes, A., Gomes, F. R., Gücker, B., Tolussi, C. E., Figueredo, C. C., Boëchat, I. G., Maruyama, L. S., Oliveira, L. C., Muñoz-Peñuela, M., Pompêo, M. L. M., De Lima Cardoso, R., Marques, V. H., & Moreira, R. G. (2021) Eutrophication effects on fatty acid profiles of seston and omnivorous fish in tropical reservoirs. *Science of the Total Environment*, 781. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146649>.

de Vasconcellos, A. C. S., Ferreira, S. R. B., de Sousa, C. C., de Oliveira, M. W., de Oliveira Lima, M., & Basta, P. C. (2022). Health Risk Assessment Attributed to Consumption of Fish Contaminated with Mercury in the Rio Branco Basin, Roraima, Amazon, Brazil. *Toxics*, 10(9). <https://doi.org/10.3390/toxics10090516>

Date, S.; Rush, K.; Yin, X.; Wall, J.; Ragsdale, S.; Parks, J.; Elias, D.; Gu, B.; Johs, A. Discerning Mercury Methylation: Interdisciplinary Approaches to Solve a Complex Puzzle. *Biophysical Journal*, v114, n.3, p.225a, 2018.

De Niro, M.J., Epstein, S., 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 495–506.

Dolbec, J.; Mergler, D.; Passos, C.J.C.;Morais, Sousa De.; Lebel, J. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos river, Brazilian Amazon. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, v.73, n.3, p.195-203, 2000.

Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., & Norberg, J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 488-494. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0488:RDECAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2)

El Hamzaoui, E.H., El Baghdadi, M., Oumenskou, H. et al. Spatial repartition and contamination assessment of heavy metal in agricultural soils of Beni-Moussa, Tadla plain (Morocco). *Model. Earth Syst. Environ.* 6, 1387–1406 (2020). <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00756-3>

Ergin M.; Saydam C.; Bastürk Ö.; Erdem E. & Yörük R. 1991. Heavy metal concentrations in surface sediments from the two coastal inlets (Golden Horne

Estuary and Izmit Bay) of the north-eastern Sea of Marmara. *Chemical Geology*, 9 (3): 269-285.

Johnston, E., & Roberts, D. (2009). Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. *Environmental pollution*, 157 6, 1745-52. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.017>.

FAO. (2020). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action*. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>

Filho, W., Souza, P., Oliveira-Júnior, J., Terassi, P., Gois, G., Junior, C., Sobral, B., Rangel, R., & Pimentel, L. (2021). Investigating the Characteristics and Predictability of Measured Wind Speed Data Over Rio de Janeiro, Brazil. *Pure and Applied Geophysics*, 178, 2333 - 2355. <https://doi.org/10.1007/s00024-021-02751-w>.

Fries, A. S., Coimbra, J. P., Nemazie, D. A., Summers, R. M., Azevedo, J. P. S., Filoso, S., Newton, M., Gelli, G., De Oliveira, R. C. N., Pessoa, M. A. R., & Dennison, W. C. (2019). Guanabara Bay ecosystem health report card: Science, management, and governance implications. *Regional Studies in Marine Science*, 25. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.100474>.

FRY, B. 2006. *Stable Isotope Ecology*. New York: Springer: p. 308. DOI:10.1007/0-387-33745-8

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 Ciências* 83, 457–469.

Fonseca-Kruel, V., & Peixoto, A. (2004). Etnobotânica na Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18, 177-190. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000100015> .

Garai P, Banerjee P, Mondal P, Saha NC (2021) Effect of Heavy Metals on Fishes: Toxicity and Bioaccumulation. *J Clin Toxicol*. S18:001.

Gladyshev, M. I., & Sushchik, N. N. (2019). Long-chain omega-3 polyunsaturated fatty acids in natural ecosystems and the human diet: Assumptions and challenges. In *Biomolecules* (Vol. 9, Issue 9). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/biom9090485>.

Grandjean P, Satoh H, Murata K and Eto K. (2010). Adverse effects of methylmercury: Environmental health research implications. *Environ Health Perspect* 118:1137–1145.

Goodwin, J. M. IV and J. H. Finucane. (1985). Reproductive Biology of Blue Runner (*Caranx crysos*) from the Eastern Gulf of Mexico. *Northeast Gulf Science* 7 (2). Retrieved from <https://aquila.usm.edu/goms/vol7/iss2/2>

Goodwin, J. M. IV and A. G. Johnson. 1986. Age, Growth, and Mortality of Blue Runner, *Caranx crysos*, from the Northern Gulf of Mexico. *Northeast Gulf Science* 8 (2). Retrieved from <https://aquila.usm.edu/goms/vol8/iss2/2>

Gomes, D. A., Gomes, F. R., Gücker, B., Tolussi, C. E., Figueredo, C. C., Boëchat, I. G., Maruyama, L. S., Oliveira, L. C., Muñoz-Peñuela, M., Pompêo, M. L. M., De Lima Cardoso, R., Marques, V. H., & Moreira, R. G. (2021). Eutrophication effects on fatty acid profiles of seston and omnivorous fish in tropical reservoirs. *Science of the Total Environment*, 781. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146649>.

Godoy, V., Blázquez, G., Calero, M., Quesada, L., Martín-Lara, M.A. (2019). The potential of microplastics as carriers of metals. *Environmental Pollution* 255. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113363>

Gu, B., Schelske, C. L. & Hoyer, M. V. (1996). Stable isotopes of carbon and nitrogen as indicators of diet and trophic structure of the fish community in a shallow hypereutrophic lake. In *Journal of Fish Biology* (Vol. 49).

Hammock, B.G., Hartman, R., Dahlgren, R.A. et al. Patterns and predictors of condition indices in a critically endangered fish. *Hydrobiologia* 849, 675–695 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04738-z>

Hart, F. L.; Fisher, H. J. (1971). Análisis moderno de los alimentos. Zaragoza: Acribia, cap. 10, p. 249.

Haseeb, A., Fozia., Ahmad, I., Ullah, H., Iqbal, A., Ullah, R., Moharram, B., Kowalczyk, E. (2022). Ecotoxicological Assessment of Heavy Metal and Its Biochemical Effect in Fishes. *BioMed Research International*, doi: 10.1155/2022/3787838

Herdson, D. 2010. *Caranx crysos*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2010: e.T154807A4637970. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-4.RLTS.T154807A4637970.en>. Accessed on 02 October 2023.

Huang, X., Ahn, D.U. Lipid oxidation and its implications to meat quality and human health. *Food Sci Biotechnol* 28, 1275–1285 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10068-019-00631-7>

ICMBIO, (2020). Ministério do meio ambiente. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/resex-marinha-do-arraial-do->

cabo/arquivos/plano_de_manejo_resex_marinha_do_arraial_do_cabo.pdf
(Acessado em 17 de janeiro de 2024)

IPCS. (1990). International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 101, Methylmercury. World Health Organization, Geneva,

Jensen, S.; Jernelov, A. (1969). Biological methylation of mercury in aquatic organisms. *Nature*, 223 (5207), 753–754.

Keenan, S.F. and M.C. Benfield. (2003). Importance of zooplankton in the diets of Blue Runner (*Caranx crysos*) near offshore petroleum platforms in the Northern Gulf of Mexico. Prepared by the Coastal Fisheries Institute, Louisiana State University. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OCS Study MMS 2003-029. 129 pp.

Kao, C. S., Wang, Y. L., Jiang, C. bin, Chuang, Y. C., Chen, Y. H., Hsi, H. C., & Chien, L. C. (2022). Associations of maternal food safety-related risk perceptions and protective behaviors with daily mercury intake and internal doses of Taiwanese women and their preschool children. *Environmental Research*, 212. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113344>

KCI Technologies, INC. (2016). Diagnóstico do Estado da Baía de Guanabara: Relatório Técnico (Convênio de Cooperação Técnica: ATN/OC-14223-BR). Rio de Janeiro.

King, J. K. et al. (2000). Sulfate-reducing bacteria methylate mercury at variable rates in pure culture and in marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 66, n. 6, p. 2430–2437,

Kjerfve, B., Ribeiro, C. H. A., Dias, G. T. M., Filippo, A. M., & Quaresma, V. da S. (1997). Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research*, 17(13), 1609–1643. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(97\)00028-9](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(97)00028-9)

Kouakou, I. K. F., Kone, T., Kouato, F., & N'da, K. (2021). Food and Feeding Habit of Two Mugilidae from Lagoon of Grand-Lahou (Côte d'Ivoire) : *Liza dumerili* (Steindachner, 1870) and *Liza falcipinnis* (Valenciennes, 1836). *Asian Journal of Applied Sciences*, 9(1). <https://doi.org/10.24203/ajas.v9i1.6467>

Leotti, V. B., Coster, R., & Riboldi, J. (2012). Normalidade de variáveis: métodos de verificação e comparação de alguns testes não-paramétricos por simulação. *Revista HCPA. Porto Alegre*. Vol. 32, no. 2 (2012), p. 227-234.

Liang, X., Johs, A., Abernathy, M. J., Zhao, J., Du, H., Ku P., Zhang, L., Zhu N., Yin X., Brooks, C., Zhao L. D., Pierce E. M. R. S., Gu B. (2022). High methylation potential of mercury complexed with mixed thiolate ligands by *Geobacter*

sulfurreducens PCA. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 342:74-83. doi: 10.1016/j.gca.2022.12.008

Lima, M. F. et al. (2004). Omega 3 fatty acid (DHA: 22:6 n-3) and neonatal development: aspects related to its essentiality and supplementation. *Nutrire: Revista da Sociedade Brasileira de Alimentação e Nutrição*, v. 28, p. 65-77,

Li, Jiajia et al. 1987. Protein and Lipid Growth Rates Regulate Bioaccumulation of PCBs and Hg in Bighead Carp (*Hypophthalmichthys Nobilis*) and Silver Carp (*Hypophthalmichthys Molitrix*) from the Three Gorges Reservoir, China. *Environmental pollution* 243.Pt A (2018): 152162. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.067>

Looi, L.J., Aris, A.Z., Yusoff, F.M. et al. Application of enrichment factor, geoaccumulation index, and ecological risk index in assessing the elemental pollution status of surface sediments. *Environ Geochem Health* 41, 27–42 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0149-1>

Mahadevan, G., Gosavi, S., & Murugesan, P. (2020). Length-weight Relationships and Condition Factor of Five Marine Finfish Species from Parangipettai (Tamil Nadu) and Mumbai (Maharashtra) Coast of India. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s41208-020-00222-y>.

MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2016. Consumo e tipos de peixes no Brasil. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/mpa/rede-do-pescado/consumo-e-tipos-de-peixes-no-brasil>

MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. (2021). Relatório do grupo técnico de trabalho para avaliação das cotas de tainha para a temporada de pesca de 2021: Análise exploratória e comparativa dos dados do SIGSIF, COMEX STAT, PMAPs e SISTAINHA, e recomendações para o processo de gestão por cotas de captura.

Martin, C. A. et al. (2006). Ácidos graxos poliinsaturados ômega-3 e ômega-6: importância e ocorrência em alimentos. *Revista de Nutrição*, v. 19, n. 6,

Martinelli, L. A., Ometto, J. P. H. B., Ferraz, E. S., Victoria, R. L., Camargo, P. B., Moreira, M. Z. (2009) Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. São Paulo: Oficina de Textos, 144 p.

Moore, J. C., J. W. DeVries, M. Lipp, J. C. Griffiths, and D. R. Abernethy. 2010. Total protein methods and their potential utility to reduce the risk of food protein adulteration. *Compr. Rev. Food Sci. Food Saf.* 9: 330–357.

Hernández-Martínez, M., Gallardo-Velázquez, T., Osorio-Revilla, G., Almaraz-Abarca, N., Ponce-Mendoza, A., & Vásquez-Murrieta, M. (2013). Prediction of

total fat, fatty acid composition and nutritional parameters in fish fillets using MID-FTIR spectroscopy and chemometrics. *Lwt - Food Science and Technology*, 52, 12-20. <https://doi.org/10.1016/J.LWT.2013.01.001>.

Marumoto, K.; Sudo, Y.; Nagamatsu, Y. Collateral variations between the concentrations of mercury and other water soluble ions in volcanic ash samples and volcanic activity during the 2014–2016 eruptive episodes at Aso volcano, Japan. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, v. 341, p. 149–157, 2017.

Mendonça, T.C.M., Moraes, E.A., Costa, M.A.M. (2013). Turismo e pesca nas Reservas Extrativistas Marinhas de Arraial do Cabo (RJ) e da Prainha do Canto Verde (CE): possibilidades e limites de complementaridade. *Caderno Virtual de Turismo*. Rio de Janeiro 13 (3), 372–390.

Michener, R., & Lajtha, K. (2008). *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science: Second Edition*. *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science: Second Edition*. <https://doi.org/10.1002/9780470691854>

Minagawa, M., Wada, E., (1984). Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48, 1135–1140.

Monte, C. do N, Rodrigues, A. P. de C., de Freitas, A. R. *et al.* (2021). Ecological risks associated to trace metals of contaminated sediments from a densely urbanized tropical eutrophic estuary. *Environ Monit Assess* 193, 767. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09552-7>

M., Moslen., C., A., Miebaka. (2017). Length-Weight Relationship and Condition Factor of *Mugil Cephalus* and *Oreochromis Niloticus* from a Tidal Creek in the Niger Delta, Nigeria. doi: 10.26832/24566632.2017.020406

Najam, L., Alam, T. (2023). Occurrence, Distribution, and Fate of Emerging Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Environment. In: Aftab, T. (eds) *Emerging Contaminants and Plants. Emerging Contaminants and Associated Treatment Technologies*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-22269-6_6

Oliveira-Júnior, J. F., Terrasi, P. M. de B., & Gois, G. (2017). Estudo da circulação dos ventos na baía de Guanabara/RJ, entre 2003 e 2013. *Revista Brasileira de Climatologia*, 13(21), 59–80.

Oliveira M. R., Nóbrega M. F., Oliveira J. E. L., Chellappa S (2017) Reproductive Biology of Blue runner, *Caranx Crysos* (Mitchell, 1815) From the Coastal Waters of Rio Grande do Norte, Brazil (Southwest Atlantic Ocean). *J Aquac Mar Biol* 5(5): 00136. DOI: 10.15406/jamb.2017.05.00136

Pasquaud, S., Pillet, M., David, V., Sautour, B., & Elie, P. (2010). Determination of fish trophic levels in an estuarine system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(2), 237–246. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.11.019>

Pavithra, K. G., Sundarrajan, P., Kumar, P. S., & Rangasamy, G. (2023). Mercury sources, contaminations, mercury cycle, detection and treatment techniques: A review. *Chemosphere*, 312. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137314>

Patterson, K. (1992). An improved method for studying the condition of fish, with an example using Pacific sardine *Sardinops sagax* (Jenyns). *Journal of Fish Biology*, 40, 821–831. <https://doi.org/10.1111/J.1095-8649.1992.TB02629.X>.

Philippsen, J. S., & Benedito, E. (2013). Fator de discriminação na ecologia trófica de peixes: Uma revisão sobre as fontes de variação e os métodos de obtenção. *Oecologia Australis*, 17(2), 15–26. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.03>

Qiu, YW., Wang, WX. Comparison of mercury bioaccumulation between wild and mariculture food chains from a subtropical bay of Southern China. *Environ Geochem Health* 38, 39–49 (2016). <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9677-0>

Ramos, A. R. A., Oliveira, K. A. De., & Rodrigues, F. dos S. (2020). Mercury-Based Mining in Yanomami Indigenous Lands and Accountabilities. *Ambiente & Sociedade*, 23(Ambient. soc., 2020 23). <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20180326r2vu2020L5AO>

Ren, Z., Liu, J., Dou, S. et al. Tissue-Specific Accumulation and Antioxidant Defenses in Flounder (*Paralichthys olivaceus*) Juveniles Experimentally Exposed to Methylmercury. *Arch Environ Contam Toxicol* 79, 406–420 (2020). <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00775-2>

Reichle, D. (2020). Food chains and trophic level transfers., 95-117. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-820244-9.00007-x>.

Ribeiro, A.P., Figueiredo, A.M.G., Santos, J.O. dos, Dantas, E., Cotrim, M.E.B., Cesar Lopes Figueira, R., V. Silva Filho, E., Cesar Wasserman, J. (2013). Combined SEM/AVS and attenuation of concentration models for the assessment of bioavailability and mobility of metals in sediments of Sepetiba Bay (SE Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 68, 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.023>.

Riva-Murray, K., Chasar, L.C., Bradley, P.M., Burns, D.A., Brigham, M.E., Smith, M.J., Abrahamsen, T.A., (2011). Spatial patterns of mercury in macroinvertebrates and fishes from streams of two contrasting forested landscapes in the eastern United States. *Ecotoxicology* 20, 1530–1542. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0719-9>.

Ryan, S. B. Ouimette, A. P., Hobbie, E. A., Rowe, R. J. 2022. "Reevaluating Trophic Discrimination Factors ($\Delta\delta^{13}\text{C}$ and $\Delta\delta^{15}\text{N}$) for Diet Reconstruction." *Ecological Monographs* 92(3): e1525. <https://doi.org/10.1002/ecm.1525>

Santos, L. N., Neves, R. A. F., Koureiche, A. C., & Lailson-Brito, J. (2021). Mercury concentration in the sentinel fish species *Orthopristis ruber*: Effects of environmental and biological factors and human risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112508>

Scharnweber, K., Chaguaceda, F., & Eklöv, P. (2021). Fatty acid accumulation in feeding types of a natural freshwater fish population. *Oecologia*, 196(1), 53–63. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04913-y>.

Selin, N. E. (2009). Global biogeochemical cycling of mercury: A review. *Annual Review of Environment and Resources*, 34, 43–63. <https://doi.org/10.1146/annurev.enviro.051308.084314>

Secretaria de Aquicultura e Pesca. Ministério da Agricultura, Pecuária Abastecimento. Relatório Final do Acompanhamento da Temporada de Pesca de Tainha (*Mugil liza*) do ano de 2022. Acessado em 28/03/2023, disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/mpa/pesca/tainha/2022/relatorio-de-monitoramento-da-temporada>

Silva, A. P.; et al. Emissões de mercúrio na queima de amálgama: estudo da contaminação de ar, solos e poeira em domicílios de Poconé, MT. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 1996. (Série Tecnologia Ambiental, 13).

Silverstein, R. M., Webster, F. X. Identificação Espectrométrica de Compostos Orgânicos, 6ª Edição, Rio de Janeiro: LTC – Livros Técnicos e Científicos Editora S.A, 2000.

Shaw, R.F.; D.L. Drullinger (1990). "Early-Life-History Profiles, Seasonal Abundance, and Distribution of Four Species of Carangid Larvae off Louisiana, 1982 and 1983". NOAA Technical Report NMFS. US Department of Commerce. 89: 1–44.

Smith-Vaniz, W.F., J.-C. Quéro and M. Desoutter, 1990. Carangidae. p. 729-755. In J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris. Vol. 2.

Spangler, W. J.; Spigarelli, J. L.; Rose, J. M.; Flippin, R. S.; Miller, H. H. Degradation of methylmercury by bacteria isolated from environmental samples. *Appl. Microbiol.* 1973, 25 (4), 488–493.

Stansby, M. E. Polyunsaturates and fat in fish flesh. *Journal American Dietetic Association*, v. 63, p. 625-30, 1973

Sinkus, W.; Shervette, V.; Ballenger, J.; Reed, L. A.; Plante, C.; White, B. Mercury bioaccumulation in offshore reef fishes from waters of the Southeastern USA. *Environmental Pollution*, v. 228, p. 222-233, 2017.

Stohs, S.J., and D. Bagchi. 1995. Oxidative Mechanisms in the Toxicity of Metal Ions. *Free Radical Biology and Medicine* 18.2 (1995): 321-336. Doi: [https://doi.org/10.1016/0891-5849\(94\)00159-H](https://doi.org/10.1016/0891-5849(94)00159-H)

Szafer, P.; Szafer, K.; Glasby, G. P.; Pempkowiak, J. & Kaliszan, R. 1996. Heavy-metal pollution in surficial sediments from the Southern Baltic Sea off Poland. *Journal of Environmental Science and Health. Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, 31(10): 2723-2754

Tenório, M. C., Afonso, M. C., & Pinto, D. D. C. Arqueologia do Arraial do Cabo - com foco nos sítios da Ilha do Cabo Frio. *Revista Do Museu de Arqueologia e Etnologia*, 20, 127. <https://doi.org/10.11606/issn.2448-1750.revmae.2010.89918> (2010).

Troína, G. C., Dehairs, F., Botta, Di Tullio, J. C., Elskens, Secchi M., E. R. (2020). Zooplankton-based $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isoscapes from the outer continental shelf and slope in the subtropical western South Atlantic. doi: 10.1016/J.DSR.2020.103235

Turekian, K.K. & Wedepohl, K.H. 1961. Distribution of elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72(2): 175-192.

Ullrich S. M., Tanton T. W. & Abdrashitova S. A. (2001) Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31:3, 241-293, DOI: 10.1080/20016491089226

UNEP (United Nations Environment Programme). 2012. "Reducing Risk from Mercury." www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/tabid/434/Default.aspx .

UNIVALI. Projeto de Cooperação Técnica PCT/BRA/IICA/16/001 - "Modernização Estratégica" MAPA. Relatório Técnico de Avaliação do Estoque da Tainha (Mugil liza) no Sudeste e Sul do Brasil, 2020.

U.S.EPA - United States Environmental Protection Agency. (1989). United States Environmental Protection Agency: Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol I: Human Health Evaluation Manual. Washington DC.

Veiga, M. M. ET AL. Poconé: um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 1991. (Série Tecnologia Ambiental, 01).

Vezzone, M., Cesar, R., Moledo De Souza Abessa, D., Serrano, A., Lourenço, R., Castilhos, Z., Rodrigues, A.P., Perina, F.C., Polivanov, H. 2019. Metal pollution in surface sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro,

Brazil): Toxic effects on marine organisms. *Environmental Pollution* 252. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.094>

Vezzone, M., Cesar, R., Polivanov, H., Serrano, A., Siqueira, D., Abreu, L., Bianchi, M., Correia, M.E., Castilhos, Z., De Campos, T. 2028. Ecotoxicological evaluation of dredged sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro State, Brazil) using bioassays with earthworms and collembolans. *Environmental Earth Sciences* 77, 743. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7930-4>

Von Schacky, C. Omega-3 fatty acids and cardiovascular disease: lipid metabolism and therapy. *Current Opinion in Clinical Nutrition & Metabolic Care*, v. 10, n. 2, p. 129-135, 2007.

Yousuf, T., Bakhtiyar, Y. Andrabi, S. & Wani, G. (2023). Length-Weight Relationship and Condition Factor of Seven Fish Species in Manasbal Lake, Kashmir, India. *Croatian Journal of Fisheries*,81(1) 13-22. <https://doi.org/10.2478/cjf-2023-0002>

Zhao, M., Li, Y., & Wang, Z. (2022). Mercury and Mercury-Containing Preparations: History of Use, Clinical Applications, Pharmacology, Toxicology, and Pharmacokinetics in Traditional Chinese Medicine. In *Frontiers in Pharmacology* (Vol. 13). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fphar.2022.807807>

Wada, E., Mizutani, H., Minagawa, M., 1991. The use of stable isotopes for food web analysis. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 30, 361–371.

Wang, C. et al. Fatty acids from fish or fish-oil supplements, but not α -linolenic acid, benefit cardiovascular disease outcomes in primary – and secondary-prevention studies: a systematic review. *American Journal of Clinical Nutrition*, v. 84, n. 3, p. 5-17, 2006.

Wu, P., Kainz, M., Åkerblom, S., Bravo, A. G., Sonesten, L., Branfireun, B., Deininger, A., Bergström, A. K., & Bishop, K. (2019). Terrestrial diet influences mercury bioaccumulation in zooplankton and macroinvertebrates in lakes with differing dissolved organic carbon concentrations. *Science of the Total Environment*, 669, 821–832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.171>

Apêndice

Apêndice A – Parâmetros da qualidade da água do mar em cada ponto de coleta.

Pontos	1AC	2AC	3AC	4AC	1BG	2BG	3BG	4BG
pH	8.4	8.4	8.4	8.3	8.1	7.9	8.1	8.3
pHmV	-67.9	-67.7	-67.7	-63.6	-69.1	-60.6	-71.7	-81.5
ORPmV	177.7	237.9	256.7	260.2	175.9	150.8	149.8	146.5
Saturação %DO	61.0	78.7	67.2	75.1	-	-	-	75.9
Concentração ppmDo	4.4	5.5	4.8	5.3	-	-	-	5.4
Condutividade (mS/tm)	48.8	49.0	48.7	49.2	30.5	35.3	39.8	43.0
Condutividade absoluta	47.0	47.4	47.3	47.9	30.5	35.9	39.8	42.6
TDS ppm	24,4	24,5	24,3	24,6	15,2	17,7	19,9	21,5
Salinidade (PSU)	31,9	32,1	31,8	32,2	18,9	22,2	25,4	27,7
Temperatura	23.1	23.3	23.5	23.7	25.1	25.8	25.0	24.6
pressão (psi)	14.8	14.8	14.8	14.8	14.7	14.7	14.7	14.7

Apêndice B – Dados individuais de todas as medidas do Xerelete

Xerelete – Baía de Guanabara

id	Comprimento total (cm)	Peso (g)	%COT	%NT	C/N atom	d13C	d15N	TL	HgT (ng/g)	Lípido	Proteína
01	25,6	195,1	46,2	14,1	2,8	-16,2	10,1	2,6	34,0	1,5	12,5
02	26,2	227,3	43,5	13,2	2,8	-16,7	11,3	2,9	45,7	1,6	17,7
03	26,8	240,9	47,4	14,4	2,8	-16,6	9,3	2,3	63,0	1,9	17,6
04	25,9	217,9	48,2	14,5	2,8	-16,8	11,9	3,1	69,0	1,3	13,0
05	26,8	242,2	44,8	13,3	2,9	-17,2	9,1	2,3	65,0	2,2	20,0
06	25,6	187,3	47,6	14,5	2,8	-16,4	10,0	2,6	55,0	1,5	14,0
07	23,7	178,0	44,6	13,5	2,8	-17,1	10,8	2,8	41,3	1,9	21,3
08	25,6	212,1	47,6	14,4	2,8	-16,8	11,2	2,9	73,7	1,4	15,3
09	26,7	245,7	48,0	14,6	2,8	-16,4	11,3	3,0	116,7	1,7	17,5
10	28,6	280,3	42,9	13,1	2,8	-16,8	11,2	2,9	83,0	1,9	16,8
11	23	165,8	46,4	15,0	2,7	-16,5	8,9	2,2	179,0	1,5	14,5
12	22,5	146,0	46,8	14,8	2,7	-16,5	8,3	2,1	163,7	1,2	11,2
13	20,3	111,6	46,7	14,5	2,8	-16,4	8,9	2,2	201,7	1,8	14,1
14	21,4	132,7	46,2	15,4	2,6	-15,5	10,0	2,6	227,0	1,8	18,5
15	21,3	135,2	47,3	14,6	2,8	-16,2	9,4	2,4	191,7	1,3	13,9
16	23	168,4	47,4	14,6	2,8	-15,9	10,2	2,6	275,7	1,4	16,8
17	20,3	108,8	43,2	12,4	3,0	-16,5	9,2	2,3	207,0	2,4	22,3
18	21,6	127,9	46,3	14,9	2,7	-16,1	9,2	2,3	202,3	1,9	19,5
19	20,8	114,0	2,6	-15,4	10,9	2,8	46,2	15,2	132,0	3,2	25,5

20	23	195,1	2,7	-16,4	11,3	2,9	46,7	14,8	151,3	1,4	12,6
----	----	-------	-----	-------	------	-----	------	------	-------	-----	------

Xerelete – Arraial do Cabo

id	Comprimento total (cm)	Peso (g)	%COT	%NT	C/N atom	d13C	d15N	TL	HgT (ng/g)	Lípido	Proteína
01	26,4	209,7	44,5	13,9	2,8	-19,3	12,2	3,2	27,0	1,9	20,2
02	24,6	163,0	55,2	17,6	2,7	-18,6	13,4	3,6	20,0	2,0	20,1
03	26,6	204,5	52,2	15,8	2,8	-19,2	13,9	3,7	32,0	1,4	14,8
04	25,3	188,1	50,0	10,6	4,1	-19,1	14,2	3,8	25,0	1,8	19,2
05	26	200,6	47,2	15,0	2,7	-19,0	12,1	3,2	18,0	1,2	14,3
06	24,6	173,4	47,5	14,8	2,8	-19,0	14,4	3,9	33,0	1,7	19,1
07	25,9	194,8	46,8	14,4	2,8	-19,3	14,0	3,7	10,0	1,5	17,4
08	27	215,9	46,5	14,2	2,8	-19,8	13,1	3,5	9,0	1,5	17,1
09	24,5	187,0	47,7	15,5	2,6	-19,4	13,8	3,7	16,0	1,8	21,1
10	24,7	168,5	49,8	16,1	2,7	-19,0	12,8	3,4	19,0	1,3	17,1
11	25,3	170,3	46,8	14,7	2,7	-19,4	13,7	3,6	32,0	1,1	13,7
12	24,6	174,8	48,6	15,7	2,7	-19,1	12,2	3,2	28,0	1,7	18,5
13	24,2	167,0	44,1	12,5	3,0	-27,5	6,7	1,6	15,0	1,2	15,1
14	24,4	181,6	43,1	13,8	2,7	-19,3	13,0	3,4	18,0	1,5	16,3
15	26,4	200,8	46,8	14,6	2,8	-19,4	13,0	3,4	30,0	1,4	17,8
16	26,5	206,3	48,3	15,3	2,7	-19,5	12,8	3,4	16,0	1,5	16,6
17	24,1	158,6	49,1	15,4	2,7	-19,4	13,8	3,7	33,0	1,8	20,6
18	26	208,0	47,0	14,7	2,7	-19,3	12,2	3,2	41,0	1,7	18,5

19	24,5	163,5	48,1	14,8	2,8	-19,6	13,9	3,7	21,0	1,1	14,1
20	25	165,4	47,5	15,3	2,7	-19,0	11,7	3,1	27,0	1,9	20,2

Apêndice C – Dados individuais de todas as medidas da Tainha

Tainha – Baía de Guanabara

id	Comprimento total (cm)	Peso (g)	%COT	%NT	C/N atom	d13C	d15N	TL	HgT (ng/g)	Lípídeo	Proteína
01	59,5	1635,9	45,0	11,9	3,2	-16,3	10,4	2,7	<LQ	2,0	22,9
02	57	1668,9	45,6	10,9	3,6	-14,7	11,3	3,0	<LD	2,3	20,5
03	51	1132,2	46,0	12,7	3,1	-15,6	12,7	3,3	<LD	2,7	26,4
04	50,2	1068,2	45,6	11,1	3,5	-18,0	13,5	3,6	<LD	3,3	30,7
05	53,5	1423,0	42,5	10,4	3,5	-12,0	14,0	3,7	<LD	2,7	24,4
06	50	1002,0	46,7	12,8	3,1	-15,9	12,6	3,3	22,7	1,3	16,7
07	49,5	1076,4	46,0	13,9	2,8	-14,5	12,7	3,3	<LD	1,8	19,2
08	52	1077,5	43,9	11,1	3,4	-19,3	12,8	3,4	<LD	1,2	19,0
09	47	893,6	45,1	11,0	3,5	-10,1	10,8	2,8	<LD	2,0	22,1
10	50	1118,4	44,5	12,0	3,2	-15,2	13,7	3,6	20,7	2,2	27,0
11	50,5	1078,2	45,4	12,6	3,1	-15,2	13,7	3,7	13,0	1,6	18,8
12	55,5	1367,3	45,1	12,0	3,2	-15,8	13,6	3,6	<LD	1,5	21,1
13	50,5	1025,0	45,1	12,0	3,2	-13,6	12,7	3,4	<LD	2,0	19,1
14	50,8	1224,5	46,4	13,4	3,0	-16,4	12,7	3,4	12,3	1,6	19,0
15	53	1278,0	44,7	11,6	3,3	-16,1	12,6	3,3	<LD	1,5	16,7
16	48	923,2	44,2	10,6	3,6	-15,0	11,0	2,9	<LD	1,4	16,6
17	48	1042,0	45,4	12,5	3,1	-15,3	11,6	3,0	10,3	1,4	15,5
18	56,5	1558,8	45,1	12,7	3,0	-15,4	13,7	3,6	<LQ	1,5	15,7
19	52	992,8	44,6	12,1	3,2	-13,7	11,5	3,0	<LD	1,5	17,6
20	46,3	923,4	45,4	12,3	3,2	-17,0	11,8	3,1	11,3	3,4	17,5

LQ = Limite de qualificação, LD = Limite de Detecção

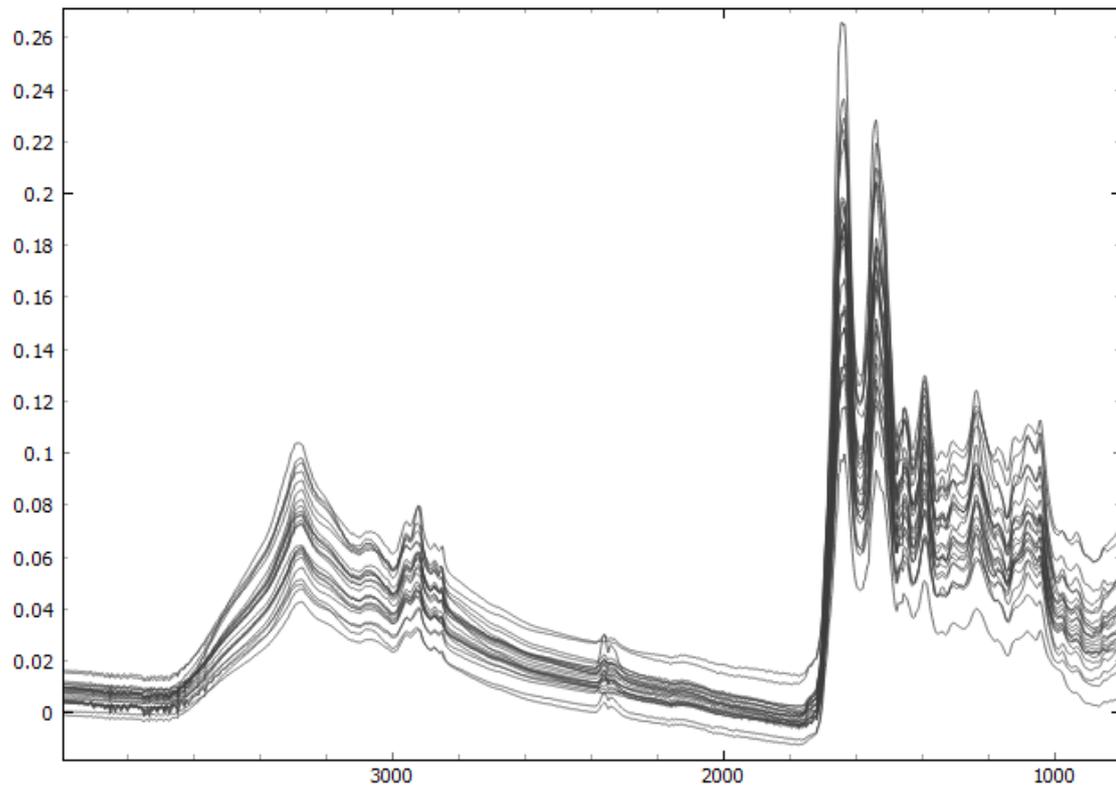
Tainha – Arraial do Cabo

id	Comprimento total (cm)	Peso (g)	%COT	%NT	C/N atom	d13C	d15N	TL	HgT (ng/g)	Lipídeo	Proteína
01	52	1310,4	33,5	20,5	1,4	-17,5	13,4	3,5	<LQ	3,7	25,8
02	48,5	1012,9	33,7	19,7	1,5	-17,6	13,1	3,5	<LQ	3,2	29,1
03	50,5	1019,5	33,7	19,5	1,5	-16,9	14,1	3,8	<LQ	3,5	27,5
04	54	1446,1	36,5	16,2	1,9	-17,0	13,5	3,6	<LQ	9,2	27,1
05	50,3	1165,8	33,2	19,9	1,4	-17,0	13,5	3,6	<LQ	4,3	29,1
06	51	1287,5	33,7	19,9	1,5	-17,6	14,1	3,8	<LQ	1,8	18,1
07	50	1231,9	33,5	18,3	1,6	-18,7	12,4	3,3	<LQ	7,0	23,0
08	51	1286,2	34,6	18,8	1,6	-17,5	13,4	3,6	<LQ	5,7	20,1
09	50	1228,5	33,4	18,4	1,6	-17,1	13,4	3,6	<LQ	1,6	14,5
10	51,8	1213,2	35,3	18,2	1,7	-17,5	13,6	3,6	<LQ	3,0	20,4
11	62,3	1767,1	30,3	17,8	1,5	-16,5	14,1	3,8	<LQ	2,1	22,7
12	50	1171,0	33,3	19,2	1,5	-17,8	14,6	3,9	<LQ	2,2	19,7
13	46,5	874,1	30,1	16,7	1,5	-17,4	13,3	3,5	13,0	2,3	20,8
14	51,8	1226,5	35,9	13,3	2,3	-18,8	12,9	3,4	16,0	5,9	32,2
15	49	1005,3	31,2	17,3	1,5	-17,3	12,3	3,2	24,0	2,6	22,6
16	52	1298,5	31,9	17,7	1,5	-16,6	13,9	3,7	28,0	8,5	18,4
17	51	1196,3	30,0	17,7	1,5	-16,1	8,0	2,0	31,0	2,4	18,0
18	50,3	1290,6	33,1	17,1	1,7	-17,7	13,1	3,5	32,0	9,4	26,0
19	48,5	914,0	31,4	17,5	1,5	-15,8	11,5	3,0	25,0	2,4	22,1
20	54	1296,1	31,1	18,1	1,5	-12,6	14,6	3,9	33,0	1,2	15,5

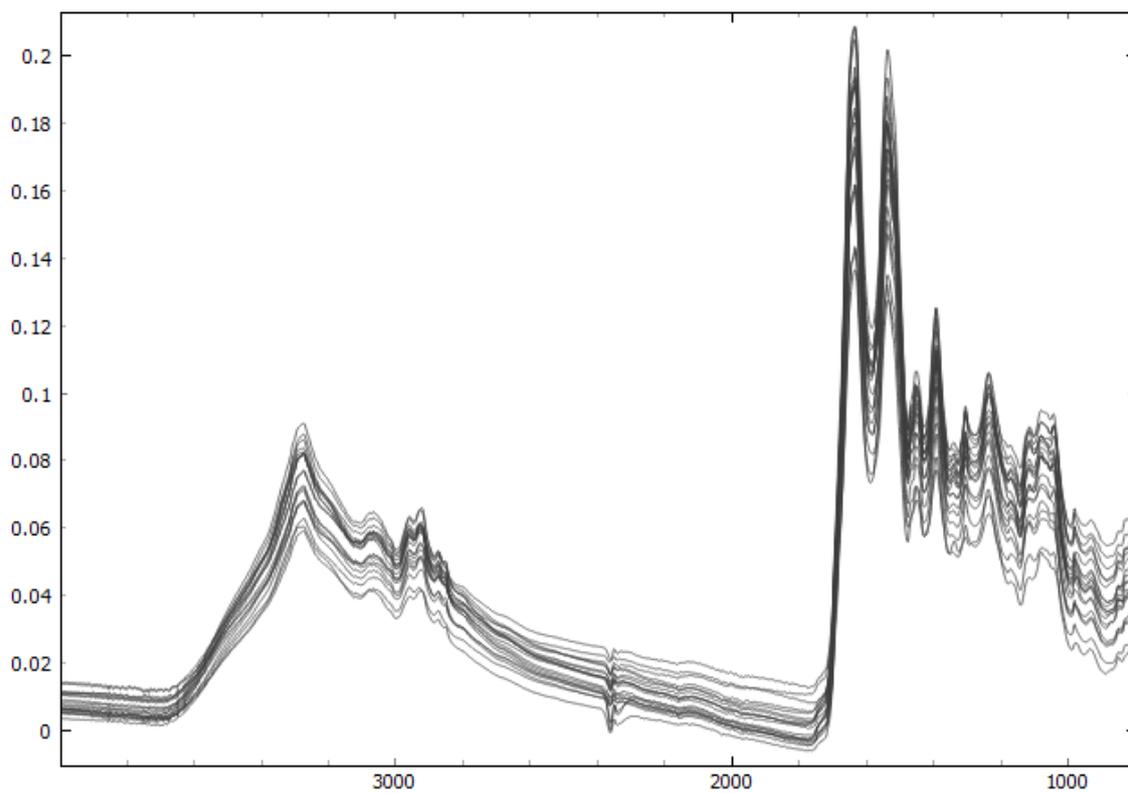
LQ = Limite de qualificação, LD = Limite de Detecção

Apêndice D – Espectros individuais brutos de cada peixe separado por local.

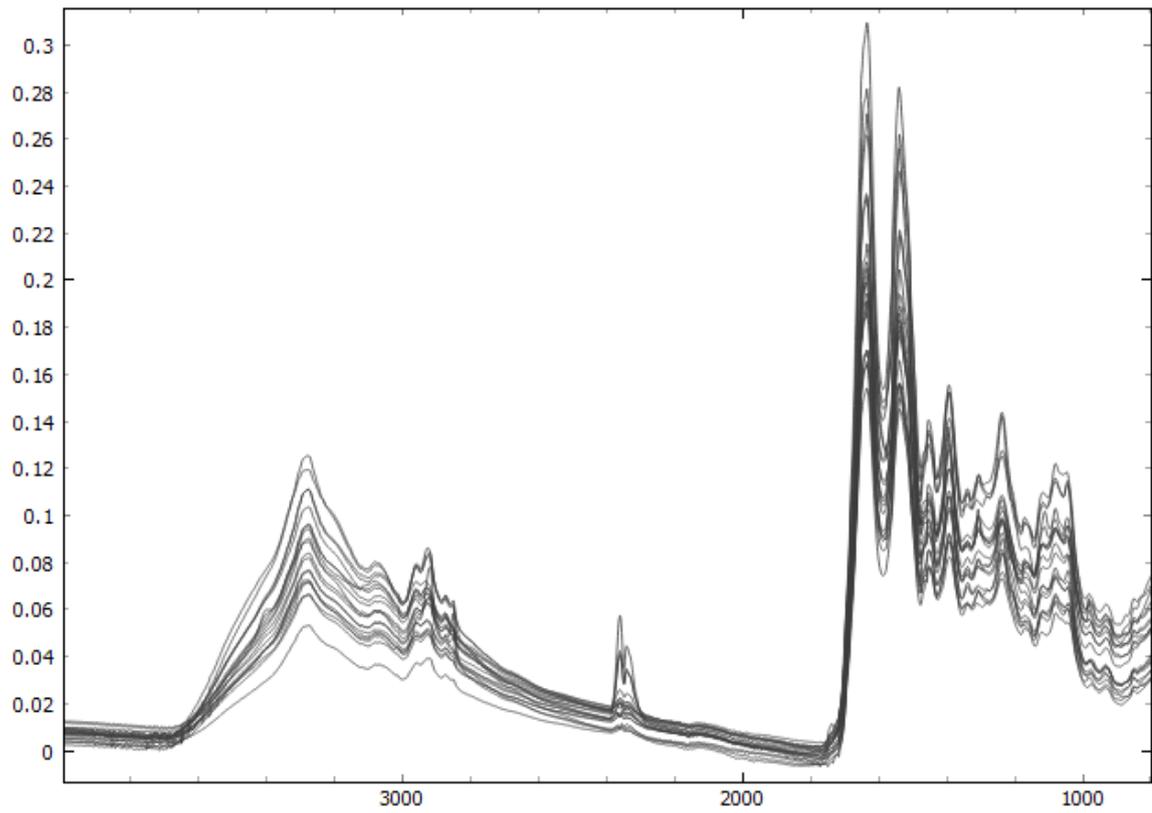
Xerelete - Baia de Guanabara



Xerelete - Arraial do Cabo



Tainha - Baía de Guanabara



Tainha - Arraial do Cabo

