



Secretaria de  
Educação Profissional  
e Tecnológica

Ministério da  
Educação



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
FLUMINENSE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL  
MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL  
MODALIDADE PROFISSIONAL**

**ESTUDO DAS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO EM ESPÉCIMES  
DE AGULHÃO-VELA (*Istiophorus platypterus*) E MARLIM-AZUL  
(*Makaira nigricans*), CAPTURADOS PRÓXIMO À COSTA DE CABO  
FRIO, SUDESTE DO BRASIL**

**MARCELO TARDELLI RODRIGUES**

**MACAÉ – RJ**

**2014**

MARCELO TARDELLI RODRIGUES

**ESTUDO DAS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO EM ESPÉCIMES  
DE AGULHÃO-VELA (*Istiophorus platypterus*) E MARLIM-AZUL  
(*Makaira nigricans*), CAPTURADOS PRÓXIMO À COSTA DE CABO  
FRIO, SUDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, na linha de pesquisa Desenvolvimento e Sustentabilidade, área de concentração Ecotoxicologia Aquática, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense.

**Orientador:** Professor *D.Sc.* Manildo Marcião de Oliveira (Doutor em Biociências Nucleares pela Universidade Estadual do Rio de Janeiro).

**Co-Orientador:** Professor *D.Sc.* Marcelo Gomes de Almeida (Doutor em Biociências e Biotecnologia pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro).

MACAÉ – RJ

2014

R696e Rodrigues, Marcelo Tardelli.

Estudo das concentrações de mercúrio em espécimes de agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) e marlim-azul (*Makaira nigricans*), capturados próximo à costa de Cabo Frio, sudeste do Brasil / Marcelo Tradelli Rodrigues. – Macaé, RJ: [s.n.], 2014.

83 f.: il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, *campus* Macaé, 2014.

Orientador: Manildo Marcião de Oliveira

Coorientador: Marcelo Gomes de Almeida

1. Poluição marinha – Metais pesados – Rio de Janeiro (Estado). 2. Peixes – Efeito dos metais pesados. 3. Peixes – Contaminação – Cabo Frio (RJ). I. Oliveira, Manildo Marcião de, orient. II. Oliveira, Vicente de Paulo Santos de, coorient. III. Título. IV. Instituto Federal Fluminense.

CDD 639.312098153

Dissertação intitulada Estudo das concentrações de mercúrio em espécimes de agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) e marlim-azul (*Makaira nigricans*), capturados próximo à costa de Cabo Frio, sudeste do Brasil, elaborada por Marcelo Tardelli Rodrigues e apresentada publicamente perante a Banca Examinadora, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, na linha de pesquisa Desenvolvimento e Sustentabilidade, área de concentração Ecotoxicologia Aquática do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense.

Aprovada em \_\_\_\_\_.

Banca Examinadora:

---

Manildo Marcião de Oliveira  
Doutor em Biociências Nucleares pela Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ)  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense (IFF)  
Orientador

---

Vicente de Paulo Santos de Oliveira  
Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV)  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense (IFF)

---

Marcelo Gomes de Almeida  
Doutor em Biociências e Biotecnologia pela Universidade Estadual do Norte Fluminense  
Darcy Ribeiro (UENF)  
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF)

---

Eduardo Barros Fagundes Netto  
Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Estadual do Norte Fluminense  
Darcy Ribeiro (UENF)  
Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM)

## Dedicatória

Dedico esta dissertação aos meus pais, Amenaide Tardelli Rodrigues e Jorge da Veiga Rodrigues, as pessoas mais importantes da minha vida. Mãe e pai, amo vocês.

## **Agradecimentos**

A Deus, pela minha vida.

Aos meus pais, Amenaide Tardelli Rodrigues e Jorge da Veiga Rodrigues, por todo o amor, atenção, educação, apoio, compreensão e incentivos empregados ao longo da minha vida. Tudo o que conquistei, devo a vocês. Obrigado por tudo. Amo vocês.

Ao meu irmão Gustavo Tardelli Rodrigues, pela amizade e companheirismo nos momentos bons e ruins que passei ao longo da minha vida pessoal e profissional. Obrigado irmão. Amo você.

A minha cunhada querida Dayana Paiva Tardelli Rodrigues, pela amizade, carinho, pelas revisões de português e por ser essa pessoa maravilhosa para o meu irmão e para toda a família. Você faz parte das nossas vidas. Obrigado cunhada.

A minha linda esposa Ana Gabriela Franco de Almeida Carvalho, que esteve sempre ao meu lado durante a superação dessa nova etapa da minha vida. Você é maravilhosa! Te amo.

Ao meu orientador professor Dr. Manildo Marcião de Oliveira, que me orientou com sabedoria e paciência durante todo o meu percurso. Este trabalho jamais teria sido realizado sem a sua ajuda. Durante o processo, descobri que ganhei mais que um orientador, ganhei um amigo. Muito obrigado Manildo.

Ao meu co-orientador professor Dr. Marcelo Gomes de Almeida, pelo apoio e oportunidade de desenvolver este trabalho. Você foi fundamental na análise das amostras e na obtenção dos resultados. Muito obrigado Marcelo.

Ao professor Dr. Alberto Ferreira de Amorim, do Instituto de Pesca de Santos da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, por todos os conselhos e conhecimento passado, referentes aos peixes-de-bico, e pela revisão da dissertação.

Ao professor Eduardo Gomes Pimenta, do Grupo de Estudos da Pesca (GEPesca) e da Universidade Veiga de Almeida (UVA), Campus Cabo Frio-RJ, pelo conhecimento passado, por todos os anos de apoio e por ter me dado a oportunidade de trabalhar com esses seres extraordinários, que são os peixes-de-bico. Muito obrigado Eduardo.

Ao Dr. Carlos Eduardo de Rezende e, novamente, ao Dr. Marcelo Gomes de Almeida, do Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darçy Ribeiro (UENF), pelo processamento e análise das amostras coletadas, além da revisão dos artigos.

A equipe do Laboratório de Ecotoxicologia e Microbiologia Ambiental (LEMAM) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense (IFF), Campus Cabo Frio-RJ, pelo apoio prestado em todas as fases deste trabalho.

A empresa de pesca BRASPESCA, por ceder os espécimes de agulhão-vela durante desembarques pesqueiros, e ao Iate Clube do Rio de Janeiro (ICRJ), por ceder os espécimes de marlim-azul durante torneios de pesca esportiva oceânica.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense (IFF), por todo conhecimento passado, pela força e sugestões que me deram durante o curso de mestrado.

A todos os meus colegas do curso de mestrado, pela amizade, companheirismo e força nos momentos difíceis, em especial a Daniela Almeida de Souza, Thiago Alonso Merici e Maryellen Soares dos Reis, amigos inseparáveis nos momentos bons e ruins. Jamais teria conseguido sem a ajuda de vocês. Obrigado amigos.

## Epígrafe

“Sei que o meu trabalho é uma gota no oceano, mas sem ele, o oceano seria menor.”

Madre Teresa de Calcutá



## Resumo

O mercúrio (Hg) é um elemento facilmente encontrado no ambiente, podendo ocorrer no mesmo de forma natural ou através de fontes antropogênicas. O Hg que é introduzido no ambiente pode ter sua forma química inicial modificada, dependendo das condições físico-químicas do meio, podendo se transformar em metilmercúrio (MeHg), que é a forma mais tóxica do elemento. Os alimentos constituem a principal fonte de Hg para pessoas que não possuem exposições ocupacionais e, o pescado e seus derivados, são os que fornecem a maior quantidade de MeHg na alimentação. Estudos anteriores demonstraram que peixes oceânicos, como as espécies de atuns, o agulhão-vela e o marlim-azul, além de outros peixes, são contaminados, principalmente, a partir da cadeia alimentar, iniciada nos peixes costeiros de águas rasas, diretamente expostos às principais fontes de contaminação oriundas do continente, como por exemplo, o despejo de esgoto doméstico e industrial, a partir de usinas termoelétricas a carvão, indústrias cloro-álcali e incineradores industriais. O agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) ocorre em águas tropicais e subtropicais e, ocasionalmente, em águas temperadas do Oceano Atlântico e no Mar Mediterrâneo, enquanto que o marlim-azul (*Makaira nigricans*) ocorre em águas tropicais, subtropicais e temperadas em quase todo o Oceano Atlântico e no Oceano Pacífico e Índico. Neste trabalho, são apresentados uma revisão do Hg em peixes marinhos e os resultados do estudo das concentrações de Hg em espécimes de agulhão-vela e marlim-azul, capturados próximo à costa de Cabo Frio-RJ. Na revisão, são apresentados 18 estudos com peixes em ambiente marinho e informações a respeito de: fontes de contaminação de Hg; ciclo biogeoquímico; toxicologia do Hg em mamíferos e em peixes; processos de bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação de MeHg em peixes; peixes predadores marinhos como monitores biológicos; legislação pertinente e contaminação de peixes por Hg. No segundo estudo, são apresentados os resultados das concentrações de Hg encontradas em tecido muscular de espécimes de agulhão-vela e marlim-azul, capturados pela frota pesqueira comercial oceânica e pela pesca esportiva oceânica, respectivamente, próximo à costa de Cabo Frio, no Estado do Rio de Janeiro, além de informações referentes ao processo de biomagnificação nos indivíduos analisados e na sardinha-verdadeira, que é a principal presa do agulhão-vela, através da análise de isótopos estáveis de C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e N ( $\delta^{15}\text{N}$ ). Os resultados obtidos evidenciam elevadas concentrações de Hg nas espécies estudadas, o que fomenta não somente a prevenção no consumo desses peixes, como também novas investigações sobre esse tema, focando no mecanismo de contaminação desses indivíduos estudados. Este fato chama a

atenção para a necessidade de monitoramento destas e de outras espécies de topo de cadeia alimentar, que tornam real o risco de contaminação humana por Hg via dieta.

## Abstract

Mercury (Hg) is an element easily found in the environment, which may occur in the same naturally or by anthropogenic sources. The Hg that is introduced into the environment may have changed their initial chemical form, depending on the physicochemical conditions of the environment and can be transformed into methylmercury (MeHg), which is the most toxic form of the element. The food is the main source of Hg for people who do not have occupational exposures, the fish and their derivatives are the ones that provide the greatest amount of MeHg in food. Previous studies have shown that ocean fish such as tuna species, the sailfish and the blue marlin, and other fish are contaminated, mainly from the food chain, which started in the coastal fishes of shallow waters, directly exposed to main sources of contamination originating from the continent, such as the dumping of domestic and industrial wastewater from coal-fired power plants, chlor-alkali industries and industrial incinerators. The sailfish (*Istiophorus platypterus*) occurs in tropical and subtropical waters and occasionally in temperate waters of the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea, while the blue marlin (*Makaira nigricans*) occurs in tropical, subtropical and temperate waters in almost all the Atlantic Ocean and in Pacific Ocean and Indian Ocean. A review of Hg in marine fish and the results of the study of Hg concentrations in specimens of sailfish and blue marlin caught off the coast of Cabo Frio-RJ are presented. In the review, 18 studies with fish in the marine environment and information about were presented: sources of Hg contamination; biogeochemical cycle; Hg toxicology in mammalian and fish; processes of bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification of MeHg in fish; marine fish predators as biological monitors; relevant legislation and contamination of fish by Hg. The results of Hg concentrations found in muscle tissue of specimens of sailfish and blue marlin caught by oceanic commercial fishing fleet and by the oceanic sportfishing, respectively, off the coast of Cabo Frio, in the State of Rio de Janeiro, as well as information regarding the process of biomagnification in the analyzed individuals and in brazilian sardine, which is the main prey of the sailfish, through the analysis of stable isotopes of C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e N ( $\delta^{15}\text{N}$ ), are presented in the second study. The results show high concentrations of Hg in the studied species, which fosters not only preventing the consumption of these fish, as well as new research on this topic, focusing on the mechanism of contamination of these individuals studied. This fact points to the need to monitor these and other species of top of the food chain that make real the risk of human contamination by mercury via diet.

**LISTA DE ILUSTRAÇÕES**

<b>Figura 1:</b> Percentual de estágios gonadais em <i>I. platypterus</i> coletados no estudo.....	41
<b>Figura 2</b> – Percentual de estágios gonadais em <i>M. nigricans</i> coletados no estudo.....	41
<b>Figura 3</b> - Teor de Hg entre os sexos de <i>Istiophorus platypterus</i> coletados no estudo.....	43
<b>Figura 4</b> - Relação entre os teores de Hg total e a assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ nos peixes coletados no estudo.....	46
<b>Figura 5</b> – Relação entre os teores de Hg total e a assinatura isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ nos peixes coletados no estudo.....	47
<b>Figura 6</b> – Relação entre a assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nos peixes coletados no estudo.....	48

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Dados sobre determinação de mercúrio em músculos de peixes coletados no Brasil e em outros países.....13
- Tabela 2:** Método/glossário de classificação do grau de maturação gonadal de machos e fêmeas de agulhão-vela, utilizado também para marlim-azul, segundo Arfelli e Amorim (1981).....35
- Tabela 3:** Informações referentes à pesca e às características dos espécimes de agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) e marlim-azul (*Makaira nigricans*) capturados próximo à costa da região de Cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.....38
- Tabela 4:** Informações referentes ao sexo e ao grau/estágio de maturação gonadal dos espécimes de agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) e marlim-azul (*Makaira nigricans*) analisados.....39
- Tabela 5:** Concentrações de Hg total encontradas em espécimes de agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) e marlim-azul (*Makaira nigricans*) por sexo, capturados próximo à costa de Cabo Frio, sudeste do Brasil.....42
- Tabela 6:** Itens alimentares encontrados em estômagos de espécimes de agulhão-vela e marlim-azul capturados próximo à costa da região de Cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.....44
- Tabela 7:** Concentrações de Hg total encontradas em espécimes de sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) capturados próximo à costa de Cabo Frio, sudeste do Brasil.....45
- Tabela 8:** Teores de Hg total e assinatura isotópica de C e N ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) encontradas em espécimes de agulhão-vela, marlim-azul e sardinha-verdadeira, capturados entre os anos de 2013 e 2014, na costa do Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.....45

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BRASPESCA – Brasil Pesca

CEM-XPRESS - Microondas com sistema fechado

cm - Centímetro

CM - Comprimento Médio

CNPQ – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CP - Comprimento Padrão

CT - Comprimento Total

CV-ICP-OES - Cold Vapor Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry

CZ – Comprimento Zoológico

ex – Exemplo

FAO - Food and Agriculture Organization

FAPERJ - Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro

FDA - Food and Drugs Administration

g - Gramas

ICCAT - International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas

ICP-OES - Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry

ICRJ – Iate Clube do Rio de Janeiro

IDT- Ingestão Diária Tolerável

IFF- Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense

INCT – Institutos Nacionais de Ciência e Tecnologia

Kg – Quilograma

LCA - Laboratório de Ciências Ambientais

LEMAM - Laboratório de Ecotoxicologia e Microbiologia Ambiental

m – Metro

mg – Miligrama

MS – Ministério da Saúde

n° - Número

N° - Número

N – Norte

OMS – Organização Mundial de Saúde

P.S. - Peso Seco

P.U. – Peso Úmido

REVIZEE - Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva

RJ – Rio de Janeiro

S – Sul

SEAP - Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República

UENF - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

U. S. – United States

U.S. FDA - United States Food and Drugs Administration

W - Oeste

WHO - World Health Organization



**LISTA DE SÍMBOLOS**

Hg – Mercúrio

Hg<sup>0</sup> - Mercúrio elementar

Hg<sup>+2</sup> - Íon mercúrio

MeHg – Metilmercúrio

% - Porcentagem

Pb – Chumbo

Cd – Cádmio

Cu – Cobre

Zn – Zinco

Fe – Ferro

Hg<sup>2+</sup> - Cátion de mercúrio + 2

Hg<sup>+</sup> - Cátion de mercúrio + 1

µg.g<sup>-1</sup> - Micrograma

β – Beta

µg.Kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> - Micrograma por quilo por dia

> - Maior

As – Arsênio

µg/g<sup>-1</sup> - Micrograma por grama

HgS – Sulfeto de mercúrio

Se - Selênio

$\delta^{13}\text{C}$  - Assinatura Isotópica de Carbono

$\delta^{15}\text{N}$  - Assinatura Isotópica de Nitrogênio

Ni - Níquel

Cr - Cromo

Mn - Manganês

$\mu\text{g/g}$  - Micrograma

$^{\circ}\text{N}$  - Graus Norte

$^{\circ}\text{S}$  - Graus Sul

C - Carbono

N - Nitrogênio

Hg T - Mercúrio Total

$\text{C}^{13}$  - Carbono 13

$\text{N}^{15}$  - Nitrogênio 15

$^{\circ}\text{C}$  - Graus Centígrados

XX - Vinte

XXI - Vinte e Um

$\text{HNO}_3$  - Ácido Nítrico

Sn - Estanho

$^{13}\text{C}$  - Carbono 13

$^{12}\text{C}$  - Carbono 12

$^{15}\text{N}$  – Nitrogênio 15

$^{14}\text{N}$  – Nitrogênio 14

$\text{CO}_2$  - Gás Carbônico

$\text{N}_2$  - Nitrogênio

$\text{H}_2\text{O}$  - Água

‰ – Partes por mil

= - Igual

< - Menor

**SUMÁRIO**

Resumo.....	vi
Abstract.....	viii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	xi
LISTA DE SÍMBOLOS.....	xiv
APRESENTAÇÃO.....	1
ARTIGO CIENTÍFICO 1.....	4
RESUMO.....	4
ABSTRACT.....	5
INTRODUÇÃO.....	6
Classificação e fontes de contaminação.....	6
Ciclo biogeoquímico.....	7
Toxicologia do Hg em mamíferos.....	8
Toxicologia do Hg em peixes.....	9
Bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação de metilmercúrio em peixes.....	10

Peixes predadores marinhos como monitores biológicos.....	11
Legislação.....	12
Contaminação de peixes por mercúrio.....	12
Estudos com peixes em ambientes marinhos.....	13
CONCLUSÃO.....	20
AGRADECIMENTOS.....	21
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21
ARTIGO CIENTÍFICO 2.....	29
RESUMO.....	29
ABSTRACT.....	30
INTRODUÇÃO.....	31
MÉTODOS.....	34
Área de estudo.....	34
Coleta de dados.....	34
Coleta de amostras.....	35
Análise de maturação gonadal.....	35
Análise de mercúrio.....	36

Análise de conteúdo estomacal.....	36
Composição elementar e isotópica de C e N.....	37
RESULTADOS.....	37
DISCUSSÃO.....	48
CONCLUSÃO.....	50
AGRADECIMENTOS.....	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58

## APRESENTAÇÃO

O ciclo biogeoquímico do mercúrio ocorre basicamente na atmosfera, na terra e da terra para o mar, sendo o Hg incorporado ao ambiente e, conseqüentemente, aos ecossistemas, de duas maneiras básicas: de forma natural ou através de fontes antropogênicas (PIRES et al., 1988).

De forma natural, o Hg ocorre no ambiente através das atividades de vulcões, degaseificação da superfície da Terra ou da crosta terrestre, queimadas de florestas, erosão e dissolução de rochas minerais (PIRES et al., 1988).

De forma antropogênica, que está relacionada com a ação do homem e com a conseqüente poluição ambiental, o Hg ocorre no ambiente através do descarte de resíduos industriais diretamente no ambiente, proveniente principalmente de indústrias eletroquímicas de produção de cloro-soda, indústrias de papel, indústrias de tintas e indústrias de lâmpadas fluorescentes, além das emissões provenientes da agricultura, mineração e garimpos de ouro (PIRES et al., 1988). O aumento do mercúrio no ambiente também está relacionado com a combustão do carvão, derivados de petróleo e queima de lixo, principalmente lixo hospitalar (MARINS et al., 2004).

O primeiro processo, em geral, não causa impactos negativos ao ambiente, pois ocorre de forma natural, uma vez que é parte da biosfera. Já o segundo processo causa impactos negativos ao ambiente, pois é proveniente de ações antropogênicas (PIRES et al., 1988).

As emissões antropogênicas de Hg no Brasil têm como principal fonte a atividade garimpeira, onde os lançamentos no ambiente ocorrem através das perdas nas bicas e bateias de Hg<sup>0</sup> e da evaporação da pasta de ouro (ouro + Hg), (PIRES et al., 1988). Esse vapor de Hg é liberado diretamente na atmosfera durante o processo de queima da amálgama, considerado por muitos como o principal dano ambiental, principalmente em áreas de garimpo, pois o vapor é oxidado no ar e inserido na cadeia alimentar, podendo contaminar a mesma, chegando ao homem (ANDRADE e BUENO, 1989).

No ambiente, o mercúrio inorgânico (Hg) pode transformar-se em mercúrio orgânico (metilmercúrio/MeHg), em um processo conhecido como metilação. As trocas entre formas inorgânicas para formas metiladas são o primeiro passo nos processos aquáticos de bioacumulação (MICARONI et al., 2000). O fenômeno da bioacumulação de substâncias, especialmente o Hg, permite que estas sejam transferidas de um nível trófico para outro quando estão presentes na água, podendo chegar, nos peixes, a níveis acima dos limites permitidos para consumo humano, principalmente em espécies carnívoras (EYSINK, 1991).

Quanto mais alto for o nível na cadeia trófica, maior será a concentração de Hg e de MeHg (WASSERMAN et al., 2001).

A principal via de absorção de Hg em vertebrados marinhos ocorre através da alimentação, que junto com a baixa taxa de excreção desses animais, leva ao aumento das concentrações do elemento ao longo da cadeia trófica (LEGAT e LAILSON-BRITO, 2010).

Segundo Ferreiro (1976), os peixes podem absorver em seus tecidos e órgãos concentrações de Hg presentes no ambiente, através da respiração/vias respiratórias (ex: brânquias), do tegumento e da alimentação. A capacidade de acumulação, bem como a quantidade de Hg presente no peixe, depende principalmente da quantidade e biodisponibilidade da forma química em que o Hg está no ambiente, e varia de acordo com a espécie, tamanho do indivíduo, hábito alimentar, comprimento, peso, idade e mobilidade.

O composto que mais bioacumula em peixes é o MeHg. (HOFFMAN et al., 2002). O MeHg também persiste mais em peixes, pois é metabolizado lentamente, sendo absorvido principalmente pela água e pelo alimento (MELA, 2004).

Peixes que ocupam o topo da cadeia alimentar, como os peixes predadores de grande porte, tendem a acumular mais Hg em seus tecidos e órgãos, pois quanto mais alto for o nível trófico de uma espécie na cadeia trófica, maior será a concentração de Hg e de MeHg em seus tecidos e órgãos (BELTRAN-PEDREROS et al., 2011). As altas concentrações de Hg encontradas em diversas espécies de peixes comercializados, principalmente em peixes carnívoros, podem causar vários danos ao ser humano, sendo o MeHg a forma mais tóxica e acumulativa do elemento (OMS, 1990).

Nos últimos anos, diversos estudos têm demonstrado que peixes oceânicos acumulam grandes concentrações de Hg em seus tecidos e órgãos (DIAS et al., 2008; SOTO-JIMÉNEZ et al., 2010; FERREIRA et al., 2012; LOPES et al., 2013; CHIEE-YOUNG et al., 2014), considerando o fato de que vivem longe da costa, que é a principal produtora de contaminação antropogênica. A distribuição global de Hg, através da atmosfera e das correntes marinhas, é responsável pelo aumento do elemento ao longo da cadeia trófica (BELTRAN-PEDREIROS et al., 2011; DIETZ et al., 2013), e os teores elevados de Hg em muitas espécies de peixes oceânicos (BARBER e WHALING, 1983; MONTEIRO e LOPES, 1990; SOTO-JIMÉNEZ et al., 2010) são um indício do possível aumento do elemento nos oceanos, resultantes de atividades antropogênicas.

Apesar de órgãos internacionais distintos definirem limites máximos de Hg e MeHg para o pescado, é necessário monitorar as espécies comercializadas, bem como considerar a



freqüência com que as mesmas são consumidas em determinadas regiões do mundo, visando determinar os danos causados pela ingestão de Hg à saúde humana.

Diante desses fatos, esse estudo tem como objetivo fazer uma revisão do mercúrio em peixes, apresentando informações sobre a biogeoquímica, toxicologia e teores encontrados em peixes marinhos, e apresentar dados sobre o estudo das concentrações de mercúrio e do processo de biomagnificação, através da análise de isótopos estáveis de C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e N ( $\delta^{15}\text{N}$ ), em espécimes de agulhão-vela e marlim-azul, capturados próximo à costa de Cabo Frio, no Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.

**Artigo submetido ao periódico “Boletim do Instituto de Pesca”**

## **ARTIGO CIENTÍFICO 1**

### **MERCÚRIO: ASPECTOS DA BIOGEOQUÍMICA, TOXICOLOGIA E TEORES ENCONTRADOS EM PEIXES MARINHOS**

Marcelo Tardelli RODRIGUES<sup>1</sup>, Victor Barbosa SARAIVA<sup>1</sup>, Marcelo Gomes de ALMEIDA<sup>2</sup>,  
Carlos Eduardo de REZENDE<sup>2</sup>, Manildo Marcião de OLIVEIRA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ecotoxicologia e Microbiologia Ambiental (LEMAM) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense (IFF)/Campus Cabo Frio. Estrada Cabo Frio-Búzios, s/nº, Baía Formosa, Cabo Frio-RJ, CEP: 28909-971. E-mail: orcinusorca@terra.com.br; vbsaraiva@gmail.com; mmoliveira@iff.edu.br

<sup>2</sup>Laboratório de Ciências Ambientais (LCA)/Centro de Biociências e Biotecnologia - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF). Avenida Alberto Lamego, nº 2000, Parque Califórnia, Campos dos Goytacazes-RJ, CEP: 28013-602. E-mail: marcelogaa@yahoo.com.br; crezende@uenf.br

#### **RESUMO**

As fontes de mercúrio (Hg) para o ambiente podem ser naturais ou antropogênicas. A distribuição global de Hg, através da atmosfera e das correntes marinhas, é responsável pelo aumento do elemento ao longo da cadeia trófica. Dependendo das condições físico-químicas, o Hg que é introduzido no ambiente pode ter sua forma química inicial modificada. O metilmercúrio (MeHg) é a forma mais tóxica do elemento, sendo o principal responsável por danos à saúde humana através do consumo de alimentos, entre estes os vertebrados marinhos, principalmente peixes e tubarões carnívoros que estão no topo da cadeia alimentar. As vias de absorção deste metal são de grande relevância para a melhor avaliação do efeito tóxico tanto em mamíferos quanto em peixes. Em vertebrados marinhos, a via de absorção digestiva é a principal. Neste sentido, a preocupação no que concerne ao consumo destes organismos recai sobre os peixes carnívoros de topo de cadeia alimentar, mais susceptíveis aos fenômenos da bioacumulação e biomagnificação. Neste trabalho, são apresentados 18 estudos com peixes em ambiente marinho, onde 50% destes apresentaram

peixes com concentrações de Hg acima do limite estabelecido para consumo humano por órgãos de controle nacional e internacional. Os peixes marinhos que chamaram mais a atenção foram às espécies de atuns (*Thunnus alalunga*, *Thunnus thynnus* e *Thunnus sp.*). Estes são carnívoros e comercializados como conservas. Este fato chama a atenção para a necessidade de monitoramento destas e de outras espécies de topo de cadeia alimentar que tornam real o risco de contaminação humana por Hg via dieta. Considerando esses fatos, as informações apresentadas neste trabalho servirão de auxílio para que órgãos vinculados ao setor da pesca e da saúde pública alertem para a realização de ações mais efetivas, no que diz respeito à liberação ou não do consumo de determinadas espécies de peixes.

**Palavras-chave:** mercúrio, metilmercúrio, peixes, bioacumulação, biomagnificação.

## **ABSTRACT**

The sources of mercury (Hg) into the environment can be natural or anthropogenic. The global distribution of Hg through the atmosphere and sea currents is responsible for increasing the element along the food chain. Depending on the physicochemical conditions, the mercury is introduced into the environment that may have modified their original chemical form. Methylmercury (MeHg) is the most toxic form of the element, being responsible for damage to human health through the consumption of food among these marine vertebrates, especially fish and carnivorous sharks are at the top of the food chain. Absorption pathways of this metal are of great relevance to better assess the toxic effect both in mammals and in fish. In marine vertebrates, route is the main digestive absorption. In this sense, the concern regarding the consumption of these organisms is on the top of carnivorous fish food chain more susceptible to the phenomena of bioaccumulation and biomagnification. Are presented in this work 18 studies with fish in the marine environment, where 50% of those had fish with Hg concentrations above the regulatory limit for human consumption by agencies of national and international control. Marine fish that caught the most attention were the species of tunas (*Thunnus alalunga*, *Thunnus thynnus* and *Thunnus sp.*). These are carnivores and marketed as preserved. This fact points to the need to monitor these and other species of top of the food chain that make real the risk of human contamination by Hg via diet. Considering these facts, the information presented in this paper will serve to aid agencies linked to the fishing industry and public health alert to carry out

more effective actions, with respect to the release or not the consumption of certain fish species.

**Keywords:** mercury, methylmercury, fish, bioaccumulation, biomagnification.

## INTRODUÇÃO

O mercúrio é um elemento traço distribuído em toda a biosfera, seja por transporte atmosférico de fontes naturais ou por emissão antrópica. É considerado um poluente global que afeta toda teia alimentar aquática dulcícola e marinha, via processo de biomagnificação (BELTRAN-PEDREIROS *et al.*, 2011; DIETZ *et al.*, 2013). Este metal é um importante xenobiótico e representa elevado risco toxicológico ao homem quando ocorre através do consumo de peixes e seus derivados (KARIMI *et al.*, 2012). Reuniu-se neste trabalho informações sobre diversos aspectos relacionados às temáticas: biogeoquímicas, toxicológicas e químicas envolvidas com a presença de mercúrio em peixes, principalmente em peixes marinhos. Buscamos com isto, a formação de um relato que auxilie na conscientização sobre o monitoramento deste metal em ambientes marinhos.

### Classificação e fontes de contaminação

Os metais podem ser classificados em essenciais e não essenciais. Os não essenciais são aqueles que não apresentam função biológica conhecida, como é o caso do chumbo (Pb), do cádmio (Cd) e do mercúrio (Hg). Os essenciais são aqueles que apresentam função metabólica conhecida e passam a ter importância biológica, sendo importantes para o funcionamento adequado do organismo. Neste caso, o cobre (Cu), o zinco (Zn) e o ferro (Fe), são alguns exemplos, apresentando toxicidade somente quando atingem níveis de incorporação excessiva (FERREIRO, 1976). No entanto, cabe destacar que em concentrações elevadas e em algumas formas químicas, os elementos essenciais também representam riscos toxicológicos importantes para a saúde humana e desequilíbrio ecológico.

O mercúrio (Hg) é um metal naturalmente presente em baixas concentrações no ambiente. Quando alcança concentrações significativas, originário geralmente de fontes antropogênicas, como despejos urbanos e industriais, constitui uma ameaça para o ecossistema, para a biota aquática e, conseqüentemente, para a saúde humana. Uma vez liberado na forma inorgânica no ecossistema aquático, pode sofrer alterações a partir de

processos mediados por micro-organismos, passando a sua forma organificada, o metilmercúrio (MeHg), que é a forma de maior toxicidade aos seres humanos (OMS, 1990).

O Hg está presente em diversas atividades industriais, tais como: produção de cloro, de baterias domésticas, de lâmpadas fluorescentes, de cimento, queimas de carvão, no garimpo e no tratamento de minérios (WHO, 2007). O crescimento populacional constante resulta no aumento dessas atividades para suprir a demanda de diversos produtos para a população, levando ao aumento de despejos urbanos e industriais para os sistemas aquáticos, especialmente nas regiões costeiras. Somado a isso, é importante considerar também a deposição seca e a precipitação pluviométrica, além de solos e sedimentos como possíveis fontes, através dos quais, locais distantes de fontes contaminadoras podem apresentar histórico de contaminação (POISSANT *et al.*, 2008).

### **Ciclo biogeoquímico**

Mercúrio metálico ( $\text{Hg}^0$ ), mercúrio inorgânico (nas suas diferentes formas mercuriais -  $\text{Hg}^{2+}$  ou  $\text{Hg}^+$ ) e mercúrio orgânico (metilmercúrio, a partir de agora será referenciado como MeHg) são as possíveis formas químicas do mercúrio no ambiente aquático que estão sujeitas a serem intercambiadas entre si, dependendo das condições físico-química e biológicas. A conversão das formas metálicas e inorgânicas em MeHg por ação de bactérias sulfato-redutoras, ou em menor escala por fotoxidação, aumenta a biodisponibilidade do metal. Após esta conversão, o MeHg entra na cadeia alimentar geralmente pelo fitoplâncton (MASON *et al.*, 2000).

A qualidade da água de um ecossistema também interfere no ciclo biogeoquímico do mercúrio. O material particulado em suspensão, responsável pela maior parte da migração do  $\text{Hg}^{2+}$  no ambiente aquático, na maioria das vezes, têm como destino final o sedimento, onde esse metal pode ser metilado por bactérias sulfato-redutoras (ALMEIDA *et al.*, 2007).

Algumas condições físico-químicas do meio são propícias e amplificam a metilação, como características ácidas, baixos valores de potencial redox e concentração de matéria orgânica elevada. Nesse compartimento, o MeHg que representa em média, apenas cerca de 1,5% do mercúrio total, pode ainda através de bactérias presentes no sedimento sofrer de-metilação, via reação reversa (BISINOTI e JARDIM, 2004; LACERDA e MALM, 2008). Outro importante local de metilação ocorre na rizosfera das raízes de macrófitas, como *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes*, *Paspalum sp.*, *Eleocharis sellowiana*, *Salvinia sp.*, *S. rotundifolia* e *Scirpus cubensis*, nas quais o perifíton e sua biota associada tem importante papel nas

transformações entre as formas inorgânicas e orgânica (GUIMARÃES *et al.*, 2000). O balanço proveniente dessas reações de metilação e desmetilação determina se um ambiente atuará como fonte ou sumidouro de MeHg (BISINOTI e JARDIM, 2004; LACERDA e MALM, 2008).

Os organismos marinhos participam diretamente na dinâmica do Hg, devido à capacidade de bioacumulação e biomagnificação, aumentando, dessa maneira, a concentração desse metal em níveis mais elevados do que a água ao longo da cadeia alimentar. Dessa forma, os peixes predadores e de maior porte tendem a acumular mais Hg nos tecidos, pois estão no topo da cadeia alimentar, tornando-se o grupo que apresenta maior potencial de contaminação ao homem (FERREIRA *et al.*, 2012).

No ambiente aquático, a matéria orgânica dissolvida interage com o mercúrio, alterando sua forma química, solubilidade, mobilidade, viabilidade e toxicidade (RAVICHANDRAN, 2004). Quando o Hg, principalmente na forma de MeHg, é ingerido em peixes, ele se combina com radicais sulfidrila das proteínas, formando uma ligação química bastante estável, dificultando dessa forma, sua eliminação. O processo de cozimento ou qualquer outro tipo de tratamento não eliminam o mercúrio presente (MARIÑO e MARTÍN, 1976; LACERDA e MENESES, 1995; GUENKA *et al.*, 2003).

### **Toxicologia do Hg em mamíferos**

Sob o ponto de vista toxicológico, o mercúrio é um dos elementos mais estudados. O mercúrio pode ser absorvido de diversas maneiras: por via respiratória, digestiva ou cutânea (ZHOU *et al.*, 2001). Porém, sua toxicocinética depende da via de exposição e forma química do metal. O Hg metálico apresenta até 80% de absorção por inalação, enquanto que sua absorção gastrointestinal é baixa, assim como sua excreção é rápida. Já para o MeHg, a absorção ocorre através da ingestão de alimentos contaminados consumidos por seres humanos e outros animais, podendo ser muito alta, chegando a 95% (ATSDR, 1999). Uma vez absorvidas e incorporadas ao organismo, às diferentes formas de Hg distribuem-se pelo corpo, sendo que o Hg inorgânico, diferente do Hg metálico e do MeHg, apresenta baixa capacidade de ultrapassar as barreiras hematoencefálica e placentária, devido à sua baixa lipofilicidade, apresentando-se assim em baixas concentrações no cérebro e nos fetos. Além da eliminação via reprodução, que também ocorre pelo leite materno, a excreção dos compostos orgânicos e inorgânicos de Hg após a ingestão se dá através da urina, fezes e no caso do mercúrio metálico, através do ar expirado (ASTDR, 1999). O MeHg devido ao efeito teratogênico e à grande afinidade pelas células nervosas causa uma série de sintomas (OMS,

1990), como distúrbios visuais, tremores e a não-coordenação dos movimentos musculares (YALLOUZ *et al.*, 2001). Também são relatados outros sintomas, como vertigem, dor de cabeça, fraqueza, entorpecimento, cãibra, depressão, tosse, dispnéia, náuseas, vômitos, inflamações gastrointestinais, queda de cabelos e queda de dentes (MICARONI *et al.*, 2000). O MeHg interfere na construção do cérebro em desenvolvimento, interferindo diretamente nas moléculas de adesão que orientam a migração dos neurônios e suas conexões (BURGER and GOCHFELD, 2004).

### **Toxicologia do Hg em peixes**

Em vertebrados marinhos, a principal via de absorção de Hg ocorre através da alimentação, que juntamente com a baixa taxa de excreção desses animais, leva ao aumento das concentrações do elemento ao longo da cadeia trófica (LEGAT e LAILSON-BRITO, 2010).

Os peixes podem absorver em seus tecidos e órgãos concentrações de mercúrio presentes no ambiente, através das vias respiratórias (ex: brânquias), do tegumento e da alimentação. A capacidade de acumulação, bem como a quantidade de Hg presente no peixe, depende principalmente da quantidade e biodisponibilidade da forma química em que o Hg está no ambiente, e varia de acordo com a espécie, tamanho do indivíduo, hábito alimentar, comprimento, peso, idade e mobilidade (FERREIRO, 1976).

O MeHg é o composto que mais bioacumula em peixes devido suas características lipofílicas (HOFFMAN *et al.*, 2002). Além desta característica, o MeHg persiste mais em peixes, pois é metabolizado lentamente, sendo absorvido principalmente pela água e pelo alimento (MELA, 2004). Mas, é pela dieta que os peixes absorvem mais MeHg (acima de 90%), (GOCHFELD, 2003; MELA, 2004). As concentrações de MeHg em brânquias são muito altas quando a via de absorção é a água, enquanto o intestino concentra maiores concentrações quando a via de entrada é a dieta. Após atravessar membranas do intestino ou brânquias, o MeHg liga-se as hemáceas e são transportados para diversos órgãos: fígado, rim, baço e cérebro, sendo que, grande parte do MeHg é direcionado para o músculo esquelético que se liga aos grupos sulfidrila das proteínas musculares (HOFFMAN *et al.*, 2002). Este fato em peixes talvez esteja relacionado com um mecanismo de proteção do cérebro ao acúmulo do MeHg (WIENER and SPRY, 1996; HOFFMAN *et al.*, 2002). Experimentos controlados demonstraram que o MeHg afeta profundamente o desenvolvimento do sistema nervoso central do embrião de *Danio rerio* (paulistinha), (HASSAN *et al.*, 2012). Peixes que sofrem exposição crônica ao MeHg apresentaram perda

de acuidade visual e função motora, além de alterações no comportamento, devido à ação do composto em determinadas regiões do cérebro (EVANS *et al.*, 1975). Outro importante efeito tóxico do mercúrio em peixes é a alteração na reprodução. Estudos realizados com *Pimephales promelas* (fathead minnow) expostos a 0,87 e 3,93  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  peso seco de MeHg, mostraram que os níveis de testosterona nos machos e  $17\beta$  estradiol nas fêmeas foram mais baixos que os dos peixes controle. A queda destes hormônios reduziu o índice gonadosomático, diminuindo o sucesso reprodutivo dos peixes com progressiva queda na desova (DREVNICK and SANDHEINRICH, 2003). Em outro estudo, DREVNICK *et al.*, (2006) verificaram que as mesmas concentrações de MeHg utilizadas no estudo anterior, foram capazes de desencadear apoptose em folículo ovariano de fêmeas de *P. promelas*, trazendo como consequência a queda na produção do  $17\beta$  estradiol. Ainda em outro estudo, concentrações de 75  $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$  peso seco de MeHg injetados intraperitonealmente em *Astyanax sp.* (lambaris), que foram dados como presas à *Hoplias malabaricus* (traíra) por 70 dias, provocaram forte efeito tóxico no fígado e no rim, com necrose, acúmulo de leucócitos e formação de centros melano-macrofágicos (MELA *et al.*, 2007). Outras lesões histológicas podem ser apresentadas por peixes na presença de mercúrio. Por serem causadas por Hg, essas lesões podem ser importantes biomarcadores de efeito para este metal. JESUS e CARVALHO (2008) apresentaram importante revisão sobre outros biomarcadores em peixes associados ao mercúrio, tais como: parâmetros químicos, parâmetros genotóxicos (ensaio cometa e micronúcleo), parâmetros hematológicos, parâmetros histopatológicos e parâmetros bioquímicos que evidenciaram alterações biológicas em peixes associados ao mercúrio.

### **Bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação de metilmercúrio em peixes**

A bioconcentração corresponde à relação entre a concentração do composto na água e no tecido do organismo, na situação de equilíbrio, que no pescado está relacionada com a contaminação através da via respiratória (JONSSON *et al.*, 2002).

O Hg apresenta alta taxa de absorção em relação à taxa de eliminação, processo conhecido como bioacumulação, aumentando, dessa forma, sua concentração no organismo dos animais que possuem ciclo de vida longo e que se alimentam mais de outros organismos (WASSERMAN *et al.*, 2001; BRAUNE *et al.*, 2005).



O fenômeno da bioacumulação de substâncias, especialmente o Hg, permite que estas sejam transferidas de um nível trófico para outro quando estão presentes na água, podendo chegar, nos peixes, a níveis acima dos limites permitidos para consumo humano, principalmente em espécies carnívoras (EYSINK, 1991). Quanto mais alto for o nível na cadeia trófica, maior será a concentração de Hg e de MeHg (WASSERMAN *et al.*, 2001). A bioacumulação é relatada em diversos estudos que descrevem a relação entre a concentração de Hg e a idade e comprimento do peixe. (MONTEIRO and LOPES, 1990; RENZONI, *et al.*, 1998; KASPER *et al.*, 2007; DIAS *et al.*, 2008; KEHRIG *et al.*, 2011; LOPEZ *et al.*, 2013).

Da mesma forma, o MeHg tende a ter suas concentrações aumentadas à medida que segue seu caminho ao longo da teia alimentar, sendo a transferência ao longo da teia trófica por ingestão, o principal caminho para absorção de Hg por grandes organismos marinhos (BOWLES, 1999; SHOHAM-FRIDER *et al.*, 2002). Dessa forma, organismos que ocupam altos níveis tróficos tendem a apresentar maiores concentrações do metal como resultado desse processo, o qual é chamado de biomagnificação (GRAY, 2002). Portanto, animais que apresentam maior tamanho e longevidade tendem a apresentar maiores concentrações de MeHg em seus tecidos (ATSDR, 1999).

O processo de biomagnificação ocorre via alimentação, quando algas e plantas são ingeridas por peixes menores herbívoros (nível mais baixo da cadeia alimentar) e esses, por sua vez, são ingeridos por peixes carnívoros (topo de cadeia alimentar), (KEHRIG *et al.*, 2011).

Em razão da biomagnificação, existe um padrão previsível de distribuição de Hg na cadeia alimentar aquática. De modo geral, por exemplo, peixes onívoros e piscívoros, possuem concentrações mais altas de Hg do que peixes herbívoros e detritívoros (BOISCHIO and HENSHEL, 2000). Da mesma forma, espécies predadoras de tamanho grande e de ciclo de vida longo, tendem a acumular altas concentrações de Hg (RENZONI, *et al.*, 1998).

### **Peixes predadores marinhos como monitores biológicos**

Algumas espécies são utilizadas como indicadores de fluxo de poluentes em ecossistemas aquáticos e, conseqüentemente, da saúde dos mesmos. Por esse motivo, são considerados monitores biológicos de alterações das características ambientais a partir da poluição presente nesses ambientes (BEEBY, 1993).

Segundo BEEBY (2001), os monitores biológicos podem ser separados e classificados em três grupos principais: as espécies monitoras, que nos possibilitam mensurar o impacto

de um determinado grupo de poluente, pois têm suas funções vitais ou desempenhos prejudicados; as espécies indicadoras, que nos possibilitam ter idéia do nível ou escala da poluição pela sua presença ou ausência no ambiente; e as espécies sentinelas, que acumulam pequenas ou grandes quantidades de poluentes em seus tecidos e órgãos, podendo, porém, não apresentar efeitos toxicológicos significativos. Para estudos com Hg em espécies de peixes oceânicos considerados sentinelas, é fundamental a utilização de predadores de topo de cadeia, como dourados, atuns, tubarões e peixes de bico (marlins e o agulhão-vela), que biomagnificam o Hg em seus tecidos e órgãos, fornecendo dados sobre o nível de contaminação destas espécies, relacionando-se ainda, com as possíveis fontes de contaminação.

### **Legislação**

Órgãos internacionais regulamentam o consumo de alimentos pela população mundial, tais como: WHO (World Health Organization), FAO (Food and Agriculture Organization - Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura), FDA (Food and Drug Administration - órgão governamental dos Estados Unidos da América responsável pelo controle dos alimentos, suplementos alimentares, medicamentos, cosméticos, equipamentos médicos, materiais biológicos e produtos derivados do sangue humano) e União Européia. Segundo estes órgãos, os valores máximos de Hg permitidos para consumo em peixes carnívoros é de  $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de peso úmido de tecido (P.U.), enquanto que para peixes não- carnívoros e produtos da pesca o teor máximo permitido é de  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . No Brasil, estes mesmos valores são aplicados segundo as legislações pertinentes: Decreto nº 55.871, de 26/03/65 do Ministério da Saúde (Brasil, 1965), Portaria nº 11, de 15/05/87 da Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária - MS (Brasil, 1987), Portaria nº 685, de 27/08/98 da Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária - MS (Brasil, 1998), e a Instrução Normativa nº 42, de 20/12/99 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Brasil, 1999).

A organização mundial da saúde (WHO, 1990) estabeleceu também limites para o consumo diário de mercúrio oriundo da alimentação (IDT- Ingestão Diária Tolerável), que é de  $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$  de Hg.

### **Contaminação de peixes por mercúrio**

Grande parte dos estudos realizados com contaminação de peixes, em ambiente natural, está relacionada com a poluição das águas provocada pela atividade garimpeira (LACERDA *et al.*, 1990), e com outras fontes antrópicas, como o despejo de esgoto doméstico e industrial diretamente no ambiente (EYSINK, 1991).

Os primeiros estudos conduzidos para descrever a presença de mercúrio em peixes, em Estocolmo, Suécia, encontraram elevada porcentagem (acima de 90%) de MeHg, em relação ao Hg total presente em tecido muscular e vísceras de salmão e truta analisados (WESTÖÖ, 1973).

### Estudos com peixes em ambientes marinhos

Todos os dados discutidos no texto são referentes ao levantamento de trabalhos realizados entre 1990 e 2014, organizados em sequência na tabela 1.

**Tabela 1:** Dados sobre determinação de mercúrio em músculos de peixes coletados no Brasil e em outros países.

Autor/Ano	Espécie (s) estudada(s)	Teor de concentração e média ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso úmido - P.U.)	Local de coleta	Hábito alimentar
Monteiro e Lopes (1990)	<i>Xiphias gladius</i> (meca).	Teores de 0,06 a 4,91.	Portugal	Carnívoro
Liparasi <i>et al.</i> , (2000)	<i>Trichiurus lepturus</i> (peixe-espada).	Valores de 0,021 e 0,618, com teor médio de Hg (0,145).	Itaipu, Niterói, Rio de Janeiro.	Carnívoro
Garcia <i>et al.</i> , (2000)	Sushis e sashimis (21 peças de salmão e 26 peças de atum).	Os teores de Hg total salmão variaram entre 0,003 e 0,021 e, atum, entre 0,034 e 0,598.	Niterói, Estado do Rio de Janeiro.	Carnívoro
Storelli e Marcotrigiano (2001)	<i>Xiphias gladius</i> (meca) e <i>Thunnus thynnus</i> (atum-azul).	Valores médios de Hg total: Meca - 0,49 Atum - 1,02	Mar Mediterrâneo	Carnívoro
Yallouz <i>et al.</i> , (2001)	Atum sólido enlatado.	53% das amostras apresentaram um teor acima do máximo recomendado ( $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).	Rio de Janeiro	Carnívoro
Storelli <i>et al.</i> , (2002)	<i>Thunnus alalunga</i> (albacora-branca) e <i>Thunnus thynnus</i> (atum-azul).	A concentração de Hg total: <i>Thunnus alalunga</i> - 79% >1, <i>Thunnus thynnus</i> - 61% >1	Costa do mar Mediterrâneo	Carnívoro
Burger and Gochfeld (2004)	Atum enlatado (168 latas).	Valor médio de Hg - 0,407.	Nova Jersey, Estados Unidos.	Carnívoro
Storelli <i>et al.</i> , (2005)#	Foram analisados 58 exemplares de <i>Xiphias gladius</i> (meca) e 73 exemplares de <i>Thunnus thynnus</i> (atum-azul).	Concentração média de Hg total: No fígado - atum = 0,39 e meca = 0,19 No músculo - atum = 0,20 e meca = 0,07	Mar Mediterrâneo	Carnívoro

Dias <i>et al.</i> , (2008)	<i>Xiphias gladius</i> (meca) e <i>Prionace glauca</i> (tubarão-azul).	O Hg total: 0,13 a 2,26.	Costa sul e sudeste do Brasil.	Carnívoro
Rodrigues <i>et al.</i> , (2010)	<i>Genidens genidens</i> (bagre), <i>Aspistor luniscutis</i> (bagre-amarelo), <i>Haemulon steindachneri</i> (cocoroca) e <i>Micropogonias furnieri</i> (corvina).	Baía de Guanabara <i>Genidens genidens</i> : 0,102±0,043 <i>Micropogonias furnieri</i> : 0,057±0,013 Baía da Ribeira <i>Haemulon steindachneri</i> : 0,310±0,206 <i>Aspistor luniscutis</i> : 0,178±0,078	Baía da Ribeira e Baía de Guanabara, ambas localizadas no Estado do Rio de Janeiro.	Carnívoro e onívoro
Soto-Jiménez <i>et al.</i> , (2010)	<i>Istiophorus platypterus</i> (agulhão-vela) <i>Tetrapturus audax</i> (marlim-listrado).	<i>Istiophorus platypterus</i> : de 0,23 a 3,62 (média de 1,48 ± 0,93) <i>Tetrapturus audax</i> : 0,81 a 3,12 (média de 1,72 ± 0,61).	Golfo da Califórnia, México.	Carnívoro
Silva <i>et al.</i> (2011)	<i>Sardinella brasiliensis</i> (sardinha-verdadeira), <i>Katsuwonus pelamis</i> (bonito-listrado), <i>Caranx latus</i> (xaréu) e <i>Cynoscion striatus</i> (pescada-olhuda).	<i>Sardinella brasiliensis</i> : 0,128 ± 0,045 <i>Katsuwonus pelamis</i> : 0,209 ± 0,036 <i>Caranx latus</i> : 0,210 ± 0,113 <i>Cynoscion striatus</i> : 0,466 ± 0,389	Cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro.	Carnívoro e planctívoro
Ferreira <i>et al.</i> , (2012)	<i>Micropogonias furnieri</i> (corvina), <i>Trichiurus lepturus</i> (peixe-espada), <i>Thunnus sp.</i> (atum em conserva), <i>Thunnus albacares</i> (albacora-laje), <i>Xiphias gladius</i> (meca) e <i>Pteroplatytrygon violacea</i> (raia).	Teores médios de Hg: <i>Micropogonias furnieri</i> : 0,124 ± 0,054 <i>Trichiurus lepturus</i> : 0,078 ± 0,034 <i>Thunnus sp</i> - 0,169 ± 0,122 <i>Thunnus albacares</i> - 0,187 ± 0,112 <i>Xiphias gladius</i> - 0,393 ± 0,637 <i>Pteroplatytrygon violacea</i> - 0,224 ± 0,074	Brasil	Carnívoro
Seixas <i>et al.</i> , (2012) *	<i>Trichiurus lepturus</i> (peixe-espada).	0,44 a 0,87 µg.g <sup>-1</sup> .	Baía de Guanabara, Baía da Ilha Grande e Búzios, Rio de Janeiro.	Carnívoro
Lopes <i>et al.</i> (2013)	<i>Prionace glauca</i> (tubarão-azul) e <i>Isurus oxyrinchus</i> (tubarão-mako).	<i>Prionace glauca</i> : 0,048 ± 0,03 <i>Isurus oxyrinchus</i> : 0,034 ± 0,023	Oceano Pacífico	Carnívoro
Beneditto <i>et al.</i> , (2013)	<i>Trichiurus lepturus</i> (peixe-espada).	Espécimes sub-adultos (48,5±8,9 cm) - 0,309±0,120 Espécimes adultos (143,0±11,0 cm) - 1,290±0,908	Norte do Estado do Rio de Janeiro	Planctívoro e carnívoro
Seixas <i>et al.</i> , (2014)	<i>Mugil liza</i> (tainha), <i>Citharichthys spilopterus</i> (linguado); <i>Micropogonias furnieri</i> (corvina), <i>Trichiurus lepturus</i> (peixe-espada).	<i>Mugil liza</i> : 0,032±0,018 (Hg inorgânico) e 0,035 ±0,02 (MeHg) <i>Citharichthys spilopterus</i> : 0,003 ± 0,003 (Hg inorgânico) e 0,127±0,070 (MeHg) <i>Micropogonias furnieri</i> : 0,002±0,001 (Hg inorgânico) e 0,271±0,100 (MeHg) <i>Trichiurus lepturus</i> : 0,009±0,005 (Hg inorgânico) e 0,349±0,094 (MeHg)	Baía da Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro	Planctívoro , bentônico e carnívoro

---

Chiee-Young <i>et al.</i> , (2014)	<i>Thunnus alalunga</i> (albacora-branca) e <i>Thunnus obesus</i> (atum- cachorra).	<i>Thunnus alalunga</i> : 0,444±0,148 <i>Thunnus obesus</i> : 0,929±0,668	Oceano Pacífico oeste e central	Carnívoro
---------------------------------------	--	--	------------------------------------	-----------

---

\* P.S. (Peso seco); # analisado fígado além de músculo

MONTEIRO and LOPES (1990) realizaram um estudo em Portugal, onde descreveram uma correlação entre o comprimento, peso, idade e sexo dos espécimes analisados e a concentração de Hg total presente no tecido muscular de exemplares de *Xiphias gladius* (meca), com comprimento acima de 125 cm. Dentre os exemplares, as fêmeas foram as que apresentaram concentrações mais baixas de Hg total nos músculos, em função de atingirem esse tamanho bem antes dos exemplares machos. A reprodução pode funcionar como um processo excretório, em que o organismo pode ter suas concentrações de contaminantes diminuídas após essa fase. Os autores descrevem essa relação como um ponto fundamental para a compreensão do processo de bioacumulação desse metal nos peixes predadores.

Em estudo realizado com espécimes de *Trichiurus lepturus* (peixe-espada), capturados na praia de Itaipu, em Niterói, no Estado do Rio de Janeiro, embora os teores de Hg total não tenham ultrapassado 1  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U., os autores ressaltam que por ser uma espécie carnívora, *T. lepturus* pode acumular pequenas ou grandes quantidades de Hg em seus tecidos e órgãos, constituindo um risco para a saúde humana, já que a espécie é altamente consumida pela população local (LIPARASI *et al.*, 2000).

GARCIA *et al.*, (2000) realizaram um estudo da concentração de Hg total em sushis e sashimis comercializados em restaurantes de Niterói, localizada no Estado do Rio de Janeiro. Foram analisadas 21 peças de salmão e 26 peças de atum. Em duas amostras de atum, os teores de Hg ultrapassaram os limites permitidos para consumo humano estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1976 e 2007) e pela legislação brasileira (BRASIL, 1975), que é de 0,5  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U. para peixes não-carnívoros e 1  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U. para peixes carnívoros, sendo importante o monitoramento constante deste metal.

Um estudo realizado em 2001, no Mar Mediterrâneo, analisou a concentração de Hg no tecido muscular de *Xiphias gladius* (meca) e *Thunnus thynnus* (atum-azul). Em 4,3% dos mecas e 44,3% dos atuns analisados, a concentração de Hg total excedeu os valores máximos permitidos pela Comissão Européia ( $\text{Hg} = 1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) para peixes predadores (STORELLI and

MARCOTRIGIANO, 2001). No mesmo ano, YALLOUZ *et al.*, (2001) estudaram, no Brasil, o nível de Hg em atum sólido enlatado, comercializado na cidade do Rio de Janeiro. Foram analisadas 39 amostras, pertencente a cinco marcas e lotes distintos. Os resultados obtidos demonstraram que 53% das amostras apresentaram um teor acima do máximo recomendado. Somente uma entre as cinco marcas analisadas apresentou todas as amostras com níveis de Hg dentro dos limites tolerados pela Organização Mundial de Saúde.

STORELLI *et al.*, (2002) estudaram os teores de MeHg em *Thunnus alalunga* (albacora-branca) e *Thunnus thynnus* (atum-azul) capturados na costa do Mar Mediterrâneo. A concentração de Hg total excedeu os valores máximos fixados pela Comissão Européia para peixes predadores (Hg = 1  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U.), em 79% dos atuns da espécie *Thunnus alalunga* analisados, e em 61% dos atuns da espécie *Thunnus thynnus* analisados. Em ambas as espécies, o Hg encontrado estava quase completamente presente na forma metilada, com porcentagens entre 77 a 100% (média de 91.3%) para *T. alalunga* e 75 a 100 % (média de 91%) para *T. thynnus*.

BURGER and GOCHFELD (2004) realizaram outro estudo importante com atum, analisando 168 latas de atum no período compreendido entre 1998 e 2003, em Nova Jersey, Estados Unidos. Foi observado nas amostras, a presença de MeHg e Hg inorgânico, sendo que cerca de 90% do Hg presente apresentava-se na forma de MeHg. Além disso, o atum enlatado na versão "light" apresentou teores menores de Hg em relação à versão tradicional, sendo uma alternativa na alimentação para os consumidores mais freqüentes desse produto. Os autores atribuem esse fato aos padrões de processamento do atum enlatado que, segundo as normas de padronização da "Food and Drugs Administration" (FDA), para a fabricação da versão tradicional, só pode ser utilizada a espécie *Thunnus alalunga* (albacora-branca) e, na fabricação da versão "light", só pode ser utilizada a espécie *Katsuwonus pelamis* (bonito-de-barriga-listrada), espécie esta que geralmente possui tamanho menor que a espécie anterior, acumulando, dessa forma, menor teor ou quantidade de Hg.

STORELLI *et al.*, (2005) conduziram um estudo em que analisaram metais pesados, entre eles o Hg, em tecido muscular e fígado de 58 exemplares de *Xiphias gladius* (meca) e 73 exemplares de *Thunnus thynnus* (atum-azul). Foram encontrados no tecido muscular das duas espécies, a seguinte concentração dos metais analisados em ordem crescente: As > Hg > Pb > Cd. A sequência de concentração de cada metal em ordem crescente, no fígado, foi diferente para cada espécie. No atum foi As > Cd > Hg > Pb e no meca foi As > Hg > Cd > Pb. Nas duas espécies, a concentração média de Hg total no fígado (atum = 0,39  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de

P.U. e meca =  $0,19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U.) foi aproximadamente o dobro da concentração encontrada no tecido muscular (atum =  $0,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U. e meca =  $0,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U.), refletindo que esse órgão normalmente acumula concentrações maiores de Hg, se comparado aos outros órgãos e ao tecido muscular.

DIAS *et al.*, (2008) analisaram o Hg total no tecido muscular de espécimes de *Xiphias gladius* (meca) e *Prionace glauca* (tubarão-azul) coletados na costa sul e sudeste do Brasil. As amostras foram obtidas através do Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva (Programa REVIZEE) e através da pesca comercial, realizada em Itajaí, Estado de Santa Catarina. Foi analisado um total de 95 espécimes (48 *X. gladius* e 47 *P. glauca*) e foram feitas correlações entre o Hg total e o comprimento e peso dos peixes. O Hg total variou de  $0,13$  a  $2,26 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U. e em 62% das amostras, o mesmo estava acima dos limites estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS), que é de  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U. para peixes não-carnívoros e  $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U. para peixes carnívoros. Os autores observaram que os espécimes com mais biomassa foram os que apresentaram maiores concentrações de mercúrio, estando às concentrações desse elemento diretamente relacionadas com o tempo de exposição do organismo ao meio e com o seu peso.

RODRIGUES *et al.*, (2010) estudaram a bioacumulação de Hg em quatro espécies de peixes: *Genidens genidens* (bagre), *Aspistor luniscutis* (bagre-amarelo), *Haemulon steindachneri* (cocoroca) e *Micropogonias furnieri* (corvina), oriundos da Baía da Ribeira e Baía de Guanabara, ambas localizadas no Estado do Rio de Janeiro. Foram coletadas, 198 e 83 amostras de músculos de peixes da Baía da Ribeira e Baía de Guanabara, respectivamente. Os teores médios de Hg em *G. genidens* revelaram que, comparativamente a Baía da Ribeira, a espécie apresentou níveis maiores de Hg na Baía de Guanabara. Na Baía da Ribeira, dentre as espécies estudadas, as maiores concentrações de Hg foram encontradas na espécie *H. steindachneri*, que apresentou concentração média ( $0,382 \pm 0,231 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U.) mais próxima do limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para consumo humano de peixe ( $0,5 \mu\text{g}/\text{g}^{-1}$ ). Embora sejam espécies carnívoras, *H. steindachneri* e *M. furnieri* apresentaram concentrações de mercúrio significativamente diferentes. Tal diferença pode estar associada à idade dos espécimes coletados, a diferenças no metabolismo de cada espécie e ao comportamento migratório. Os autores concluíram que embora o lançamento de Hg na Baía da Ribeira não seja expressivo, o mercúrio parece estar mais disponível para os peixes em comparação com a Baía de Guanabara, onde os sedimentos atuam como compartimento ambiental receptor. A elevada carga de matéria orgânica trazida pelo esgoto

gera condições anóxicas no sedimento, nos quais o Hg tende a ser acumulado numa forma indisponível, o HgS. Os autores ressaltam também, que qualquer alteração das condições físico-químicas na Baía de Guanabara, pode fazer com que o Hg estocado nos sedimentos superficiais seja biodisponibilizado.

SOTO-JIMÉNEZ *et al.*, (2010) realizaram no mesmo ano, um estudo onde analisaram as concentrações de metais não-essenciais (arsênio - As, cádmio - Cd, mercúrio - Hg e chumbo - Pb) em 17 espécimes de *Istiophorus platypterus* (agulhão-vela ou sailfish), com tamanhos entre 166-246 cm, e 13 espécimes de *Tetrapturus audax* (marlim-listrado), com tamanhos entre 159-254 cm. Aproximadamente 65-90% das amostras excederam o valor limite para Hg, recomendado pela WHO (World Health Organization - Organização Mundial de Saúde), FDA (U. S. Food and Drug Administration - órgão governamental dos Estados Unidos responsável pelo controle dos alimentos, suplementos alimentares, medicamentos, cosméticos e outros) e União Européia, que é de 0,5  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U. para peixes não- carnívoros e produtos da pesca e 1  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U. para consumo em peixes carnívoros.

Um estudo conduzido na região de Cabo Frio, localizada no Estado do Rio de Janeiro, determinou as concentrações de Hg em quatro espécies de peixes pertencentes a diferentes níveis tróficos da região de ressurgência. As espécies estudadas foram: *Sardinella brasiliensis* (sardinha-verdadeira), *Katsuwonus pelamis* (bonito-listrado), *Caranx latus* (xaréu) e *Cynoscion striatus* (pescada-olhuda). A concentração total de Hg variou de 0,053  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  em *S. brasiliensis* até 1,215  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  em *C. striatus* e, com exceção dos peixes planctívoros, os níveis de MeHg alcançaram cerca de 90% da concentração total de Hg. Entretanto, na média os valores não ultrapassaram os limites recomendados para as espécies do estudo (Tabela 1). Os autores ressaltam que os dados disponíveis na literatura são insuficientes para elucidar o risco associado com a presença de Hg em peixes capturados em áreas de ressurgência e seus consumidores (SILVA *et al.*, 2011).

FERREIRA *et al.*, (2012) realizaram um estudo, com objetivo de determinar o grau de contaminação mercurial em *Litopenaeus vannamei* (camarão), *Micropogonias furnieri* (corvina), *Trichiurus lepturus* (peixe-espada), *Thunnus sp.* (atum em conserva), *Thunnus albacares* (albacora-laje), *Xiphias gladius* (meca) e *Pteroplatytrygon violacea* (raia). Considerando o número de espécimes de meca analisados (n=83), 2,4% ultrapassaram o limite máximo de Hg recomendado para peixes carnívoros pela legislação nacional. Os autores concluíram que, dependendo da frequência de consumo, com exceção do camarão ( $0,058 \pm 0,023 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de P.U.), essas espécies podem constituir risco à saúde humana.



No mesmo ano, SEIXAS *et al.*, (2012) realizaram um estudo onde analisaram as concentrações de Hg e Se no tecido muscular de *Trichiurus lepturus* (peixe-espada) capturado em três áreas distintas do Brasil: Baía de Guanabara, Baía da Ilha Grande e costa de Búzios, ambas no Estado do Rio de Janeiro. Foram observadas diferenças significativas na concentração de Hg entre as áreas. O comprimento total e os intervalos de tamanho dos indivíduos também influenciaram na acumulação de Hg. Entretanto, estes parâmetros biológicos não influenciaram na acumulação de Se. As diferenças regionais podem, provavelmente, ser atribuídas às diferenças nas condições ambientais, tais como, temperatura da água e produção primária, além de outros fatores, como a escolha das presas e a disponibilidade destes elementos nos ambientes.

Um estudo conduzido em águas do Pacífico sudeste, analisou os níveis de metais pesados (Hg e Pb) em populações de tubarões oceânicos. Foram analisados 39 espécimes de *Prionace glauca* (tubarão-azul) e 69 espécimes de *Isurus oxyrinchus* (tubarão-mako). Grandes espécimes de ambas as espécies apresentaram altas concentrações de metais pesados, enquanto que em relação ao sexo, não foi constatado diferenças significativas (LOPEZ *et al.*, 2013).

BENEDITTO *et al.*, (2013) determinaram a concentração de mercúrio total e a assinatura isotópica ( $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$ ) em *Trichiurus lepturus* (peixe-espada) coletados no norte do Estado do Rio de Janeiro. Os autores concluíram que indivíduos adultos da espécie *T. lepturus* acumulam mercúrio por processo de bioacumulação, causado por mudanças de hábitos alimentares em diferentes fases ontogenéticas. Tais mudanças são refletidas nos teores de  $\delta^{15}\text{N}$  que identifica nível trófico ocupado pela espécie e  $\delta^{13}\text{C}$  que estabelece o tipo de alimentação da espécie.

SEIXAS *et al.*, (2014) realizaram um estudo na Baía da Ilha Grande, litoral sul do Rio de Janeiro, Brasil, considerada um hotspot (área natural de alta biodiversidade vulnerável à extinção) com um grande número de áreas protegidas, onde analisaram diferenças na biomagnificação de Hg inorgânico e MeHg na teia alimentar marinha tropical. Foram coletadas espécies agrupadas de fitoplâncton (microplâncton), *Farfantepenaeus brasiliensis* (camarão)/n=90, *Mugil liza* (tainha)/n=30, *Citharichthys spilopterus* (linguado)/n=16, *Micropogonias furnieri* (corvina)/n=40, *Trichiurus lepturus* (peixe-espada)/n=21 e *Sotalia guianensis* (boto-cinza)/n=6. Os autores observaram que o MeHg aumentou com o aumento da posição trófica, enquanto que o Hg inorgânico não apresentou o mesmo padrão. Os mesmos concluíram que apesar da área de estudo apresentar algumas fontes potenciais de poluição, a mesma pode ser considerada uma área não-contaminada, uma vez que baixos

níveis de metais, como o níquel (Ni), o cobre (Cu), o cromo (Cr), o manganês (Mn), o zinco (Zn) e o Hg (mercúrio), têm sido encontrados em seus sedimentos e em peixes no local, nas últimas décadas.

CHIEE-YOUNG *et al.*, (2014) realizaram um estudo onde analisaram as concentrações de Hg orgânico e total no tecido muscular de 115 espécimes de *Thunnus alalunga* (albacora-branca), com tamanho variando entre 67-118 cm e peso variando entre 5,9-32,2 kg, e 75 espécimes de *Thunnus obesus* (atum-cachorra), com tamanho variando entre 81-200 cm e peso variando entre 9-140 kg, coletados entre 2001 e 2006, no Oceano Pacífico Oeste e Central. Os autores observaram que 13 espécimes de *T. obesus* apresentaram concentrações de Hg superiores a  $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (P.U.), limite máximo permitido para consumo em peixes carnívoros. Os mesmos ressaltam também, que as taxas de bioacumulação de Hg no tecido muscular de *T. obesus* eram mais elevadas que as do tecido de *T. alalunga*, particularmente em peixes adultos.

## CONCLUSÃO

Os peixes constituem um dos itens alimentares mais importantes da dieta humana. Porém, os mesmos podem absorver e acumular em seus tecidos e órgãos grandes concentrações de mercúrio presentes no ambiente, através da respiração, das brânquias, do tegumento e da alimentação, decorrentes de mecanismos de bioconcentração, bioacumulação ou biomagnificação.

Diferenças observadas no comprimento e no peso de espécimes de peixes analisados podem refletir idades distintas e diferentes tempos de exposição no ambiente. Dessa forma, a coleta, padronização e comparação dos dados obtidos, a respeito do tamanho dos indivíduos e do tempo de exposição dos mesmos, tornam-se fundamentais para a elaboração e execução de estudos comparativos entre diferentes áreas onde o elemento é encontrado.

Devido à alta toxicidade, dos altos níveis de absorção e baixas taxas de excreção, e de sua capacidade de bioacumular na cadeia alimentar, o mercúrio é assimilado pelo homem através do consumo de peixes, representando um risco real a saúde pública.

Os altos índices de mercúrio (Hg) encontrados em muitas espécies de peixes comercializados, principalmente em carnívoros, podem ocasionar vários danos ao organismo humano, através da ingestão de alimentos contaminados por mercúrio (Hg), sendo o metilmercúrio (MeHg), a forma mais tóxica e acumulativa do elemento. De certa forma, elevados teores de Hg em alguns peixes oceânicos surpreendem, considerando que vivem

distante do continente (principal produtor de contaminação antropogênica). Estas concentrações são explicáveis pelo acréscimo desse elemento ao longo da cadeia trófica e pela distribuição global de Hg, via transporte atmosférico e através das correntes marinhas. Todavia, estes elevados teores de Hg nos peixes oceânicos trazem um sinal preocupante de possível aumento no nível de base de Hg nos oceanos, decorrentes de atividades antropogênicas.

Considerando esses fatos, as informações apresentadas neste trabalho servirão de auxílio para que órgãos vinculados ao setor da pesca e da saúde pública alertem para a realização de ações mais efetivas, no que diz respeito à liberação ou não do consumo de determinadas espécies de peixes. Programas de monitoramento deste metal em peixes, que possam ocorrer por iniciativa de um setor ou de forma consorciada, são ferramentas valiosas na tentativa de diminuir os riscos associados ao consumo de peixes contaminados com mercúrio.

#### **AGRADECIMENTOS:**

O Prof. Carlos Eduardo Rezende recebe apoio financeiro do projeto INCT-CNPQ Proc. No 573.601/08-9 e FAPERJ (E26/102.945/2014). Marcelo Gomes de Almeida possui apoio do Proc. No CNPQ 400963/2012-4 através de bolsa de Pós-Doutorado vinculado ao projeto "A reassessment of organic matter fluxes across the land sea interface in Brazil", sob supervisão do Dr. Carlos Eduardo de Rezende.

#### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ALMEIDA, M. G.; REZENDE, C. E.; SOUZA, C. M. M. 2007. Variação temporal, transporte e partição de Hg e carbono orgânico nas frações particulada e dissolvida da coluna d'água da bacia inferior do rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 21(1): 111-129.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1999. Toxicological Profile for Mercury. Department of Health and Human Services. Public Health Service, Atlanta, GA, 617 p.

BEEBY, A. 1993. *Applying Ecology*. Ed. Chapman & Hall, London, UK., 441p.

BEEBY, A. 2001. What do sentinels stand for? *Environmental Pollution*, 112: 285-298.

BELTRAN-PEDREIROS, S.; ZUANON, J.; LEITE, R. G.; PELEJA, J. R. P.; MENDONÇA, A. B.; FORSBERG, B. R. 2011. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, 9(4): 901-908.

BENEDITTO, A.P.M. D. ; BITTAR, V.T. ; REZENDE, C.E.; CAMARGO, P.B. ; KEHRIG, H. A. (2013). Mercury and stable isotopes ( $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$ ) as tracers during the ontogeny of *Trichiurus lepturus*. *Neotropical Ichthyology*, 11(1): 211-216.

BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. 2004. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. *Química Nova*, 27(4): 593-600.

BOISCHIO, A. A. P.; HENSHEL, D. S. 2000. Fish Consumption, Fish Lore, and Mercury Pollution-Risk Communication for the Madeira River People. *Environmental Research*, Section A, 84: 108-126.

BOWLES, D. 1999. An overview of the concentrations and effects of metals in cetacean species. *Journal of Cetacean Research and Management*, Special Issue, 1: 125-148.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. Ministério da Saúde. 1965. Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965. Estabelece limites máximos para contaminantes inorgânicos em alimentos. *Diário Oficial da União (DOU)*, Poder Executivo, Brasília-DF, 9 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. 1975. Resolução nº 18.175. Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos, *Diário Oficial da União (DOU)*, Poder Executivo, Brasília-DF.

BRASIL. Ministério da Saúde. 1987. Portaria nº 11, de 15 de maio de 1987. Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária, *Diário Oficial da União (DOU)*, Poder Executivo, Brasília-DF.

BRASIL. Ministério da Saúde. 1998. Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998. Secretaria de Vigilância Sanitária, *Diário Oficial da União (DOU)*, Poder Executivo Brasília-DF, Seção 1, nº 1, p. 1415-1437.

BRASIL. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. 1999. Instrução normativa nº 42, de 20 de dezembro de 1999. Secretaria de Defesa Agropecuária, *Diário Oficial da República Federativa do Brasil Brasília-DF*, 61 p.

BRAUNE, B. M.; OUTBRIDGE, P. M.; FISK, A. T.; MUIR, D. C. G.; HELM, P. A.; HOBBS, K.; HOEKSTRA, P. F.; KUZYK, Z. A.; KWAN, M.; LETCHER, R. J.; LOCKHART, W. L.; NORSTROM, R. J.; STERN, G. A. STIRLING, I. 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Science of the Total Environment*, 351-352: 4-56.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. 2004. Mercury in canned tuna: white versus light and temporal variation. *Environmental Research*, 96(3): 239-249.

CHIEE-YOUNG, C.; CHIEN-CHENG, L.; KUO-SHU, C.; CHIEN-CHUNG, H.; CHIN-CHANG, H.; MENG-HSIEN, C. 2014. Total and organic mercury concentrations in the muscles of Pacific albacore (*Thunnus alalunga*) and bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Marine Pollution Bulletin*, In press. Available online 18 February 2014.

DIAS, A. C. L.; GUIMARÃES, J. R. D.; MALM, O.; COSTA, P. A. S. 2008. Mercúrio total em músculo de cação *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e de espadarte *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758), na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública. *Caderno de Saúde Pública*, 24(9) : 2063-2070.

DIETZ, R.; SONNE, C.; BASU, N.; BRAUNE, B.; O'HARA, T.; LETCHER, R. J.; SCHEUHAMMER, T.; ANDERSEN, M.; ANDREASEN, C.; ANDRIASHEK, D.; ASMUND, G.; AUBAIL, A.; BAAGOE, HANS.; BORN, E. W.; CHAN, H. M.; DEROCHER, A. E.; GRANDJEAN, P.; KNOTT, K.; KIRKEGAARD, M.; KREY, A.; LUNN, N.; MESSIER, F.; OBBARD, M.; OLSEN, M. T.; OSTERTAG, S.; PEACOCK, E.; RENZONI, A.; RIGÉT, F. F.; SKAARE, J. U.; STERN, G.; STIRLING, I.; TAYLOR, M.; WIIG, O.; WILSON, S.; AARS, J. 2013. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota? *Science of the Total Environment*, 443: 775-790.

DREVNICK, P. E.; SANDHEINRICH, M. 2003. Effects of Dietary Methylmercury on Reproductive Endocrinology of Fathead Minnows. *Environmental Science & Technology*, 37: 4390-4396.

DREVNICK, P. E. ; SANDHEINRICH, M. B. ; ORIS, J. T. 2006. Increased ovarian follicular apoptosis in fathead minnows (*Pimephales promelas*) exposed to dietary methylmercury. *Aquatic Toxicology*, 79: 49-54.

EVANS, H. L.; LATUS, V. G.; WEISS, B. 1975. Behavioral effects of mercury and methylmercury. *Federation Proceeding*, 34: 1858-1867.

EYSINK, G. G. J. 1991. A presença de mercúrio nos ecossistemas aquáticos do estado de São Paulo. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), São Paulo, p. 12-28.

FERREIRA, M. S.; MÁRSICO, E. T.; MARQUES JUNIOR, A. N.; MANO, S. B.; SÃO-CLEMENTE, S. C.; CONTE-JUNIOR, C. A. 2012. Mercúrio total em pescado marinho do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência Veterinária*, 19(1): 50-58.

FERREIRO, M. F. S. 1976. Impacto dos Poluentes Metálicos em Ecossistemas Aquáticos. CEPED, Brasília.

GARCIA, M. H. O.; MÁRSICO, E. T.; SÃO CLEMENTE, S. C.; SANTOS FILHO, J. M. 2000. Contaminação por mercúrio em sushi/sashimi comercializados em restaurantes do município de Niterói-RJ-Brasil. *Revista Brasileira de Ciência Veterinária*, 7(2): 83-89.

GOCHFELD, M. 2003. Cases of mercury exposure bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56: 174-179.

GRAY, J. S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1): 46-52.

GUENKA, A.; SÃO CLEMENTE, S. C.; MÁRSICO, E. T.; MONTEIRO, A. B. 2003 Avaliação da perda de mercúrio em peixes após processamento térmico. *Revista Brasileira de Medicina Veterinária*, 25(4): 154-157.

GUIMARÃES, J. R. D.; MEILI, M.; HYLANDER, L. D.; SILVA, E. C.; ROULET, M.; NARVAEZ, J. B.; LEMOS, R. A. 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*, 261(1-3): 99-107.

HASSAN, S. A.; MOUSSAA, E. A.; ABBOTT, L. C. 2012. The effect of methylmercury exposure on early central nervous system development in the zebrafish (*Danio rerio*) embryo. *Journal of Applied Toxicology*, 32(9): 707-713.

- HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JR, G. A.; CAIRNS JR, J. 2002. *Handbook of Ecotoxicology*. Second Edition, Eds. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 1.315 p.
- JESUS, T. B.; VEIGA DE CARVALHO, C. E. 2008. Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental por mercúrio (Hg). *Oecologia Brasiliensis*, 12(4): 680-693.
- JONSSON, C. M.; FERRACINI, V. L.; PARAÍBA, L. C.; RANGEL, M.; AGUIAR, S. R.. 2002. Alterações bioquímicas e acúmulo em pacus (*Metynnis argenteus*) expostos ao paclobutrazol. *Scientia Agricola*, 59 (3): 441-446.
- KARIMI, R.; FITZGERALD, T. P.; FISHER, N. S. 2012. A quantitative synthesis of mercury in commercial seafood and implications for exposure in the United States. *Environmental Health Perspectives*. 120(11): 1512.
- KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E. F. A.; MALM, O. 2007. Mercúrio em peixes - fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11(2): 228-239.
- KEHRIG, H. A.; MALM, O.; PALERMO, E. F. A.; SEIXAS, T. G.; BAËTA, A. P.; MOREIRA, I. 2011. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Química Nova*, 34(3): 377-384.
- LACERDA, L. D.; MALM, O. 2008. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*, 22(63): 173-190.
- LACERDA, L. D.; MENESES, C. F. 1995. O mercúrio e a contaminação dos reservatórios no Brasil. *Ciência Hoje*, 19(110): 34-39.
- LACERDA, L. D.; PFEIFER, W.; MALM, O.; SOUZA, C. M. M.; SILVEIRA, E. G.; BASTOS, W. R. 1990. Mercúrio no meio ambiente: risco potencial das áreas garimpeiras no Brasil. *Acta Limnologica Brasileira*, 3: 969-977.
- LEGAT, L. N. A.; LAILSON-BRITO, J. 2010. O mercúrio em cetáceos (Mammalia, Cetacea): uma revisão. *Oecologia australis*, 14(4): 1021-1035.
- LIPARASI, F.; MÁRSICO, E. T.; SANTOS, N. N.; LIMA, F. C. 2000. Determinação dos teores de mercúrio em amostras de peixe-espada (*Trichiurus lepturus*), coletadas na praia de Itaipu - Niterói, RJ. *Revista de Higiene Alimentar*, 14(77): 37-39.

- LOPEZ, S. A.; ABARCA, N. L.; MELÉNDEZ, R. 2013. Concentrações de metais pesados de dois grandes tubarões migratórios (*Prionace glauca* e *Isurus oxyrinchus*) em águas do Pacífico sudeste: comentários sobre público, saúde e conservação. *Tropical Conservation Science*, 6(1): 126-137.
- MARIÑO, M.; MARTÍN, M. 1976. Contenido de Mercurio em Distintas Especies de Moluscos y Pescados. *Anales de Bromatologia*, 28(2): 155-178.
- MASON, R. P.; LAPORTE, J. M.; ANDRES, S. 2000. Factors Controlling the Bioaccumulation of Mercury, Methylmercury, Arsenic, Selenium, and Cadmium by Freshwater Invertebrates and Fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38(3): 283-297.
- MELA, M. 2004. Uso de biomarcadores na avaliação dos efeitos do metilmercúrio em *Hoplias malabaricus* (BLOCK, 1794), (Traíra). 123 p. *Dissertação de Mestrado*, Departamento de Biologia Celular, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, PR.
- MELA, M.; RANDI, M. A. F.; VENTURA, D. F.; CARVALHO, C. E. V.; PELLETIER, E.; OLIVEIRA RIBEIRO, C. A. 2007. Effects of dietary methylmercury on liver and kidney histology in the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68(3): 426-435.
- MICARONI, R. C.; BUENO, M. I.; JARDIM, W. F. 2000. Compostos de mercúrio: revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, 23(4): 487-495.
- MONTEIRO, L. R.; LOPES, H. D. 1990. Mercury content of Swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age and sex. *Marine Pollution Bulletin*, 21(6): 293-296.
- OMS. Organização Mundial de Saúde. 1990. International Programme on Chemical Safety. *Environmental Health Criteria 101. Methylmercury*. Geneva. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documentos/ehc/ehc/ehc101.htm>>. Acesso em: 15 de outubro de 2011.
- POISSANT, L.; ZHANG, H. H.; CANÁRIO, J.; CONSTANT, P. 2008. Critical review of mercury fates and contamination in the arctic tundra ecosystem. *Science of the Total Environment*, 400(1-3): 173-211.
- RAVICHANDRAN, M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter - A Review. *Chemosphere*, 55(3): 319-331.



RENZONI, A.; ZINO, F.; FRANCHI, E. 1998. Mercury levels along the food chain and risk for exposed populations. *Environmental Research*, 77: 68-72.

RODRIGUES, A. P. C.; CARVALHEIRA, R. G.; CESAR, R. G.; BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; ALMOSNY, N. R. P. 2010. Bioacumulação de Mercúrio em Quatro Espécies de Peixes Tropicais Oriundos de Ecossistemas Estuarinos do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)*, 33(1): 54-62.

SEIXAS, T. G.; MOREIRA, I.; MALM, O.; KEHRIG, H. A. 2012. Bioaccumulation of Mercury and Selenium in *Trichiurus lepturus*. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 23(7): 1280-1288.

SEIXAS, T. G.; MOREIRA, I.; SICILIANO, S.; MALM, O.; KEHRIG, H. A. 2014. Differences in Methylmercury and Inorganic Mercury Biomagnification in a Tropical Marine Food Web. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92: 274-278.

SHOHAM-FRIDER, E.; AMIEL, S.; RODITI ELASAR, M.; KRESS, N. 2002. Risso's dolphin (*Grampus griseus*) stranding on the coast of Israel (eastern Mediterranean). Autopsy results and trace metal concentrations. *Science of the Total Environment*, 295: 157-166.

SILVA, C. A.; TESSIER, E.; KUTTER, V. T.; WASSERMAN, J. C.; DONARD, O. F. X.; SILVA-FILHO, E. V. 2011. Mercury speciation in fish of the Cabo Frio upwelling region, SE-Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(3): 259-266.

SOTO-JIMÉNEZ, M. F.; AMEZCUA, F.; GONZÁLEZ-LEDESMA, R. 2010. Nonessential Metals in Striped Marlin and Indo-Pacific Sailfish in the Southeast Gulf of California, Mexico: Concentration and Assessment of Human Health Risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58: 810-818.

STORELLI, M. M.; GIACOMINELLI STUFFLER, R.; STORELLI, A.; MARCOTRIGIANO, G. O. 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. *Marine Pollution Bulletin*, 50(9): 1004-1007.

STORELLI, M. M.; MARCOTRIGIANO, G. O. 2001. Total Mercury levels in muscle tissue of swordfish (*Xiphias gladius*) and bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea (Italy). *Journal of Food Protection*, 64(7): 1058-1061.

STORELLI, M. M.; STUFFLER, R. G.; MARCOTRIGIANO, G. O. 2002. Total and methylmercury residues in tuna-fish from the Mediterranean sea. *Food Addit Contaminants*, 19(8): 715-720.

WASSERMAN, J. C.; HACON, S. S.; WASSERMAN, M. A. 2001. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo e vida*, 2: 46-53.

WESTÖÖ, G. 1973. Methylmercury as percentage of total mercury in flesh and viscera of salmon and sea trout of various ages. *Science*, 181(10): 567-568.

WIENER, J. G.; SPRY, D. J. 1996. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*, Beyer. Eds., Lewis Publishers, Boca Raton, FL, p. 297-339.

WHO. World Health Organization. 1976. *Environmental Health Criteria 1: "Mercury"*. Geneva, 131 p.

WHO. World Health Organization. 1990. Methylmercury. *Environmental Health Criteria*, Geneva.

WHO. World Health Organization. 2007. Preventing disease through healthy environments Exposure to mercury: a major public health concern. Disponível em: <<http://www.who.int/phe/news/Mercury-flyer.pdf>>. Acesso em 10 de agosto de 2011.

YALLOUZ, A. V.; CAMPOS, R. C.; LOUZADA, A. 2001. Níveis de mercúrio em atum sólido enlatado comercializado na cidade do Rio de Janeiro. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, 21(1): 1-4.

ZHOU, J. L.; SALVADOR, S. M.; LIU Y. P.; SEQUEIRA, M. 2001. Heavy metals in the tissues of common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded on the Portuguese coast. *Science of the Total Environment*, 273(1): 61-76.

Artigo em preparação para ser submetido ao periódico “Environmental Toxicology and Chemistry”

ARTIGO CIENTÍFICO 2

**NÍVEIS DE MERCÚRIO (Hg) E ISÓTOPOS ESTÁVEIS DE CARBONO (C) E NITROGÊNIO (N) EM ESPÉCIMES DE AGULHÃO-VELA (*Istiophorus platypterus*) E MARLIM-AZUL (*Makaira nigricans*), CAPTURADOS PRÓXIMO À COSTA DE CABO FRIO, SUDESTE DO BRASIL**

Marcelo Tardelli RODRIGUES<sup>1</sup>, Victor Barbosa SARAIVA<sup>1</sup>, Marcelo Gomes de ALMEIDA<sup>2</sup>, Carlos Eduardo de REZENDE<sup>2</sup>, Manildo Marcião de OLIVEIRA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ecotoxicologia e Microbiologia Ambiental (LEMAM) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense (IFF)/Campus Cabo Frio. Estrada Cabo Frio-Búzios, s/nº, Baía Formosa, Cabo Frio-RJ, CEP:

28909-971. E-mail: orcinusorca@terra.com.br; vbsaraiva@gmail.com;  
mmoliveira@iff.edu.br

<sup>2</sup>Laboratório de Ciências Ambientais (LCA)/Centro de Biociências e Biotecnologia - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF). Avenida Alberto Lamego, nº 2000, Parque Califórnia, Campos dos Goytacazes-RJ, CEP: 28013-602. E-mail: marcelogaa@yahoo.com.br; crezende@uenf.br

RESUMO

O consumo de peixes constitui a principal fonte de contaminação de seres humanos por mercúrio (Hg), cujos efeitos sobre a saúde incluem danos ao coração, sistema nervoso central e sistema imunológico. As crianças e fetos são especialmente vulneráveis a problemas de desenvolvimento. Diversos estudos vêm mostrando que peixes oceânicos, como o agulhão-vela, o marlim-azul, espécies de atum e outros peixes predadores, são contaminados, principalmente, a partir da cadeia alimentar, iniciada nos peixes costeiros de águas rasas, diretamente expostos às principais fontes de contaminação oriundas do continente. Outros estudos já demonstraram que as zonas costeiras sofrem uma crescente contaminação por

mercúrio e, se o processo mantiver a curva de crescimento, é possível supor que a contaminação dos peixes oceânicos também será crescente, podendo, por conseqüência, trazer riscos à saúde pública. Os objetivos do estudo foram: determinar as concentrações de Hg total em peixes-de-bico, *Istiophorus platypterus* (agulhão-vela) e *Makaira nigricans* (marlim-azul), capturados próximo à costa da região de Cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro, além de investigar o processo de biomagnificação relacionado aos peixes-de-bico e a *Sardinella brasiliensis* (sardinha-verdadeira), através da análise de isótopos estáveis de C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e N ( $\delta^{15}\text{N}$ ). Entre dezembro de 2012 e janeiro de 2014, foram coletados um total de 22 peixes, sendo 18 *Istiophorus platypterus* e 4 *Makaira nigricans*, além de 13 espécimes de *Sardinella brasiliensis* em 2014. A concentração máxima de Hg encontrada para *Istiophorus platypterus* foi de  $1,2725 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  P.U. (coletado em 2014), enquanto que para *Makaira nigricans* foi de  $6,1353 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  P.U. (coletado em 2013) e para *Sardinella brasiliensis* foi de  $0,0503 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  P.U. (coletado em 2014). O isótopo de  $\text{C}^{13}$  mostrou diferenças entre as dietas dos peixes-de-bico (*M. nigricans*,  $-17,97\text{‰}$  e *I. platypterus*,  $-17,23\text{‰}$ , em 2014) e *S. brasiliensis* ( $-18,75\text{‰}$ ). Para os isótopos estáveis de  $\text{N}^{15}$ , foi observada clara diferença de nível trófico entre *Makaira nigricans* ( $12,20\text{‰}$ ) e *Sardinella brasiliensis* ( $10,49\text{‰}$ ), o que não ocorreu para *Istiophorus platypterus* ( $10,58\text{‰}$ ) e *Sardinella brasiliensis*. Os resultados evidenciam elevadas concentrações de Hg total nas espécies de peixes-de-bico estudadas, com valores acima do limite máximo tolerável para consumo humano, estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS), o que alerta sobre a necessidade de prevenção no consumo dessas espécies, assim como promovem mais estudos sobre esse tema, focando na investigação das vias de contaminação das espécies estudadas.

Palavras-chave: Mercúrio, agulhão-vela, marlim-azul, Cabo Frio.

#### ABSTRACT

Consumption of fish is the main source of contamination of humans by mercury (Hg), whose health effects include damage to the heart, central nervous system and immune system. Children and fetuses are especially vulnerable to developmental problems. Several studies have shown that ocean fish such as sailfish, blue marlin, tuna and other species of predatory fish are contaminated, mainly from the food chain, which started in the coastal fishes of shallow waters, directly exposed to major sources of contamination originating from the continent. Other studies have shown that coastal areas are under increasing contamination by

mercury, and if the process continues the growth curve, it can be assumed that the contamination of ocean fish will also be increasing and may, therefore, bring health risks public. The study objectives were to determine the concentrations of total Hg in billfish, *Istiophorus platypterus* (sailfish) and *Makaira nigricans* (blue marlin), caught off the coast of the region of Cabo Frio, State of Rio de Janeiro, besides to investigate the process of biomagnification related to billfish and *Sardinella brasiliensis* (brazilian sardine) through the analysis of stable isotopes of C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e N ( $\delta^{15}\text{N}$ ). Between December 2012 and January 2014, a total of 22 fish were collected, with 18 *Istiophorus platypterus* and 4 *Makaira nigricans*, and 13 specimens of *Sardinella brasiliensis* in 2014. Maximum concentration of Hg found for *Istiophorus platypterus* was  $1.2725 \mu\text{g.g}^{-1}$  P.U. (collected in 2014), while for *Makaira nigricans* was  $6.1353 \mu\text{g.g}^{-1}$  PU (collected in 2013) and *Sardinella brasiliensis* was  $0.0503 \mu\text{g.g}^{-1}$  P.U. (collected in 2014). The isotope  $\text{C}^{13}$  showed differences between the diets of billfish (*M. nigricans*,  $-17.97\text{‰}$  and *I. platypterus*,  $-17.23\text{‰}$  in 2014) and *S. brasiliensis* ( $-18.75\text{‰}$ ). For stable isotope  $\text{N}^{15}$  clear trophic level difference between *Makaira nigricans* ( $12.20\text{‰}$ ) and *Sardinella brasiliensis* ( $10.49\text{‰}$ ) was observed, which did not occur to *Istiophorus platypterus* ( $10.58\text{‰}$ ) and *Sardinella brasiliensis*. The results show high concentrations of total Hg in the species of billfish studied, with values above the maximum tolerable limit for human consumption established by the World Health Organization (WHO), which warns of the need to prevent the consumption of these species, as well as promote more studies on this theme, focusing on the investigation of the pathways of contamination of the studied species.

Keywords: Mercury, sailfish, blue marlin, Cabo Frio.

## INTRODUÇÃO

Algumas espécies são constantemente utilizadas como indicadores de fluxo de poluentes em ecossistemas aquáticos, sendo utilizadas como monitores biológicos de alterações das características ambientais a partir da poluição (BEEBY, 1993).

Segundo Beeby (2001), os monitores biológicos podem ser separados e classificados em três grupos: as espécies monitoras, que nos possibilitam mensurar o impacto de um determinado grupo poluente, pois têm suas funções e desempenhos prejudicados; as espécies indicadoras, que nos dão idéia da escala da poluição pela sua presença ou ausência no

ambiente; e as espécies sentinelas, que acumulam poluentes em seus tecidos, podendo, porém, não apresentar efeitos toxicológicos significativos.

O mercúrio (Hg) é considerado um poluente global e sob o ponto de vista toxicológico, é um dos metais mais tóxicos e mais estudados (LACERDA e MALM, 2008). Em vertebrados marinhos, sua principal via de absorção é através da dieta, que junto com a baixa taxa de excreção desses animais, leva ao aumento das concentrações do elemento ao longo da cadeia trófica (LEGAT e LAILSON-BRITO, 2010).

Muitos estudos demonstraram que peixes predadores que ocupam níveis tróficos superiores têm concentrações elevadas de Hg, devido à capacidade desse elemento biomagnificar nesses animais através das cadeias alimentares marinhas (BARGAGLI et al., 1998; STORELLI et al., 1998, 2007). Estudos também mostraram que a alta exposição de Hg em humanos está associada com o consumo de peixes predadores contaminados (STORELLI et al., 2002, 2005, 2007).

Peixes predadores migratórios, como os atuns, ocupam posições tróficas altas em ecossistemas marinhos e são importantes recursos pesqueiros para muitas nações. Devido à sua grande capacidade de movimento, a elevada contaminação de Hg em espécies de atuns é um indicador da ampla e elevada poluição mundial desse elemento nos oceanos. Por razão de segurança alimentar, a contaminação por Hg em produtos de atuns importados e locais tem sido uma preocupação constante para muitas nações (U.S. FDA, 2011; WHO, 2008).

Da mesma forma, os peixes-de-bico são peixes migratórios e grandes predadores, ocupando níveis tróficos altos e apresentando ciclo de vida longo (AMORIM et al., 2011), podendo ser utilizados como indicadores da contaminação ambiental por micropoluentes e, do mesmo modo, como sentinelas da saúde ambiental de determinados sistemas aquáticos, em relação à contaminação por Hg.

O agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*), também conhecido como sailfish, é uma espécie oceânica, epipelágica e migratória. A espécie ocorre em águas tropicais e subtropicais e, ocasionalmente, em águas temperadas do Oceano Atlântico e no Mar Mediterrâneo (CARVALHO-FILHO, 1999; MOURATO et al., 2010; AMORIM et al., 2011), entre 40°N e 40°S no Atlântico ocidental e entre 50°N e cerca de 40°S no Atlântico oriental (AMORIM et al., 2011). É amplamente capturado pela frota pesqueira comercial oceânica, realizada em diferentes áreas do Oceano Atlântico, por diversos países, e pela pesca esportiva oceânica (AMORIM et al., 2011). Nas últimas décadas, a população da espécie passou a sofrer uma crescente pressão pesqueira em função do aumento substancial do esforço de pesca, proveniente da pesca comercial com espinhel e da popularização da pesca esportiva em todo

mundo. Consequentemente, seus estoques diminuíram a níveis perigosamente baixos, (RESTREPO et al., 2003; ICCAT, 2006). Com relação a *I. platypterus*, não há proibição de captura e comercialização da espécie em águas jurisdicionais brasileiras (SEAP, 2005).

O marlim-azul (*Makaira nigricans*) também é uma espécie oceânica, epipelágica e migratória, que ocorre em águas tropicais, subtropicais e temperadas em quase todo o Oceano Atlântico, entre as latitudes 50°N e 45°S (NAKAMURA, 1985; SZPILMAN, 2000; AMORIM et al., 2011). A espécie também ocorre no Oceano Pacífico e Índico, (FISHBASE, 1997; LUCKHURST et al., 2006; AMORIM et al., 2011). No Brasil, está em vigor a proibição e comercialização dos marlins-brancos e marlins-azuis em todo o território nacional, através da Instrução Normativa nº 12, de 2005, da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República (SEAP, 2005).

Os alimentos constituem a principal fonte de Hg para pessoas que não possuem exposições ocupacionais e, o pescado e seus derivados, são os que fornecem a maior quantidade de metilmercúrio (MeHg) na alimentação (WHO, 1976).

Apesar da proteção ao marlim-azul em todo o território nacional, uma liminar criada pela própria Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República, autoriza sua pesca e captura em torneios de pesca esportiva oceânica, por pescadores esportivos, em diferentes áreas da costa brasileira. Quando *M. nigricans* é capturado nesses torneios, após sua medição e pesagem, o mesmo é cortado e distribuído para a população local, sendo, às vezes, doado para instituições de caridade e de pesquisa (AMORIM et al., 2011).

A transferência de metais ao longo da cadeia alimentar é uma forma importante de contaminação de espécies predadoras (KEHRIG et al., 2009). No Brasil, alguns trabalhos abordam os aspectos ecológicos relacionados à transferência do mercúrio na cadeia alimentar (KEHRIG et al., 2009a, 2010; DI BENEDITTO et al., 2012). O uso de isótopos estáveis em estudos de ecologia trófica é uma importante ferramenta de estudo de biomagnificação. Os isótopos de C (carbono isótopo 13, -  $\delta^{13}\text{C}$ ) e N (nitrogênio isótopo 15 -  $\delta^{15}\text{N}$ ) são os mais utilizados (BISI et al., 2012). O primeiro indica o comportamento alimentar da espécie e o segundo indica a posição (nível trófico) da espécie na cadeia alimentar. Chasar et al. (2008) realizaram um perfil de mercúrio total (Hg T), metilmercúrio (MeHg) e isótopos estáveis de C e N, observando o perifíton, invertebrados e peixes, revelando a correlação entre os teores de isótopos estáveis de  $\text{C}^{13}$  e  $\text{N}^{15}$  associados a alimentação e a posição dos níveis tróficos, respectivamente.

O presente estudo tem como objetivos, determinar as concentrações de Hg em espécimes de agulhão-vela e marlim-azul, capturados pela frota pesqueira comercial oceânica e pela

pesca esportiva oceânica, respectivamente, próximo à costa do Estado do Rio de Janeiro, além de verificar a biomagnificação do Hg nos mesmos, através de análises de Hg total na sardinha-verdadeira, que é a principal presa do agulhão-vela, e realizar o estudo de assinatura isotópica de C<sup>13</sup> e N<sup>15</sup>.

## MÉTODOS

### Área de Estudo

Localizada no Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil, a região de Cabo Frio (22°53'60''S, 42°00'37''W) apresenta condições favoráveis para o desenvolvimento de atividades pesqueiras. Essa região apresenta duas características relevantes importantes: uma singular projeção oceânica em relação ao litoral, principalmente na localidade de Arraial do Cabo, tornando-a um dos pontos da costa brasileira que mais avança em direção ao mar, e a presença do fenômeno da ressurgência, fazendo com que ocorra o afloramento ou subida das águas frias profundas ricas em nutrientes. O fenômeno inicia-se no mês de outubro, podendo até chegar ao mês de abril, apresentando picos nos meses de janeiro e fevereiro. Nesse período, o vento predominante é o nordeste e sob essas condições, a temperatura pode atingir em média 16°C à superfície. Ocorre o inverso nos meses de inverno e nos meses anteriores, mantendo-se a temperatura a níveis mais altos, além dos 24°C (VALENTIN, 1994).

### Coleta de dados

As informações referentes à atividade de pesca e aos espécimes capturados e utilizados durante o estudo, foram devidamente registradas em fichas de coleta de campo padronizadas, que continham as seguintes informações: data, hora, local de coleta, observador/coletor/pesquisador, nome da embarcação, tipo de embarcação, origem da embarcação, comprimento da embarcação, largura da embarcação, apetrecho, número de anzóis, área/local de pesca, milhas náuticas, coordenadas geográficas, profundidade, espécie, comprimento total (CT) – (medida entre a ponta do focinho, maxila ou bico, e uma das extremidades/pontas da nadadeira caudal), comprimento médio ou zoológico (CM ou CZ) – (medida entre a ponta do focinho, maxila ou bico, e a bifurcação ou forquilha da nadadeira caudal), comprimento padrão (CP) – (medida entre a ponta do focinho, maxila ou bico, e a



extremidade ou final do pedúnculo caudal), peso máximo, sexo, grau de maturação gonadal e conteúdo estomacal.

#### Coleta de amostras

Todos os peixes analisados foram capturados próximo à costa da região de Cabo Frio e desembarcados na região em questão. Os espécimes de agulhão-vela foram coletados durante desembarques pesqueiros realizados na empresa BRASPESCA, entre dezembro de 2012 e fevereiro de 2013, e em janeiro de 2014, ou seja, na primavera e no verão. Já os espécimes de marlim-azul foram coletados durante o XX e XXI Cabo Frio Marlin Invitational, torneio de pesca esportiva oceânica, realizado na subsede do Iate Clube do Rio de Janeiro (ICRJ), em fevereiro de 2013 e janeiro de 2014, ou seja, no verão. Em seguida, os indivíduos coletados foram levados para o Laboratório de Ecotoxicologia e Microbiologia Ambiental (LEMAM) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense (IFF), Campus Cabo Frio e, logo após, dissecados e analisados.

#### Análise de maturação gonadal

Com relação ao estudo do ciclo reprodutivo dos espécimes coletados, foi realizada a análise das gônadas, com o objetivo de determinar o sexo e o estágio ou grau de maturação/desenvolvimento gonadal de cada indivíduo. Para isso, foi utilizado como base o método/glossário desenvolvido por Arfelli e Amorim (1981).

**Tabela 1:** Método/glossário de classificação do grau de maturação gonadal de machos e fêmeas de agulhão-vela, utilizado também para marlim-azul, segundo Arfelli e Amorim (1981).

Grau ou estágio de maturação gonadal	Machos	Fêmeas
A	Gônadas vestigiais com cor pálida, com difícil diferenciação entre os sexos. Nunca reproduzido.	Gônada vestigial de cor pálida, com difícil diferenciação entre os sexos. Nunca reproduzido.
B1	Início da maturação. Gônadas com cor branca e pouco desenvolvidas.	Adulto. Início da maturação. Gônadas mais rígidas que no estágio anterior, apresentando cor amarelo-opaco.
B2	Testículos esbranquiçados. Gônadas	Gônadas começam a ter mais volume,

	começam a ganhar volume.	cor amarela e são mais rígidas. Ovos não-visíveis a olho nu.
B3	Testículo branco-leitoso e gônadas desenvolvidas.	Gônadas mais finas e com mais volume, apresentando irrigação moderada. Ovos definidos.
C1	Gônada com cor ligeiramente rosa, desenvolvida e irrigada.	Gônada irrigada, bem desenvolvida, com cor amarelo-alaranjado. Gameta visível a olho nu.
C2	Gônada com cor rosa, muito irrigada, e testículos liberando sêmen quando pressionados.	Gônada muito irrigada, apresentando gotejamento e cor laranja
C3	Gônada com cor rosa, irrigada e flácida, liberando sêmen quando o abdômen é ligeiramente pressionado.	Gônada muito irrigada e flácida. Ovos translúcidos pingando quando o abdômen é ligeiramente pressionado.
D	Testículo vazio e gametas imperceptíveis.	Ovário vazio, ovos em atresico e gametas imperceptíveis.

#### Análise de mercúrio

Ainda no Laboratório de Ecotoxicologia e Microbiologia Ambiental (LEMAM), foram extraídas através de dissecação, amostras de 50-80g de tecido muscular (região dorsal anterior) de cada indivíduo. Em seguida, as amostras foram estocadas em sacos de polietileno tipo “zip”, lavados com ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) 5% e, logo após, enviadas para o Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), onde foram imediatamente liofilizadas e, posteriormente, processadas e digeridas com mistura ácida oxidante em microondas com sistema fechado (CEM-XPRESS). As concentrações de Hg foram determinadas através da técnica de espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente com gerador de vapor a frio (CV-ICP-OES) e do espectrômetro de absorção atômica (ICP-OES), modelo Varian 720 ES.

#### Análise de conteúdo estomacal

A análise do conteúdo estomacal foi realizada com o objetivo de se estudar os hábitos alimentares dos espécimes de agulhão-vela e marlim-azul coletados, e dessa forma, identificar que espécies foram consumidas por esses indivíduos durante sua permanência na costa brasileira, principalmente na costa da região sudeste, que vai de outubro a março, com picos nos meses de novembro, dezembro e janeiro. Para a identificação dos itens alimentares,

utilizou-se bibliografia referente ao assunto, tais como artigos científicos, guias de identificação de peixes da costa brasileira e livros referentes a peixes-de-bico (NAKAMURA, 1985; CARVALHO-FILHO, 1999; SZPILMAN, 2000; PIMENTA et al., 2005; AMORIM et al., 2011).

#### Composição elementar e isotópica de C e N

A composição elementar e isotópica de C e N foi determinada a partir de uma massa de aproximadamente 0,5 mg de tecido muscular em cápsula de estanho (Sn). A determinação dos teores de carbono e nitrogênio foi realizada no Analisador Elementar Flash 2000 (Organic Elemental Analyzer - Thermo Scientific). Os valores foram expressos em percentual (%), sendo a precisão obtida com três repetições, realizadas a cada 20 amostras. O nível de reprodutibilidade analítica dentro da mesma amostra foi a partir de 95 % (MEYERS, 1994). O limite de detecção para C e N, foi de 0,05% e de 0,02%, respectivamente.

Para a determinação dos isótopos estáveis de C e N (razão isotópica  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  e  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ), foram pesados cerca de 0,5 mg de tecido muscular em cápsulas de estanho (Sn). As razões isotópicas foram determinadas em espectrômetro de massa isotópica Thermo Finnigan Delta V Advantage, acoplado a um analisador elementar Flash 2000, onde foi feita a combustão. Os compostos orgânicos, oxidados na presença de oxigênio ultrapuro e de catalisador, foram transformados em  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ . Estes gases são separados em linha por cromatografia antes da análise isotópica que também se processa em linha. Os resultados são obtidos inicialmente relativos a padrões de trabalho para depois serem expressos em relação ao carbonato da formação Pee Dee (Belemnite) para  $\delta^{13}\text{C}$ , e em relação ao  $\text{N}_2$  atmosférico para  $\delta^{15}\text{N}$ . A precisão da análise é de 0,1‰ (MEYERS, 1994; PINEGAR e POLUNIN, 1999; KENNEDY et al., 2005).

## RESULTADOS

Entre dezembro de 2012 e janeiro de 2014, foram coletados um total de 22 peixes, sendo 18 agulhões-vela e 4 marlins-azuis. O comprimento total (CT) dos indivíduos de *I. platypterus* variou de 1,70 a 2,22 m, e o peso variou de 16 a 38 kg. Já nos indivíduos de *M. nigricans*, o comprimento total (CT) variou de 2,88 a 3,74 m, e o peso variou de 187,4 a 278,8 kg. Os espécimes de agulhão-vela e marlim-azul foram capturados próximo à costa da região de Cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil, pela frota pesqueira comercial

oceânica e pela pesca esportiva oceânica, respectivamente. Enquanto *I. platypterus* foi capturado à distâncias de 19 e 25 milhas da costa e à profundidades de 117 e 120 metros, *M. nigricans* foi capturado à distâncias de 33 e 35 milhas e à profundidades de 100 a 130 metros (Tabela 2).

**Tabela 2:** Informações referentes à pesca e às características dos espécimes de agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) e marlim-azul (*Makaira nigricans*) capturados próximo à costa da região de Cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.

Nº	Espécie	Milhas da costa de Cabo Frio-RJ	Coordenadas geográficas	Profundidade (m)	Comprimento total (m)	Peso total (kg)
1	Agulhão-vela	25	23°10'32"S, 42°20'35"W	120	2,06	16
2	Agulhão-vela	25	23°10'32"S, 42°20'35"W	120	2,22	36
3	Agulhão-vela	19	23°10'38"S, 42°30'43"W	117	2,03	32
4	Agulhão-vela	19	23°10'38"S, 42°30'43"W	117	1,85	28
5	Agulhão-vela	19	23°10'38"S, 42°30'43"W	117	1,88	33
6	Agulhão-vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	1,86	32
7	Agulhão-vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	1,83	36
8	Agulhão-vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	1,83	28
9	Agulhão-vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	1,80	30
10	Agulhão-vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	1,78	25
11	Agulhão-vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	2,03	36
12	Agulhão-vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	1,70	27
13	Agulhão-vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	1,73	31
14	Agulhão-vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	1,76	23

15	Agulhão- vela	20	23°18'36"S, 42°23'35"W	120	1,75	28
16	Agulhão- vela	20	23°20'35"S, 42°25'36"W	120	1,78	30
17	Agulhão- vela	20	23°20'35"S, 42°25'36"W	120	1,75	29
18	Agulhão- vela	20	23°20'35"S, 42°25'36"W	120	1,80	38
19	Marlim- azul	35	23°41'53"S, 41°58'23"W	130	2,88	268,2
20	Marlim- azul	35	23°38'18"S, 41°59'36"W	110	2,36	194
21	Marlim- azul	33	23°31'38"S, 41°03'25"W	100	3,74	278,8
22	Marlim- azul	33	23°47'54"S, 41°40'23"W	130	3,19	187,4

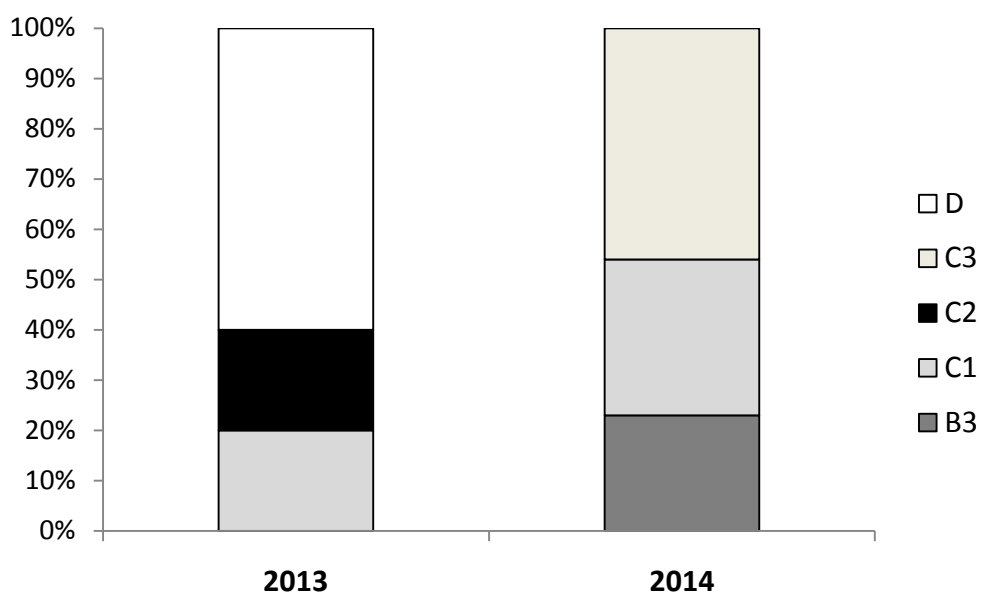
Através de análise das gônadas coletadas, foi possível determinar o sexo e o grau ou estágio de maturação sexual de cada indivíduo (Tabela 3). No total, foram analisadas 22 gônadas, sendo 18 de agulhão-vela e 4 de marlim-azul. Foram identificados 5 machos adultos e 13 fêmeas adultas de agulhão-vela, com 5 indivíduos em Estágio C1 (2 machos e 3 fêmeas), 1 indivíduo em Estágio C2 (1 fêmea), 6 indivíduos em Estágio C3 (6 fêmeas), 3 indivíduos em Estágio B3 (3 machos) e 3 indivíduos em Estágio D (3 fêmeas), (Figura 1). Com relação ao marlim-azul, foram identificados 1 macho adulto e 3 fêmeas adultas, com 1 indivíduo em Estágio B1 (fêmea), 1 indivíduo em Estágio B3 (fêmea) e 2 indivíduos em Estágio D (1 macho e 1 fêmea), (Figura 2). No ano de 2013, houve prevalência de Estágio D nas duas espécies de peixe-de-bico.

**Tabela 3:** Informações referentes ao sexo e ao grau/estágio de maturação gonadal dos espécimes de agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) e marlim-azul (*Makaira nigricans*) analisados.

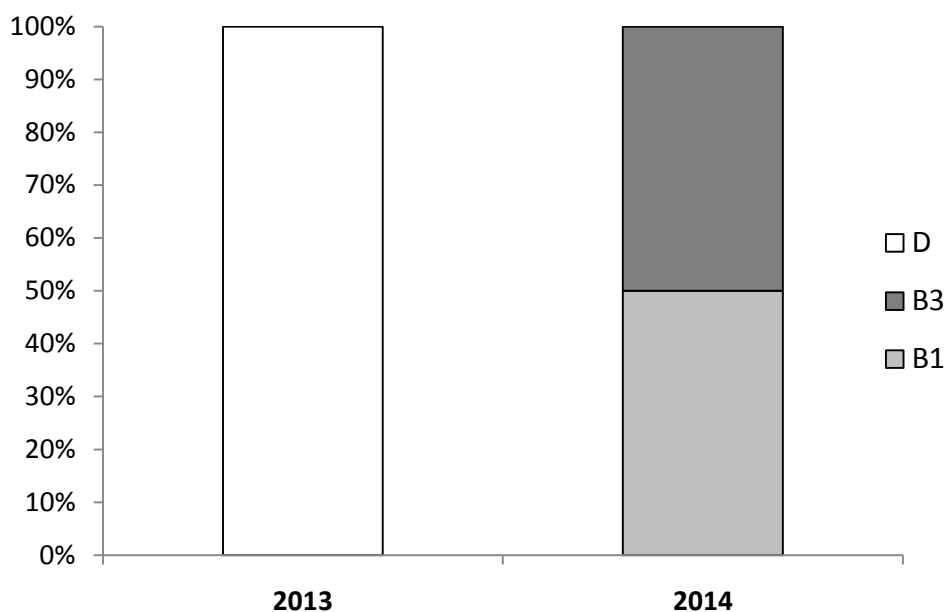
Nº	Espécie	Sexo	Grau/estágio de maturação gonadal
1	Agulhão-vela	Macho	Estágio C1
2	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C2
3	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio D

4	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio D
5	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio D
6	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C3
7	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C3
8	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C1
9	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C3
10	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C1
11	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C3
12	Agulhão-vela	Macho	Estágio C1
13	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C1
14	Agulhão-vela	Macho	Estágio B3
15	Agulhão-vela	Macho	Estágio B3
16	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C3
17	Agulhão-vela	Macho	Estágio B3
18	Agulhão-vela	Fêmea	Estágio C3
19	Marlim-azul	Fêmea	Estágio D
20	Marlim-azul	Macho	Estágio D
21	Marlim-azul	Fêmea	Estágio B3
22	Marlim-azul	Fêmea	Estágio B1
<b>Total</b>			Estágio C3 (estágio predominante)

Os machos, no estágio C3, apresentam gônada com cor rosa, irrigada e flácida, liberando sêmen quando o abdômen é ligeiramente pressionado. Já as fêmeas, apresentam gônada muito irrigada e flácida, com ovos translúcidos pingando quando o abdômen é ligeiramente pressionado (ARFELLI e AMORIM, 1981).



**Figura 1** – Percentual de estágios gonadais em *I. platypterus* coletados no estudo.



**Figura 2** – Percentual de estágios gonadais em *M. nigricans* coletados no estudo.

Em 2013, a concentração mínima de Hg encontrada para *Istiophorus platypterus* foi de 0,2329 e a máxima foi de 0,3851 ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  P.U.), enquanto que para *Makaira nigricans* a concentração mínima foi de 4,9431 e a máxima foi de 6,1353 ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  P.U.), estando estes últimos acima do limite máximo recomendável para consumo humano, estabelecido pela

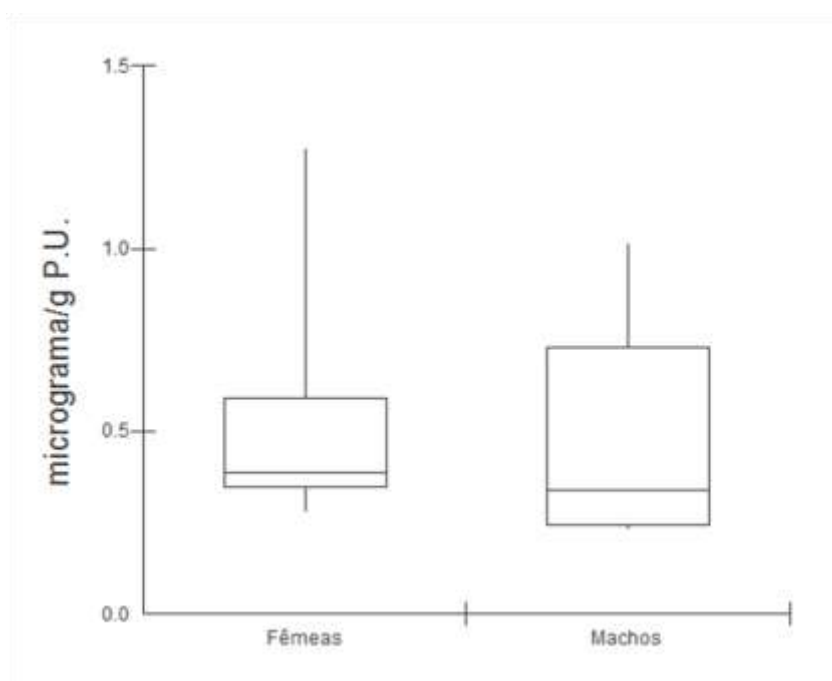
Organização Mundial de Saúde (OMS), que é de 0,5  $\mu\text{g/g}$  (micrograma de mercúrio por grama de tecido muscular) para peixes não-carnívoros e produtos da pesca, e 1  $\mu\text{g/g}$  para peixes carnívoros. Em 2014, a concentração mínima encontrada para *I. platypterus* foi de 0,2457 e a máxima foi de 1,2725 ( $\mu\text{g.g}^{-1}$  P.U.), tendo sido encontrado mais um peixe com teor de Hg acima de 1,0  $\mu\text{g.g}^{-1}$  P.U. Em *M. nigricans* houve queda no teor de Hg total, tendo sido encontrado a concentração mínima de 2,1880 e a máxima de 2,3078 ( $\mu\text{g.g}^{-1}$  P.U.), estando estes valores ainda acima do valor máximo estabelecido pela OMS, (Tabela 4 e Figura 3). Entre os sexos de *I. platypterus* não foi observado diferença significativa no teor de Hg, quando comparados todos os espécimes coletados nos anos de 2013 e 2014. Porém, as fêmeas de ambas as espécies foram as que apresentaram os maiores teores de Hg, fato este que pode estar relacionado com a idade, o tamanho e o peso dos espécimes coletados, pois as mesmas atingem, ao longo da vida, comprimento e peso maiores que os dos machos (Figura 3). Em *M. nigricans* não foi possível realizar esta análise devido ao baixo número de machos coletados.

**Tabela 4:** Concentrações de Hg total encontradas em espécimes de agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) e marlim-azul (*Makaira nigricans*) por sexo, capturados próximo à costa de Cabo Frio, sudeste do Brasil.

Nº	Espécie	Sexo	Nível/Teor de mercúrio (Hg) $\mu\text{g.g}^{-1}$ peso úmido
1	Agulhão-vela	Macho	0,2329
2	Agulhão-vela	Fêmea	0,3511
3	Agulhão-vela	Fêmea	0,2936
4	Agulhão-vela	Fêmea	0,3851
5	Agulhão-vela	Fêmea	0,3487
6	Agulhão-vela	Fêmea	0,2772
7	Agulhão-vela	Fêmea	0,5940
8	Agulhão-vela	Fêmea	0,4981
9	Agulhão-vela	Fêmea	0,5254
10	Agulhão-vela	Fêmea	0,6163
11	Agulhão-vela	Fêmea	0,3617
12	Agulhão-vela	Macho	1,0124
13	Agulhão-vela	Fêmea	0,3458



14	Agulhão-vela	Macho	0,3381
15	Agulhão-vela	Macho	0,7289
16	Agulhão-vela	Fêmea	0,7255
17	Agulhão-vela	Macho	0,2457
18	Agulhão-vela	Fêmea	1,2725
19	Marlim-azul	Fêmea	6,1353
20	Marlim-azul	Macho	4,9431
21	Marlim-azul	Fêmea	2,3078
22	Marlim-azul	Fêmea	2,1880



**Figura 3** - Teor de Hg entre os sexos de *Istiophorus platypterus* coletados no estudo.

Com relação ao conteúdo estomacal, foram analisados os estômagos de 18 indivíduos de agulhão-vela e de 4 de indivíduos de marlim-azul (Tabela 5). Nos estômagos de agulhão-vela foram encontrados os seguintes itens: sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*/n°=26), peixe-lua (*Mola mola*/n°=23), peixe não identificado (n°=14), espécie de lula não identificada (*Loligo sp.*/n°=10), peixe-voador-oceânico (*Exocoetus volitans*/n°=2), bonito-cachorro (*Auxis thazard thazard*/n°=1), anzol (n°=1), pedaço de plástico (n°=1) e estômago vazio (n°=3). Já nos estômagos de marlim-azul, foram encontrados os seguintes itens: bonito-cachorro (*Auxis*

*thazard thazard* (n°=7), dourado (*Coryphaena hippurus*/n°=1), peixe não identificado (n°=1) e anzol (n°=1).

**Tabela 5:** Itens alimentares encontrados em estômagos de espécimes de agulhão-vela e marlim-azul capturados próximo à costa da região de Cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.

Nº	Espécie	Itens alimentares	Total
1	Agulhão-vela	2 peixes não identificados	2
2	Agulhão-vela	3 peixes não identificados	3
3	Agulhão-vela	-	-
4	Agulhão-vela	-	-
5	Agulhão-vela	4 peixes não identificados	4
6	Agulhão-vela	2 peixes não identificados, 8 peixes-lua e 1 lula	11
7	Agulhão-vela	1 peixe não identificado, 3 lulas e 1 pedaço de plástico	5
8	Agulhão-vela	2 peixes não identificados e 5 peixes-lua	7
9	Agulhão-vela	3 sardinhas parcialmente digeridas	3
10	Agulhão-vela	3 sardinhas parcialmente digeridas, 5 peixes-lua e 1 anzol	9
11	Agulhão-vela	1 bonito-cachorro parcialmente digerido e 5 peixes-lua	6
12	Agulhão-vela	3 sardinhas	3
13	Agulhão-vela	2 sardinhas parcialmente digeridas	2
14	Agulhão-vela	-	-
15	Agulhão-vela	5 sardinhas	5
16	Agulhão-vela	2 peixes-voadores e 1 lula	3
17	Agulhão-vela	5 sardinhas	5
18	Agulhão-vela	5 sardinhas parcialmente digeridas e 5 lulas	10
19	Marlim-azul	2 bonitos-cachorro inteiros	2
20	Marlim-Azul	3 bonitos-cachorro inteiros e 1 anzol	4
21	Marlim-azul	1 dourado inteiro parcialmente digerido	1
22	Marlim-azul	2 bonitos-cachorro inteiros e 1 peixe não identificado	3
<b>Total</b>			<b>88</b>

Como o principal item da alimentação de *I. platypterus* foi a sardinha-verdadeira, analisou-se os teores de Hg total em espécimes de *Sardinella brasiliensis* coletadas em 2014, que apresentaram valores entre 0,0173 e 0,0503 ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  P.U.), (Tabela 6).

**Tabela 6:** Concentrações de Hg total encontradas em espécimes de sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) capturados próximo à costa de Cabo Frio, sudeste do Brasil.

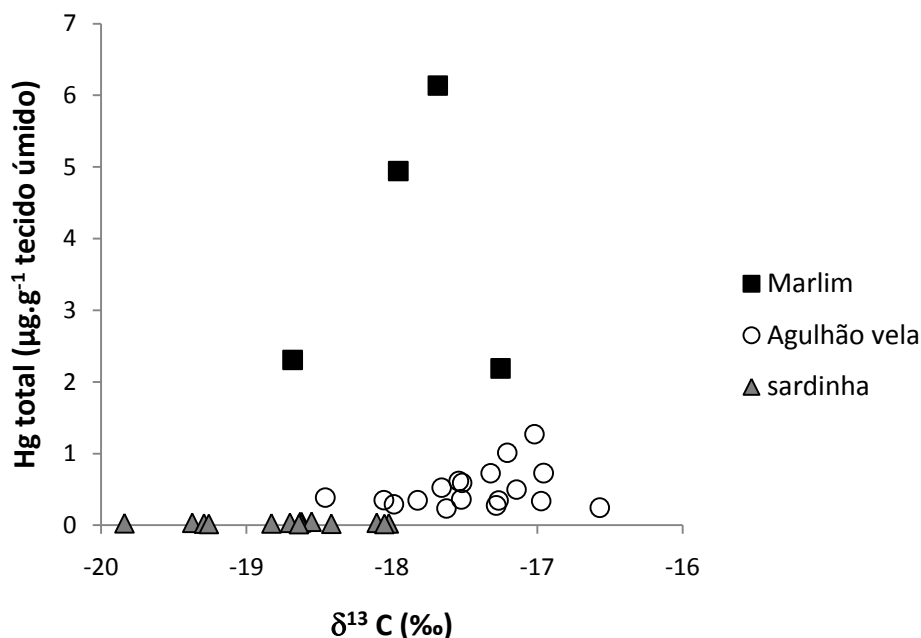
Nº	Espécie	Nível/Teor de mercúrio (Hg) $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso úmido
1	Sardinha-verdadeira	0,0472
2	Sardinha-verdadeira	0,0503
3	Sardinha-verdadeira	0,0359
4	Sardinha-verdadeira	0,0284
5	Sardinha-verdadeira	0,0351
6	Sardinha-verdadeira	0,0272
7	Sardinha-verdadeira	0,0268
8	Sardinha-verdadeira	0,0246
9	Sardinha-verdadeira	0,0354
10	Sardinha-verdadeira	0,0197
11	Sardinha-verdadeira	0,0189
12	Sardinha-verdadeira	0,0173
13	Sardinha-verdadeira	0,0223

A assinatura isotópica de C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) indicou que *Istiophorus platypterus* e *Makaira nigricans* apresentam comportamento alimentar semelhante, enquanto que *Sardinella brasiliensis* apresenta dieta diferenciada, com valores menores de  $\delta^{13}\text{C}$  (Tabela 7). A assinatura isotópica de N ( $\delta^{15}\text{N}$ ) demonstrou que *Makaira nigricans* encontra-se em nível trófico superior ao do *Istiophorus platypterus* (valor de  $\delta^{15}\text{N}$  menor), (Tabela 7).

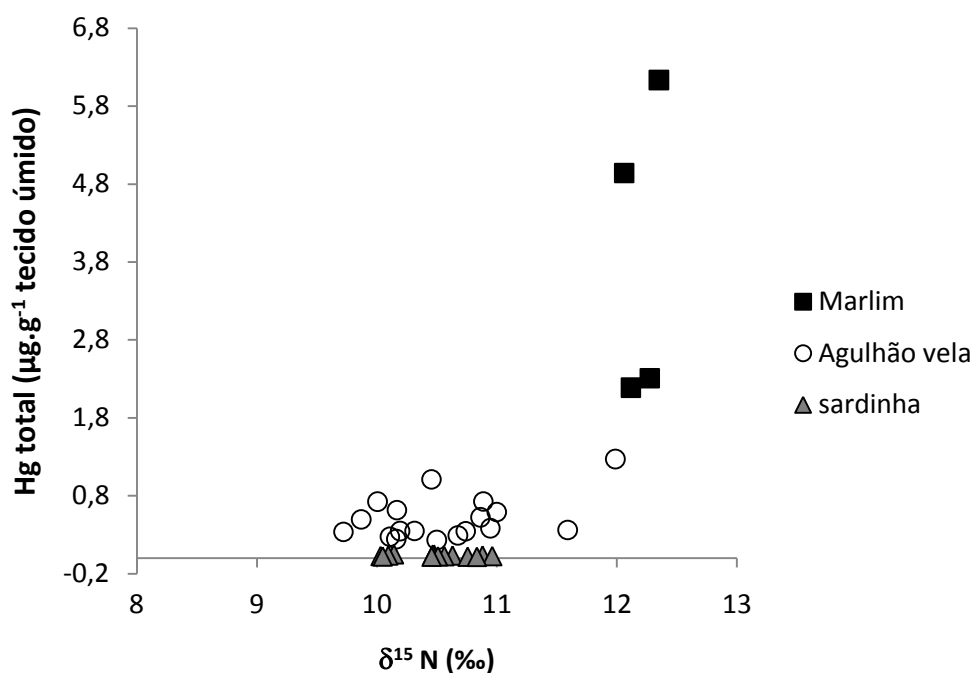
**Tabela 7:** Teores de Hg total e assinatura isotópica de C e N ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) encontradas em espécimes de agulhão-vela, marlim-azul e sardinha-verdadeira, capturados entre os anos de 2013 e 2014, na costa do Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.

Espécies	Hg total ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso úmido)		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	
	2013	2014	2013	2014	2013	2014
Agulhão-vela ( <i>Istiophorus platypterus</i> )	0,322± 0,060 (5)	0,580± 0,301 (13)	-17,99± 0,31	-17,23± 0,3	10,52± 0,3	10,58± 0,68
Marlim-azul ( <i>Makaira nigricans</i> )	5,539± 0,843 (2)	2,248± 0,085 (2)	-17,82± 0,19	-17,97± 1,01	12,21± 0,21	12,20± 0,11
Sardinha - verdadeira ( <i>Sardinella brasiliensis</i> )	-	0,03± 0,01 (13)	-	-18,75± 0,56	-	10,49± 0,33

A correlação entre o teor de Hg e a assinatura isotópica de C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) indicou que o maior acúmulo de Hg acompanha também o aumento no teor de  $\delta^{13}\text{C}$  (Figura 4). Enquanto que a correlação entre o teor de Hg e a assinatura isotópica de N ( $\delta^{15}\text{N}$ ) indicou ser positiva para as espécies envolvidas no estudo (Figura 5). Em *Makaira nigricans*, os teores de Hg total e isótopo  $\text{N}^{15}$  estável, confirmam a posição de alto nível trófico dos espécimes analisados (Figura 5).

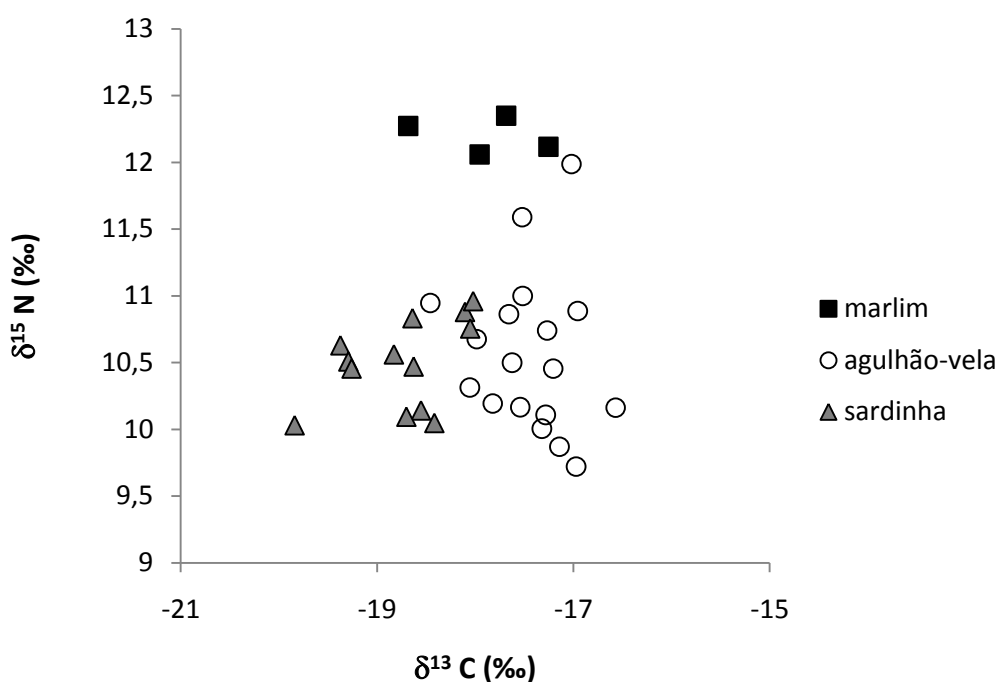


**Figura 4** - Relação entre os teores de Hg total e a assinatura isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  nos peixes coletados no estudo.



**Figura 5** – Relação entre os teores de Hg total e a assinatura isotópica de  $\delta^{15}\text{N}$  nos peixes coletados no estudo.

A correlação entre a assinatura isotópica (teores de isótopos estáveis) de C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e de N ( $\delta^{15}\text{N}$ ) indicou que *Makaira nigricans* e *Istiophorus platypterus* apresentam comportamento alimentar semelhante e, por isso, ocupam níveis altos na cadeia trófica, com *M. nigricans* ocupando o nível mais alto. Com relação à *Sardinella brasiliensis*, a comparação entre as assinaturas isotópicas demonstrou que a espécie apresenta comportamento alimentar diferente das espécies predadoras estudadas, ocupando o nível trófico mais baixo entre as espécies analisadas (Figura 6).



**Figura 6** – Relação entre a assinatura isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  nos peixes coletados no estudo.

## DISCUSSÃO

Em ecossistemas aquáticos, peixes são considerados bons indicadores da saúde global do sistema, devido à sua posição relativamente elevada na cadeia alimentar (BAEYENS et al, 2003).

Quanto mais alto for o nível trófico de uma espécie na cadeia trófica, maior será a concentração de Hg e de MeHg em seus tecidos e órgãos (BELTRAN-PEDREROS et al., 2011). Em nosso estudo, foram coletados espécies de topo de cadeia alimentar, conhecidos como peixes-de-bico (agulhão-vela e marlim-azul), além de sardinhas (sardinha-verdadeira), consideradas presas. No mesmo estudo, encontramos Hg nas espécies *I. platypterus* e *M. nigricans*, com teores altos de Hg total em *M. nigricans*. Esta mesma espécie, capturada na costa leste dos Estados Unidos, também apresentou altos teores de Hg total, com valores que chegaram a até  $15 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de peso úmido (BARBER e WHALING, 1983). Os teores de Hg apresentados foram bem maiores do que os encontrados no nosso estudo, mesmo com espécimes de tamanhos semelhantes (entre 1 e 4 m). Em outro estudo, Soto-Jiménez et al., (2010), coletaram espécimes de marlim-listrado (*Tetrapturus audax*) e agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) no Golfo da Califórnia, no México, e encontraram valores médios de

$1.48 \pm 0.93 \mu\text{g g}^{-1}$  e  $1.72 \pm 0.61 \mu\text{g g}^{-1}$ , respectivamente. Neste mesmo estudo, os autores ressaltam sobre o risco de ingestão de Hg para a saúde humana, como, por exemplo, danos ao sistema nervoso e interferência no desenvolvimento intelectual e físico, principalmente em crianças de 0 a 6 anos que consumirem estas espécies via dieta, já que no México, não existe legislação que limite o consumo destas espécies, que são vendidas livremente.

A assinatura isotópica ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) é utilizada para avaliar o comportamento alimentar e o nível trófico das espécies analisadas. Senn et al., (2010), estudando espécies de peixes oceânicos e costeiros, fez uma correlação positiva ( $r^2=0,77$  e  $0,84$ , respectivamente, para  $p<0,001$ ), entre o teor de MeHg (metilmercúrio) e  $\delta^{15}\text{N}$ , aplicando modelo de regressão, usando  $\log[\text{MetilHg}] \times \delta^{15}\text{N} (\text{‰})$ . Este resultado sugeriu que a posição trófica das espécies foi determinante para a maior acumulação de MeHg. Di Benedetto et al., (2013), utilizando  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$ , identificaram as diferenças de comportamento alimentar e acúmulo de Hg total, durante a ontogenia em peixe-espada (*Trichiurus lepturus*). Por outro lado, Sherman e Blum (2013) não observaram tal relação na ontogenia de Largemouth bass/black bass (*Micropterus salmoides*).

No trabalho atual, a assinatura isotópica com  $\delta^{13}\text{C}$ , indicou que duas das três espécies analisadas apresentaram comportamento alimentar semelhante (*Istiophorus platypterus* e *Makaira nigricans*). A assinatura isotópica com  $\delta^{15}\text{N}$  apresentou correlação ( $r^2=0,507$ ) positiva com Hg total, confirmando a relação de maior teor acumulado de Hg total em espécies de nível trófico mais elevado (*M. nigricans*).

A correlação entre  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  não foi significativa ( $r^2=0,021$ ), indicando que não houve incremento de assimilação de isótopos, principalmente de N. Endo et al., (2009), observaram uma correlação significativa ( $r^2=0,735$ ) entre  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  em *Squalus acanthias* (spiny dogfish), indicando que ocorreu incremento dos isótopos relacionado aos níveis tróficos e devido ao crescimento que apresentou variação entre os espécimes machos e fêmeas.

O desenvolvimento gonadal pode ser influenciado pela ingestão de metilmercúrio (MeHg) através da dieta. Em trabalho realizado com *Pimephales promelas* (fathead minnow), observou-se aumento de apoptose em folículo ovariano exposto a  $0,87 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $3,93 \mu\text{g.g}^{-1}$  de Hg. Este fato reduz a produção de  $17\beta$  estradiol e o tamanho do ovário das fêmeas (DREVNICK e SANDHEINRICH, 2003). Em nosso estudo, metade dos espécimes de *M. nigricans* capturados (1 macho e 1 fêmea) estava com as gônadas (testículo e ovário) vazias.

Órgãos internacionais diversos recomendam limites máximos de mercúrio (Hg) e metilmercúrio (MeHg) para o pescado. Apesar desses limites definidos, é extremamente

importante monitorar as espécies comercializadas e considerar a frequência de consumo de pescado em determinadas regiões do mundo, principalmente nas regiões costeiras, para avaliar os riscos potenciais da ingestão de Hg à saúde humana, que está diretamente relacionado com a poluição ambiental e os hábitos locais.

Diversos episódios envolvendo a contaminação da população por metilmercúrio (MeHg) através do consumo de alimentos já ocorreram no mundo (FERREIRA et al., 2012). Os peixes podem absorver em seus tecidos e órgãos concentrações de Hg presentes no ambiente, através das brânquias, do tegumento e da alimentação. A capacidade de acumulação do Hg, bem como a quantidade do elemento presente no peixe, depende principalmente da quantidade e biodisponibilidade da forma química em que o mesmo está no ambiente, e varia de acordo com a espécie, tamanho do indivíduo, hábito alimentar, comprimento, peso, idade e mobilidade (FERREIRO, 1976).

## CONCLUSÃO

As altas concentrações de Hg nos espécimes de *I. platypterus* e *M. nigricans* podem ser devido ao fato dessas espécies possuírem hábito alimentar carnívoro, o que indica que o acúmulo de Hg pode ser maior devido a biomagnificação ao longo da cadeia trófica, já que ambas as espécies se alimentam de espécies de níveis tróficos maiores, que por estarem em uma posição mais elevada na cadeia alimentar, apresentam-se mais contaminados.

As concentrações de Hg presentes nos espécimes analisados também podem estar relacionadas com a idade, o comprimento e o peso dos mesmos, pois sabe-se que espécies de peixes carnívoros que possuem ciclo de vida longo, grande comprimento e peso elevado, tendem a acumular maiores concentrações do elemento ao longo da vida. Entretanto, os teores de Hg encontrados nos indivíduos estudados, quando comparados com os teores encontrados nas mesmas espécies no Hemisfério Norte, indicam menor grau de contaminação.

Os valores de Hg e N ( $\delta^{15}\text{N}$ ) confirmam a ordem decrescente de nível trófico esperada na cadeia trófica, com marlim-azul>agulhão-vela>sardinha.

Os resultados obtidos neste trabalho demonstraram elevadas concentrações de Hg nos tecidos musculares dos espécimes de *I. platypterus* e *M. nigricans* analisados. Este fato alerta não apenas para a prevenção no consumo desses peixes, como também novas investigações sobre esse tema, focando nas vias de contaminação dos indivíduos estudados pela cadeia alimentar.



## AGRADECIMENTOS

O Prof. Carlos Eduardo Rezende recebe apoio financeiro do projeto INCT-CNPQ Proc. No 573.601/08-9 e FAPERJ (E26/102.945/2014). Marcelo Gomes de Almeida possui apoio do Proc. No CNPQ 400963/2012-4 através de bolsa de Pós-Doutorado vinculado ao projeto “A reassessment of organic matter fluxes across the land sea interface in Brazil”, sob supervisão do Dr. Carlos Eduardo de Rezende.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORIM, A. F.; PIMENTA, E. G.; AMORIM, M. C. C. **Peixes-de-bico do Atlântico**. Prol Editora Gráfica, São Paulo, 108 p., 2011.

ARFELLI, C. A.; AMORIM, A. F. **Estudo biológico-pesqueiro do agulhão-vela *Istiophorus platypterus* (Shaw and Nodder, 1791) no sudeste e sul do Brasil (1971 a 1980)**. Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, v. 8, n. (único), p. 9-22, 1981.

BAEYENS, W.; LEERMAKERS, M.; PAPINA, T.; SAPRYKIN, A.; BRION, N.; NOYEN, J.; DE-GEITER, M.; ELSKENS, M.; GOYENS, L. **Bioconcentration and biomagnification of mercury and methylmercury in North Sea and Scheldt Estuary fish**. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 45, p. 498-508, 2003.

BARBER, R. T.; WHALING, P. J. **Mercury in marlin and sailfish**. Marine Pollution Bulletin v. 14, n. 10, p. 395-396, 1983.

BARGAGLI, R.; MONACI, F.; SANCHEZ-HERNANDEZ, J. C.; CATENI, D. **Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web**. Marine Ecology Progress Series, Germany, v. 169, p. 65-76, 1998.

BEEBY, A. **Applying Ecology**. Ed. Chapman & Hall, London, UK., 441p., 1993.

BEEBY, A. **What do sentinels stand for?** Environmental Pollution, v. 112, p. 285-298, 2001.

BELTRAN-PEDREIROS, S.; ZUANON, J.; LEITE, R. G.; PELEJA, J. R. P.; MENDONÇA, A. B.; FORSBERG, B. R. **Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake**. Neotropical Ichthyology, v. 9, n. 4, p. 901-908, 2011.

BISI, T. L.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O. **Ecologia alimentar em mamíferos marinhos: técnicas de estudo**. Oecologia Australis, v.16, n. 2, p. 210-234, 2012

CARVALHO-FILHO, A. **Peixes: costa brasileira**. Editora Melro, São Paulo, 320 p., 1999.  
CHASAR, L. C.; SCUDDER, B. C.; BELL, A. H.; WENTZ, D. A.; BRIGHAM, M. E. **Total mercury, methylmercury, and carbon and nitrogen stable isotope data for biota from selected streams in Oregon, Wisconsin, and Florida, 2002–04**. Data Series Report 349, U.S. Geological Survey, 10 p., 2008.

DI BENEDITTO, A. P. M.; BITTAR, V. T.; CAMARGO, P. B.; REZENDE, C. E.; KEHRIG, H. A. **Mercury and Nitrogen Isotope in a Marine Species from a Tropical Coastal Food Web**. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 62, n. 2, p. 264-271, 2012.

DI BENEDITTO, A. P. M.; BITTAR, V. T.; REZENDE, C. E., CAMARGO, P. B.; KEHRIG, H. A. **Mercury and stable isotopes ( $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$ ) as tracers during the ontogeny of *Trichiurus lepturus***. Neotropical Ichthyology, v. 11, n. 1, p. 211-216, 2013.

DREVNICK, P. E.; SANDHEINRICH, M. 2003. **Effects of dietary methylmercury on reproductive endocrinology of fathead minnows**. Environmental Science & Technology, v. 37, p. 4390-4396, 2003.

ENDO, T.; HISAMICHI, Y.; KIMURA, O.; KOTAKI, Y.; KATO, Y.; OHTA, C.; KOGA, N.; HARAGUCHI, K. **Contamination levels of mercury in the muscle of female and male spiny dogfishes (*Squalus acanthias*) caught off the coast of Japan**. Chemosphere, v. 77, p. 1333-1337, 2009.

FERREIRA, M. S.; MÁRSICO, E. T.; MARQUES-JUNIOR, A. N.; MANO, S. B.; SÃO-CLEMENTE, S. C.; CONTE-JUNIOR, C. A. **Mercúrio total em pescado marinho do Brasil**. Revista Brasileira de Ciência Veterinária, v. 19, n. 1, p. 50-58, 2012.

FERREIRO, M. F. S. **Impacto dos Poluentes Metálicos em Ecossistemas Aquáticos**. CEPED, Brasília, 1976.

FISHBASE. **Catalog of all fish species known to science**. 1997. Disponível em <<http://www.fishbase.org/home.htm>>. Acesso em 15 de agosto de 2013.

ICCAT. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. **Report for biennial period, 2006-2007, Parte 1**. Collective Volume of Scientific Papers, v. 2, 244 p., 2006.

KENNEDY, P.; KENNEDY, H.; PAPADIMITRIOUS, S. **The effect of acidification on the determination of organic carbon, total nitrogen and their stable isotopic composition in algae and marine sediment.** Rapid Communication in Mass Spectrometry, v. 19, p. 1063-1068, 2005.

KEHRIG, H. A.; FERNANDES, K. W. G.; MALM, O.; SEIXAS, T. G.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SOUZA, C. M. M. **Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro.** Química Nova, v. 32, n. 7, p. 1822-1828, 2009

KEHRIG, H. A.; PALERMO, E. F. A.; SEIXAS, T. G.; BRANCO, C. W. C.; MOREIRA, I.; MALM, O. **Trophic transfer of methylmercury and trace elements by tropical estuarine seston and plankton.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 85, n. 1, p. 36–44, 2009.

KEHRIG, H. A.; SEIXAS, T. G.; BAÊTA, A. P.; MALM, O.; MOREIRA I. **Inorganic and methylmercury: Do they transfer along a tropical coastal food web?** Marine Pollution Bulletin, v. 60, n. 12, p. 2350–2356, 2010.

LACERDA, L. D.; MALM, O. **Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas.** Estudos Avançados, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.

LEGAT, L. N. A.; LAILSON-BRITO, J. **O mercúrio em cetáceos (Mammalia, Cetacea): uma revisão.** Oecologia Australis, v. 14, n. 4, p. 1021-1035, 2010.

LUCKHURST, B. E.; PRINCE, E. D.; LLOPIZ, J. K.; SNODGRASS, D.; BROTHERS, E. B. **Evidence of blue marlin (*Makaira nigricans*) spawning in Bermuda waters and elevated mercury levels in large specimens.** Bulletin of Marine Science, v. 79, n. 3, p. 691-704, 2006.

MOURATO, B. L.; CARVALHO, F. C.; HAZIN, F. H. V.; PACHECO, J. C.; HAZIN, H. G.; TRAVASSOS, P.; AMORIM, A. F. **First observations of migratory movements and habitat preference of atlantic sailfish, *Istiophorus platypterus*, in the southwestern Atlantic Ocean.** Collective Volume of Scientific Papers, International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), v. 65, n. 5, p. 1740-1747, 2010.

MEYERS, P. A. **Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter.** Chemical Geology, v. 114, p. 289-302, 1994.

NAKAMURA, I. **FAO species catalogue. Vol. 5: Billfishes of the world.** An annotated and illustrated catalogue of marlins, sailfishes, spearfishes and swordfishes known to date. FAO Fisheries Synopsis, Rome, v. 5, n. 125, 65 p., 1985.

PIMENTA, E. G.; LIMA, G.; CORDEIRO, J. C.; TARDELLI, M.; AMORIM, A. F. **Reproduction and stomach content analysis of sailfish *Istiophorus platypterus*, off Rio de Janeiro State, RJ, Brazil.** Collective Volume of Scientific Papers, International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), v. 58, n. 5, p. 1589-1596, 2005.

PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C. **Differential fractionation of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  among fish tissues: implications for the study of trophic interactions.** Functional Ecology, v. 13, n. 2, p. 225-231, 1999.

RESTREPO, V.; PRINCE, E. D.; SCOTT, G. P.; UOZUMI, Y. **ICCAT stock assessments of Atlantic billfish.** Marine and Freshwater Research, v. 54, n. 361-367, 2003.

SEAP. Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República. **Artigo 3º: Proibir a retirada e corte da primeira nadadeira dorsal e da primeira nadadeira anal dos indivíduos de agulhões-branco (*Tetrapturus albidus*), negro (*Makaira nigricans*), verde (*Tetrapturus pfluegeri*) e vela (*Istiophorus albicans*) e autorizar, como forma de beneficiamento a bordo, a evisceração, o descabeçamento e o corte das demais nadadeiras.** Instrução Normativa, nº 12, 2005.

SENN, D. B.; CHESNEY, E. J. ; BLUM, J. D. ; BANK, M. S.; MANAGE, A.; SHINE, J. P. **Stable isotope (N, C, Hg) study of methylmercury sources and trophic transfer in the Northern Gulf of Mexico.** Environmental Science & Technology, v. 44, p. 1630-1637, 2010.

SHERMAN, L. S.; BLUM, J. D. **Mercury stable isotopes in sediments and largemouth bass from Florida lakes, USA.** Science of the Total Environment, v. 448, p. 163–175, 2013.

SOTO-JIMÉNEZ, M. F.; AMEZCUA, F.; GONZÁLEZ-LEDESMA, R. **Nonessential metals in striped marlin and indo-pacific sailfish in the Southeast Gulf of California, Mexico: concentration and assessment of human health risk.** Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 58, n. 3, p. 810-818, 2010.

STORELLI, M. M.; BARONE, G.; PISCITELLI, G.; MARCOTRIGIANO, G. O. **Mercury in fish: concentration vs. fish size and estimates of mercury intake.** Food Additives & Contaminants, v. 24, n. 12, p. 1353-1357, 2007.

STORELLI, M. M.; GIACOMINELLI-STUFFLER, R.; MARCOTRIGIANO, G. O. **Total mercury in muscle of benthic and pelagic fish from the South Adriatic Sea (Italy).** Food Additives & Contaminants, v. 15, n. 8, p. 876-883, 1998.

STORELLI, M. M.; GIACOMINELLI-STUFFLER, R.; MARCOTRIGIANO, G. O. **Total and methylmercury residues in tuna-fish from the Mediterranean Sea.** *Food Additives & Contaminants*, v. 19, n. 8, p. 715-720, 2002.

STORELLI, M. M.; STORELLI, A.; GIACOMINELLI-STUFFLER, R.; MARCOTRIGIANO, G. O. **Mercury speciation in the muscle of two commercially important fish, hake (*Merluccius merluccius*) and striped mullet (*Mullus barbatus*) from the Mediterranean sea: estimated weekly intake.** *Food Chemistry*, v. 89, n. 2, p. 295-300, 2005.

SZPILMAN, M. **Peixes marinhos do Brasil: guia prático de identificação.** Instituto Ecológico Aqualung (IEA), Rio de Janeiro, 288 p., 2000.

U.S. FDA. Food and Drug Administration. **Fish and Fishery Products Hazards and Controls Guidance.** Fourth Ed., Department of Health and Human Services, Public Health Service, Food and Drug Administration, Center for Food Safety and Applied Nutrition, Office of Seafood, Washington-DC, 2011.

VALENTIN, J. L. **A ressurgência – fonte de vida dos oceanos.** *Ciência Hoje*, v. 18, n. 102, p. 19-25, 1994.

WHO. World Health Organization. **Environmental Health Criteria 1: “Mercury”.** Geneva, 131 p., 1976.

WHO. World Health Organization. **Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure.** UNEP DTIE Chemicals Branch and WHO Department of Food Safety, Zoonoses and Foodborne Diseases, Geneva, p. 170, 2008.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido à sua alta toxicidade, dos altos níveis de absorção, das baixas taxas de excreção e de sua capacidade de bioacumular ao longo da cadeia alimentar, o mercúrio (Hg) é assimilado pelo homem através do consumo de peixes, representando um risco real a saúde pública.

Episódios envolvendo a contaminação da população por metilmercúrio (MeHg), que é a forma mais tóxica e acumulativa do elemento, já ocorreram em diversas regiões do mundo. O pescado, bem como seus derivados, podem apresentar elevados teores de Hg em seus tecidos, músculos e órgãos, decorrentes de mecanismos de bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação, sendo considerados, dessa forma, os principais responsáveis pela contaminação do homem, pois são consumidos em grande escala em diferentes regiões do mundo, constituindo um importante item alimentar na dieta do ser humano.

A quantidade de Hg presente em diferentes espécies de peixes, depende do tamanho, peso, idade e do tempo de exposição das mesmas ao elemento no ambiente. Os peixes carnívoros são os que apresentam os maiores teores de Hg. Elevadas concentrações do elemento têm sido registradas em espécies oceânicas, o que de certa forma surpreende, considerando o fato de que vivem distante do continente, que é o principal produtor de contaminação antropogênica.

O agulhão-vela (*Istiophorus platypterus*) é uma espécie de peixe-de-bico amplamente capturada pela frota pesqueira comercial oceânica em diferentes áreas do Oceano Atlântico. No Brasil, não há proibição da captura e comercialização da espécie. Existe somente a proibição do corte e retirada da primeira nadadeira dorsal e anal dos peixes-de-bico, pois as mesmas são utilizadas na identificação dos indivíduos capturados (Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República). Porém, a espécie ainda vem sendo capturada em grande escala em todo o litoral brasileiro. Sua carne vem ganhando cada vez mais espaço em peixarias, mercados e restaurantes especializados, principalmente os de frutos do mar e os de comida japonesa.

Com relação ao marlim-azul (*Makaira nigricans*), apesar da espécie ser protegida em todo o território nacional, uma liminar criada pela própria Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República, autoriza sua pesca e captura em torneios de pesca oceânica, por pescadores esportivos.

As altas concentrações de Hg encontradas nos agulhões-vela e marlins-azuis, analisados no estudo, podem estar relacionadas com o hábito alimentar carnívoro dos mesmos, indicando

que a quantidade de Hg presente pode ser maior devido ao processo de biomagnificação ocorrido ao longo da cadeia trófica, já que *I. platypterus* e *M. nigricans* se alimentam, principalmente, de espécies de níveis tróficos maiores, que pelo fato de ocuparem posições mais elevadas na cadeia alimentar, conseqüentemente, apresentam-se mais contaminadas.

As altas concentrações de Hg encontradas nos espécimes analisados podem também estar relacionadas com o tamanho, peso e idade dos mesmos, pois diversos estudos já demonstraram que espécies de peixes carnívoros que possuem ciclo de vida longo, grande comprimento e peso elevado, são os que mais tendem a acumular altas concentrações do elemento ao longo da vida.

Considerando os fatos e informações apresentadas neste trabalho, espera-se que os mesmos sirvam de auxílio para que órgãos ligados ao setor de pesca e à saúde pública, alertem para a realização de ações mais efetivas, no que diz respeito à liberação ou não do consumo de determinadas espécies de peixes.

É indispensável e fundamental estimular programas de monitoramento deste metal em peixes, para que se tornem ferramentas valiosas na tentativa de diminuir os riscos associados ao consumo de peixes contaminados com mercúrio.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, J. C.; BUENO, M. I. M. S. **O mercúrio e o ambiente: um ponto de vista.** Química Nova, v. 12, n. 2, p. 208-210, 1989.
- BARBER, R. T.; WHALING, P. J. **Mercury in marlin and sailfish.** Marine Pollution Bulletin v. 14, n. 10, p. 395-396, 1983.
- BELTRAN-PEDREIROS, S.; ZUANON, J.; LEITE, R. G.; PELEJA, J. R. P.; MENDONÇA, A. B.; FORSBERG, B. R. **Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake.** Neotropical Ichthyology, v. 9, n. 4, p. 901-908, 2011.
- CHIEE-YOUNG, C.; CHIEN-CHENG, L.; KUO-SHU, C.; CHIEN-CHUNG, H.; CHIN-CHANG, H.; MENG-HSIEN, C. **Total and organic mercury concentrations in the muscles of Pacific albacore (*Thunnus alalunga*) and bigeye tuna (*Thunnus obesus*).** Marine Pollution Bulletin, In press. Available online 18 February 2014.
- DIAS, A. C. L.; GUIMARÃES, J. R. D.; MALM, O.; COSTA, P. A. S. **Mercúrio total em músculo de cação *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e de espadarte *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758), na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública.** Caderno de Saúde Pública, v. 24, n. 9, p. 2063-2070, 2008.
- DIETZ, R.; SONNE, C.; BASU, N.; BRAUNE, B.; O'HARA, T.; LETCHER, R. J.; SCHEUHAMMER, T.; ANDERSEN, M.; ANDREASEN, C.; ANDRIASHEK, D.; ASMUND, G.; AUBAIL, A.; BAAGOE, HANS.; BORN, E. W.; CHAN, H. M.; DEROCHE, A. E.; GRANDJEAN, P.; KNOTT, K.; KIRKEGAARD, M.; KREY, A.; LUNN, N.; MESSIER, F.; OBBARD, M.; OLSEN, M. T.; OSTERTAG, S.; PEACOCK, E.; RENZONI, A.; RIGÉT, F. F.; SKAARE, J. U.; STERN, G.; STIRLING, I.; TAYLOR, M.; WIIG, O.; WILSON, S.; AARS, J. **What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota?** Science of the Total Environment, v. 443, p. 775-790, 2013.
- EYSINK, G. G. J. **A presença de mercúrio nos ecossistemas aquáticos do estado de São Paulo.** Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), São Paulo, p. 12-28, 1991.
- FERREIRA, M. S.; MÁRSICO, E. T.; MARQUES JUNIOR, A. N.; MANO, S. B.; SÃO-CLEMENTE, S. C.; CONTE-JUNIOR, C. A. **Mercúrio total em pescado marinho do Brasil.** Revista Brasileira de Ciência Veterinária, v. 19, n. 1, p. 50-58, 2012.
- FERREIRO, M. F. S. **Impacto dos Poluentes Metálicos em Ecossistemas Aquáticos.** CEPED, Brasília, 1976.



HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JR, G. A.; CAIRNS JR, J. **Handbook of Ecotoxicology**. Second Edition, Eds. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 1.315 p., 2002.

LEGAT, L. N. A.; LAILSON-BRITO, J. 2010. **O mercúrio em cetáceos (Mammalia, Cetacea): uma revisão**. *Oecologia australis*, v. 14, n. 4, p. 1021-1035, 2010.

LOPEZ, S. A.; ABARCA, N. L.; MELÉNDEZ, R. **Concentrações de metais pesados de dois grandes tubarões migratórios (*Prionace glauca* e *Isurus oxyrinchus*) em águas do Pacífico sudeste: comentários sobre público, saúde e conservação**. *Tropical Conservation Science*, v. 6, n. 1, p. 126-137, 2013.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; MAIA, S. R. R.; LACERDA, L. D.; MARQUES, W. S. **Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira**. *Química Nova*, v. 27, n. 5, p. 763-770, 2004.

MELA, M. **Uso de biomarcadores na avaliação dos efeitos do metilmercúrio em *Hoplias malabaricus* (BLOCK, 1794), (Traíra)**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Biologia Celular, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, PR., 123 p., 2004.

MICARONI, R. C.; BUENO, M. I.; JARDIM, W. F. **Compostos de mercúrio: revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte**. *Química Nova*, v. 23, n. 4, p. 487-495, 2000.

MONTEIRO, L. R.; LOPES, H. D. **Mercury content of Swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age and sex**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 21, n. 6, p. 293-296, 1990.

OMS. Organização Mundial de Saúde. **International Programme on Chemical Safety**. Environmental Health Criteria 101. Methylmercury. Geneva, 1990. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documentos/ehc/ehc/ehc101.htm>>. Acesso em: 15 de outubro de 2011.

PIRES, J. A.; MACHADO, E. P.; BITTAR, N. **Riscos à saúde e ao ambiente por mercúrio**. *Engenharia Sanitária*, Rio de Janeiro, v. 27, n. 4, p. 317-319, dez 1988.

SOTO-JIMÉNEZ, M. F.; AMEZCUA, F.; GONZÁLEZ-LEDESMA, R. **Nonessential Metals in Striped Marlin and Indo-Pacific Sailfish in the Southeast Gulf of California, Mexico: Concentration and Assessment of Human Health Risk**. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 58, p. 810-818, 2010.

WASSERMAN, J. C.; HACON, S. S.; WASSERMAN, M. A. **O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico.** Mundo e vida, v. 2, p. 46-53, 2001.

