



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

**FELIPE AUGUSTO DE ALENCAR GOYANNA**

**DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO EM ATUNS (*Thunnus obesus e Thunnus albacares*)  
CAPTURADOS NO OCEANO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL**

**FORTALEZA/CE**

**2016**

FELIPE AUGUSTO DE ALENCAR GOYANNA

DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO EM ATUNS (*Thunnus obesus* e *Thunnus albacares*)  
CAPTURADOS NO OCEANO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL

Tese ou Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas e Tropicais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Impactos Ambientais Marinhos.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- G745d Goyanna, Felipe Augusto de Alencar.  
Distribuição de mercúrio em atuns (*Thunnus obesus* e *Thunnus albacares*) capturados no Oceano Atlântico Oeste Equatorial / Felipe Augusto de Alencar Goyanna. – 2016.  
58 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2016.  
Orientação: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.
1. Thunnus. 2. Mercúrio. 3. albacora. 4. Iaje. 5. bandolim. I. Título.

CDD 551.46

---

FELIPE AUGUSTO DE ALENCAR GOYANNA

DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO EM ATUNS (*Thunnus obesus* e *Thunnus albacares*)  
CAPTURADOS NO OCEANO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL

Tese ou Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Impacto Ambiental Marinho.

Aprovada em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Antônio Adauto Fonteles Filho  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Guelson Batista da Silva  
Universidade Federal Rural do Semi Árido (UFERSA)

Ao Divino.

A minha filha Maitê.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao INCT/MCTI, pelo apoio financeiro as análises realizadas.

Ao Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda, pela excelente orientação e correções no manuscrito.

A professora Dra. Rozane Valente Marins pela gentileza em ceder o Laboratório de Biogeoquímica Costeira para realização do trabalho.

Ao Prof. Dr. Guelson Batista da Silva, grande amigo, pela obtenção das amostras e todo o auxílio prestado na elaboração deste trabalho.

Aos professores participantes da banca examinadora, em especial, ao Prof. Dr. Antônio Adauto Fonteles Filho que tenho profunda estima e admiração.

Aos colegas da turma de mestrado, pelas reflexões, críticas e sugestões recebidas.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Biogeoquímica Costeira pelos conselhos e ajuda nos momentos difíceis, em especial, para o grande amigo Moises Bezerra.

“O sol se põe

Na boca o gosto de sal

Na pele o gosto de sol

Nada que um dia desses não cure

O que para uns são águas salgadas

Para outros são águas sagradas”

## RESUMO

Os atuns são iguarias apreciadas no mundo todo e no Brasil não é diferente. São amplamente consumidos em diferentes formas e preparos. São espécies de notória importância ecossistêmica que usualmente estão no topo da cadeia trófica de um determinado ambiente, por este e outros motivos apresentam tendência a apresentar bioacumulação e biomagnificação de metais pesados ao longo de suas vidas, dos quais podemos destacar o mercúrio em vistas a elevada toxidez até em pequenas concentrações do mesmo. Considerando ainda, que a assimilação de mercúrio nos humanos se dá principalmente pela dieta, o presente trabalho avaliou os níveis de mercúrio no tecido muscular de duas espécies de atum capturadas no nordeste brasileiro, bem como a avaliação do risco do consumo destas espécies pela população em geral. As concentrações de Hg total aferidos em tecido muscular de duas espécies de atuns (*Thunnus obesus* e *Thunnus albacares*) e no tecido muscular de uma espécie de peixe voador (*Hirundichthys affinis*), capturados no Oceano Atlântico Equatorial variou de 95,4 a 1748,1 ng.g<sup>-1</sup> (média 545,2±338,2 ng.g<sup>-1</sup>) de peso úmido em *T. obesus* e de 48 a 500 ng.g<sup>-1</sup> (média 159,2±79,4 ng.g<sup>-1</sup>) peso úmido em *T. albacares* e de 49 a 83 ng.g<sup>-1</sup> peso úmido em *H. affinis*. Indivíduos menores de ambas as espécies de atum apresentaram as menores concentrações, mas uma relação significativa entre o tamanho do peixe e as concentrações de Hg foi encontrado para *T. obesus*, mas não para *T. albacares*. Alguns dos (>30 kg) maiores indivíduos de *T. obesus* apresentou concentrações de Hg ≥ 1.000 ng.g<sup>-1</sup>, ultrapassando os limites legais para o consumo humano, embora a concentração média para esta espécie era muito inferior (545,2 ng.g<sup>-1</sup>). As concentrações em *T. albacares* capturados nas águas desta região do atlântico foram menores do que aqueles encontrados no Oceano Atlântico Africano e no Atlântico Norte. Nenhuma comparação pode ser feita para *T. Obesus* no mesmo Oceano, pois não foram encontrados estudos com esta espécie na região. De acordo com os valores de Hg observados nas duas espécies foi possível calcular a ingestão recomendada entre adultos com aproximadamente 70kg de peso corporeo, tanto na população de modo geral, quanto em grupos de risco (gravidas, lactantes e crianças < 10 anos). A ingestão foi aferida por meio de refeições de 250g de músculo dos animais estudados.

**Palavras-chave:** *Thunnus*; mercúrio; albacora; laje; bandolim.

## ABSTRACT

Tuna are prized delicacies in the world and in Brazil is no different. They are widely consumed in different shapes and looks, are notorious species of high ecosystem importance, occupy usually the top of the marine trophic chain, and therefore present high bioaccumulation and biomagnifications mercury throughout their lives. Since Hg is a highly toxic metal, even in small concentrations, ingestion of tuna can augment human exposure to Hg. Assimilation of Hg in humans occurs primarily by diet and tuna is one of the most consumed marine fish, thus taking this into consideration, the present study assessed the levels of Hg in muscle tissue of two species of tuna caught in the northeast of Brazil, as well as estimate the environmental risk associated with the consumption of these species for the general population. Average total Hg concentrations measured in muscle tissue of two species of tuna (*Thunnus obesus* and *Thunnus albacares*) and in muscle tissue of the flying fish (*Hirundichthys affinis*) range to 95,4 a 1.748,1 ng.g<sup>-1</sup> ( average 545,2±338,2 ng.g<sup>-1</sup> wet weight) in *T. obesus* and 48-500 ng.g<sup>-1</sup> (average 159,2±79,4 ng.g<sup>-1</sup> wet weight) in *T. albacares* and 49-83 ng.g<sup>-1</sup> wet weight in *H. affinis*. Smaller individuals of both species of tuna showed the lowest concentrations, but a significant relationship between the size of fish and concentrations of Hg was found for *T. obesus*, but not for *T. albacares*. Some of the (> 30 kg) biggest individuals of *T. obesus* presented Hg concentrations > 1,000 ng.g<sup>-1</sup>, exceeding the legal limits for human consumption, although the average concentration for this species was much lower (545 ng.g<sup>-1</sup>). Concentrations in *T. albacares* captured Eastern Brazilian equatorial waters were lower than those found in the Eastern Atlantic Ocean and in the North Atlantic. No comparison can be made to *T. Obesus* in the Atlantic Ocean, because no studies were found with this species in the region. According to the Hg values observed in both species it was possible to calculate the recommended intake among adults with approximately 70kg body weight, both in the general population, as in risk groups (pregnant women, nursing mothers and children < 10 years). The intake was measured by meals of 250g muscle of the animals studied.

**Keywords:** *Thunnus*; mercury; albacore; yellowfin; bigeye.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Ciclo biogeoquímico do mercúrio.....	16
Figura 2	– Produção mundial e nacional de atuns e afins. RMS- Rendimento Máximo Sustentável; CT – Captura Total e CN – Captura Nacional.....	19
Figura 3	– Albacora laje, <i>Thunnus albacares</i> .....	21
Figura 4	– Distribuição de albacora laje, <i>Thunnus albacares</i> , globalmente. Cor vermelha e amarela representa locais de maior e menor abundância, respectivamente.....	22
Figura 5	– Albacora bandolim, <i>Thunnus obesus</i> .....	23
Figura 6	– Distribuição de albacora bandolim, <i>Thunnus obesus</i> , globalmente. Cor vermelha e amarela representa locais de maior e menor abundância, respectivamente.....	24
Figura 7	– Mapa com a localização e rota da bóia PIRATA no Oceano Atlântico Oeste Equatorial a partir dos cais pesqueiro de Areia Branca, RN.....	27
Figura 8	-- Campanha realizada em 2015 a Areia Branca/RN. a – Autor com dois exemplares de <i>Thunnus albacares</i> ; b – Exemplar de <i>Thunnus albacares</i> ; c – Despesca de atuns de frota pesqueira artesanal; d – Aferição de tamanho (cm) com paquímetro confeccionado.....	28
Figura 9	– Amostra de músculo com aproximadamente 10g.....	29
Figura 10	– Exemplar de peixe voador ( <i>Hirundichthys affinis</i> ) analisados no trabalho.....	29
Figura 11	– Equações para aferição do número de refeições recomendadas por semana e por mês.....	31
Figura 12	– Distribuição de comprimento furcal dos indivíduos de albacora laje coletados em Areia Branca/RN.....	34
Figura 13	– Gráfico com os dados de peso comprimento da albacora laje com os pontos observados e estimados a partir de Silva e Fonteles-Filho	34

(2011).....	
Figura 14 – . Distribuição de comprimento furcal dos indivíduos de albacora bandolim coletados em Areia Branca/RN.....	35
Figura 15 – Gráfico com os dados de peso comprimento da albacora bandolim com os pontos observados e estimados a partir de Parks <i>et al</i> (1982).....	35
Figura 16 – Variação das concentrações de Hg total em músculo e fígado de Albacora laje.....	37
Figura 17 – Regressão linear entre comprimento furcal e Hg total em músculo de Albacora laje.....	38
Figura 18 – Regressão linear entre comprimento furcal e Hg total em músculo de Albacora bandolim.....	39
Figura 19 – Variação de Hg total no músculo das duas espécies.....	42

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	–	Concentrações de Hg total certificado, valores obtidos e recuperações.....	20
Tabela 2	–	Estatística descritiva dos indivíduos de albacora laje e albacora bandolim desembarcados em Areia Branca/RN.....	20
Tabela 3	–	Estatística descritiva de albacora laje.....	36
Tabela 4	–	Estatística descritiva de albacora bandolim.....	38
Tabela 5	–	Valores médios de Hg observados em peixe voador.....	39
Tabela 6	–	Hg total em músculo de albacora laje e bandolim capturados em diferentes regiões do Oceano Atlântico. a - <i>T. albacares</i> ; b – <i>T. obesus</i> .....	44
Tabela 7	–	Número de refeições das espécies amostradas para população em geral (70kg), por semana e por mês, considerando os limites estabelecidos.....	47
Tabela 8	–	Número de refeições das espécies amostradas para população do grupo de risco (70kg), por semana e por mês, considerando os limites estabelecidos..	47

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>1.1</b>	<b>Mercúrio (Hg) – Fontes do Poluente, Toxicologia em Vertebrados, Ciclo Biogeoquímico.....</b>	<b>15</b>
<b>1.2</b>	<b>A Pesca de Atuns no Brasil.....</b>	<b>18</b>
<b>1.2.1</b>	<b><i>Albacora laje, Thunnus albacares (BONNATERRE, 1788).....</i></b>	<b>21</b>
<b>1.2.2</b>	<b><i>Albacora Bandolim, Thunnus obesus (LOWE, 1839).....</i></b>	<b>23</b>
<b>1.3</b>	<b>Objetivos</b>	
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>26</b>
<b>2.1</b>	<b>Região de abrangência do estudo, pontos de coleta e período de coleta das amostras.....</b>	<b>26</b>
<b>2.2</b>	<b>Obtenção das amostras das espécies.....</b>	<b>27</b>
<b>2.3</b>	<b>Tratamento de amostras, quantificação de Hg total e validação metodológica.....</b>	<b>30</b>
<b>2.4</b>	<b>Estimativa de Exposição Humana.....</b>	<b>31</b>
<b>2.5</b>	<b>Tratamento estatístico dos dados.....</b>	<b>31</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>33</b>
<b>3.1</b>	<b>Estruturas populacionais das amostras de albacora laje e albacora bandolim.....</b>	<b>33</b>
<b>3.2</b>	<b>Hg total em Albacora laje (<i>Thunnus albacares</i>) e Albacora bandolim (<i>Thunnus obesus</i>) desembarcados no Nordeste brasileiro.....</b>	<b>36</b>
<b>3.3</b>	<b>A exposição humana ao mercúrio consumindo as espécies estudadas.....</b>	<b>45</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>49</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>50</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A preocupação com a intoxicação por metais não é algo tão recente no mundo, muitos trabalhos e pesquisas científicas vem sendo desenvolvidos desde o início do século passado abordando este tema. Dentre estes metais, podemos destacar o mercúrio (Hg) como sendo um dos mais tóxicos para os organismos vivos em geral, inclusive para os humanos, que estão sujeitos a sua bioacumulação durante seu ciclo de vida.

Nos humanos, este metal se concentra nos pulmões, rins, medula óssea, intestinos, glândulas salivares, aparelho respiratório, mucosa bucal, cérebro e ossos. Sua intoxicação pode ocorrer de duas formas: aguda ou crônica. Nas intoxicações agudas, quando inalatória, provoca alguns dos sintomas a seguir: salivação em excesso, sabor de metal na boca, problemas renais, edema pulmonar, bronquite, tremores diversos, convulsões, sede excessiva, dor na região abdominal, vômito, crises diarréicas, alucinações, perda de memória e outras. Na derme podem ocorrer irritação e edema pústula ulcerosa. Já nas intoxicações crônicas (prolongadas) pode haver perda do controle muscular, inflamação na gengiva, inchaço das glândulas salivares, dentes amolecidos, vertigem, insônia, pesadelos, lesões na pele, rubor, irritabilidade, dentre outros. Intoxicações por mercúrio podem ser ainda mais devastadoras, atingindo inclusive o sistema nervoso, podendo provocar desde lesões leves até a vida vegetativa e até a morte (ABC, 2013).

O primeiro acidente oficialmente reportado, com intoxicação por mercúrio, foi na cidade de Minamata no Japão, em maio de 1956, onde foi relatado pela primeira vez um surto por intoxicação de Hg, mais precisamente sob sua forma metilada, ou seja, o metil-mercúrio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ). Os moradores daquela região consumiram peixes e outros organismos marinhos que estavam contaminados com Me-Hg proveniente de águas residuais de um fábrica de produtos químicos (Chisso Co. Ltd.), onde as concentrações de Hg nos recursos pesqueiros apresentaram altos níveis de contaminação (HARADA, 1995).

De acordo com o relatório da UNEP (2013) as principais emissões de Hg para a atmosfera são provenientes das atividades humanas (antropogênicas), que incluem emissões para a hidrosfera. O ambiente aquático é a principal via de exposição dos seres humanos e animais selvagens a intoxicação por mercúrio. Nos sistemas aquáticos o mercúrio inorgânico é transformado na sua forma mais tóxica, que é o metil-mercúrio, podendo se acumular nos peixes e mamíferos marinhos que posteriormente podem ser consumidos por seres humanos. Neste contexto, ressaltam-se as duas espécies focos do presente trabalho, pois além de estarem amplamente distribuídas por quase todos os oceanos do mundo, são usualmente

capturadas para fins de alimentação humana (HAZIN E TRAVASSOS, 2007). São peixes que ocupam o topo da cadeia trófica onde vivem e, portanto, ao longo de suas vidas apresentam os processos de biomagnificação (posição da cadeia trófica) e bioacumulação (durante a vida) por apresentarem período de vidas razoavelmente longo, aproximadamente de 640 a 1200 dias. Como resultado, as concentrações de Hg em atuns são normalmente elevadas e mais de 95% deste total é composto por metil-mercúrio (UNEP, 2013).

Os atuns são iguarias apreciadas no mundo todo e no Brasil não é diferente. Regionalmente são amplamente consumidos em diferentes formas e preparos, podendo ser apresentados de forma fresca e sem submeter à cocção, como por exemplo os sushis, sashimis e temakes. Podem passar por processamento industrial, como é o caso do enlatamento em que é empregado o uso do calor e conservantes diversos. E nos casos em que se prepara das formas mais tradicionais, quais sejam: frito, assado e/ou cozido.

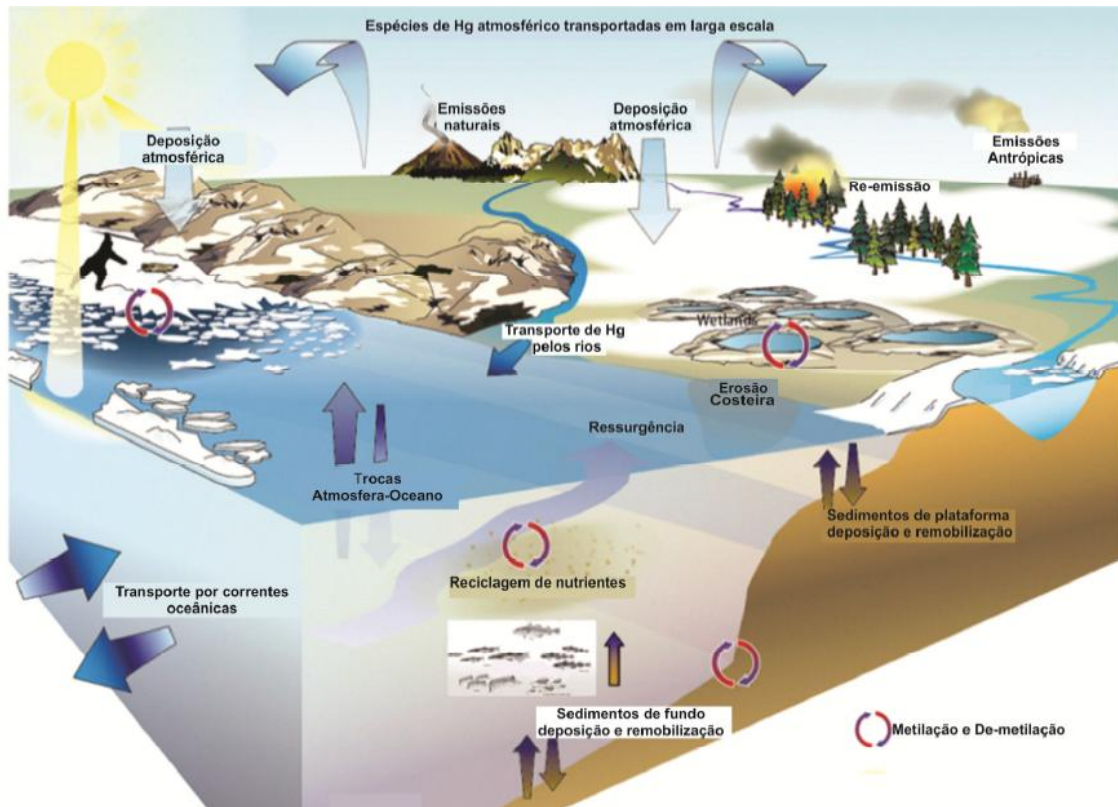
Diante do exposto e considerando que a assimilação de mercúrio nos humanos se dá principalmente pela dieta, o presente trabalho teve por objetivo determinar os níveis de mercúrio no tecido muscular de albacora bandolim e albacora laje capturadas no nordeste brasileiro, bem como a avaliação do risco do consumo destas espécies pela população em geral.

### **1.1 Mercúrio (Hg) – Fontes do Poluente, Toxicologia em Vertebrados, Ciclo Biogeoquímico.**

O Hg é um elemento que apresenta certa complexidade em seu ciclo biogeoquímico, podendo ocorrer em diversas formas químicas no ambiente e estando presente em diferentes compartimentos ecológicos (e.g. água, ar, sedimento e biota) (Figura 1). Sua forma mais abundante, representando aproximadamente 95% do total, é o Hg gasoso ou elementar ( $\text{Hg}^0$ ), que por sua vez pode ser oxidado a mercúrio inorgânico, entretanto, esta oxidação é bastante morosa, que consequentemente faz com que tempo de residência na atmosfera seja grande, fazendo com que este poluente consiga se distribuir no mundo todo. Sua forma inorgânica também pode ocorrer em reservatórios hídricos, comumente combinado com outros compostos como enxofre ( $\text{HgS}$ ) e cloro ( $\text{HgCl}_2$ ), ou sob sua forma oxidada ( $\text{Hg}^{+2}$ ). O Hg orgânico, também conhecido como metil-Hg ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ), é a forma mais tóxica para as espécies marinhas de maneira geral. Bactérias sulfato redutoras, encontradas em massas d'água oceânicas e em sedimentos estuarinos e da plataforma continental, são capazes de gerar Metil-Hg por meio de metilação (MOREL *et al.*, 1998; SCHNEIDER *et al.*, 2013;

UNEP, 2013).

Figura 1 – Ciclo biogeoquímico do mercúrio.



Fonte: Adaptado de Stern *et al.*, 2012.

A origem do Hg está associada a diferentes fontes naturais ou antrópicas. Dentre as fontes naturais, destaca-se o intemperismo de rochas com alto teor deste metal, atividade vulcânica e geotérmica, que representam aproximadamente 10% da emissão total do Hg para o meio ambiente. Outros processos naturais são a remissão e remobilização de Hg da superfície do planeta que disponibiliza o Hg depositado em solos, sedimentos e águas ou prontamente incorporado pela vegetação. Estes processos de remobilização do Hg são a principal fonte de Hg, representando cerca de 60% do total emitido ao meio ambiente. Entre os processos gerados pela contribuição antrópica, pode-se dividir entre os intencionais e não intencionais. Intencionais são aqueles causados por atividades que se utilizam diretamente do metal para suas funções, como por exemplo, garimpo de ouro, produção de soda caustica, indústria farmacêutica, odontológica e produção de instrumentos científicos. Já os não intencionais, são aqueles que produzem o Hg que ocorre originalmente como impurezas de matéria-prima e liberado em rejeitos e efluentes de diversos processos industriais, como indústria de combustíveis fósseis, cimento, ligas metálicas, mineração e produção de

eletrônicos. De maneira geral, as duas formas de contribuições antrópicas representam aproximadamente 30% do total de Hg emitido para o meio ambiente (UNEP, 2013).

Dentre as fontes de Hg para os oceanos, a deposição atmosférica é a principal. Entretanto, os sedimentos de fundo, descargas fluviais e de águas subterrâneas e atividades hidrotermais também são fontes de Hg para os oceanos. Todavia, estas fontes contribuem pouco com os níveis de metil-Hg encontrados nos oceanos, pois esta espécie química de Hg é produzida principalmente pelos processos de metilação que ocorrem na coluna d'água e em sedimentos. Estudos realizados em diversos locais do mundo demonstram que existe uma grande ligação entre os processos de decomposição da matéria orgânica com a presença de metil-Hg nas camadas mais rasas dos oceanos ( $\geq 200\text{m}$ ), expressando também que cada região possui características intrínsecas quanto à fonte de metil-Hg, mas verificando que as contribuições externas (efluentes de rios, influencia costeira e deposição atmosférica) são mínimas (HAMMERSCHMIDT; FITZGERALD, 2006; MASON *et al.*, 2012). Por apresentar característica lipossolúvel, o metil-Hg é altamente tóxico para os organismos e também por se complexar com outros elementos como o enxofre, que forma um composto solúvel em água de difícil excreção e tende a se acumular em diversos tecidos orgânicos. Moléculas de baixo peso molecular, denominadas de metalotioneínas, tendem a se ligar com o Hg diminuindo a toxicidade do metal (CLARKSON, 2002; SCHNEIDER *et al.*, 2013).

Nos oceanos, o tempo de resiliência do mercúrio pode variar de trinta anos, em profundidades menores ( $\geq 200\text{m}$ ) até mais um século em regiões mais profundas (UNEP, 2013). Considerando que as espécies alvo deste trabalho, albacora laje e albacora bandolim, vivem no máximo 9 (ALTMAN & DITTMER, 1962) e 11 (STEQUERT & MARSAC, 1989) anos, respectivamente, pode-se concluir que durante todo o ciclo vital estes animais estão expostos a toxicidade do mercúrio. Nos organismos vertebrados o metil-Hg é assimilado principalmente pela alimentação, onde posteriormente será distribuído para os demais órgãos via circulação sanguínea. Tende a se acumular nos tecidos musculares dos animais e boa parte do Hg inorgânico se aloja no sistema gastrointestinal e fígado, ocorrendo o processo denominado de demetilação. Características intrínsecas de cada espécie são importantes para que estes processos de acumulação e distribuição ocorram, sendo os tecidos musculares os que apresentam os maiores níveis de Hg orgânico enquanto que os tecidos hepáticos apresentam as maiores concentrações de Hg inorgânico (SCHNEIDER *et al.*, 2013; WOLFE *et al.*, 1998).

Os impactos gerados pela intoxicação por mercúrio são muito estudados em todo o mundo, sendo os problemas neurológicos os mais relatados e que estão comumente

associados a altas doses de Hg (BEZERRA, 2014). Todavia, em doses menores os organismos podem sofrer alterações nas funções vitais, como comportamento, reprodução e fisiologia (CLARKSON, 2002; WOLFE *et al.*, 1998). Estes efeitos sub-letais, causados pela intoxicação por mercúrio, são considerados mais significativos na avaliação de impactos ambientais, uma vez que nos ambientes naturais raramente são observados níveis elevados o bastante para levar a mortalidade dos indivíduos (BEZERRA, 2014). Mesmo que os organismos estejam expostos a baixas concentrações de Hg no ambiente ( $0,08 - 6,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), trabalhos com assimilação de Hg pela alimentação em grandes grupos (e.g. aves, peixes, mamíferos e répteis) evidenciam uma série de disfunções nos sistemas endócrino, reprodutivo e imunológico dos animais (HAMMERSCHMIDT *et al.*, 2002; SCHNEIDER *et al.*, 2013; SPALDING *et al.*, 2000).

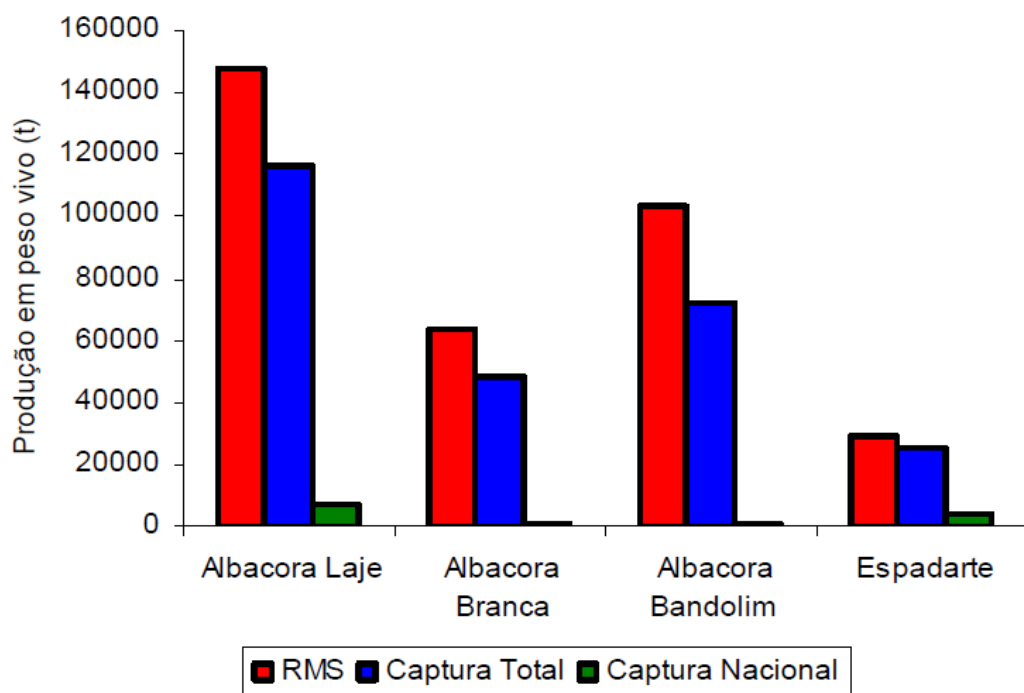
## 1.2 A Pesca de Atuns no Brasil.

No Brasil, as expedições de pesca objetivando a captura de atuns e afins iniciaram no nordeste brasileiro no final da década de 1950, por meio de arrendamentos de embarcações japonesas que utilizavam o Porto de Recife/PE para suas operações (HAZIN; TRAVASSOS, 2007). Em meados dos anos de 70-80, houve prospecção desta modalidade de pesca no entorno do Arquipélago de São Pedro e São Paulo - ASPSP, com diversas viagens em 1977 e 1978 realizadas pelo barco de pesquisa Diadorim do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente – IBAMA, utilizando pesca de rede de espera, corrico e linha de mão. Nos anos de 1985 e 1986, outras viagens de pesquisa foram realizadas pelo navio de pesquisa Riobaldo também do IBAMA, utilizando puçá, corrico, linha de mão de superfície e de fundo (OLIVEIRA *et al.*, 1997; EVANGELISTA *et al.*, 1998). Ao final dos anos 1980, representantes do setor pesqueiro de Natal/RN decidiram iniciar atividades no ASPSP com foco direcionado para espécies como, albacora-laje (*Thunnus albacares*), cavala-impinge (*Acanthocybium solandri*) e voador-holandês (*Cypselurus cyanopterus*) (OLIVEIRA *et al.*, 1997; HAZIN, 1998).

As espécies do gênero *Thunnus* são caracterizadas como importantes recursos pesqueiros no mundo todo, destacando-se pela notória importância social, econômica e política de uma determinada região (OLAVO *et al.*, 2005). Dentro deste gênero, as albacoras destacam-se pela grande importância qualitativa e quantitativa. Para tanto, o ordenamento desses recursos pesqueiros é realizado por uma instituição internacional, neste caso a ICCAT- Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas).

O ordenamento internacional decorre destes peixes serem animais que realizam grandes migrações e determinadas espécies do gênero encontram-se inseridas em uma mesma população em todo o Oceano Atlântico, portanto, não são patrimônio exclusivo de um único país, mas sim de vários, sobretudo, os que são banhados pelo Oceano Atlântico. Em sua estrutura a ICCAT possui um Comitê Permanente de Pesquisa e Estatística denominado de Standing Committee on Research and Statistics – SCRS, este por sua vez é formado por diversos pesquisadores dos países membros, o SCRS se reúne anualmente com o intuito de definir os limites máximos sustentáveis de captura para cada espécie alvo e posteriormente é feito a divisão das cotas entre os países. É importante ressaltar que a maioria das espécies alvo nas pescarias de atuns e afins, encontra-se com níveis de exploração próximos as capacidades máximas sustentáveis. Todavia, o Brasil com sua imensidão costeira (8.500km), não se apresenta como um grande produtor deste pescado comparado com o resto do mundo, como é possível verificar na figura 2:

Figura 2: Produção mundial e nacional de atuns e afins. RMS- Rendimento Máximo Sustentável; CT – Captura Total e CN – Captura Nacional.



Fonte: Hazin & Travassos (2004)

No contexto da pesca mundial de atuns e afins, podemos destacar a participação das albacoras bandolim (*Thunnus obesus*), laje (*Thunnus albacares*) e branca (*Thunnus alalunga*) e o bonito listrado (*Katsuwonus pelamis*), que sozinhos representam aproximadamente 68%

da produção mundial de tunídeos (FAO, 2006). Cerca de 70% da produção total ocorre no Oceano Atlântico (ICCAT, 2006). Em 2004 o Brasil participou com apenas 38.666 ton, o que representou 7% do total de 567.817 toneladas capturadas no Oceano Atlântico, ocupando o 6º lugar na posição dos maiores produtores desta pescaria (TRAVASSOS; HAZIN, 2006).

Atualmente, as atividades pesqueiras exercidas na plataforma continental ou na Zona Econômica Exclusiva – ZEE são regulamentadas pelo Decreto nº 4.810, de 19 de agosto de 2003, cuja redação define que apenas embarcações nacionais e estrangeiras arrendadas somente poderão exercer a atividade, estando de acordo com os demais dispositivos do normativo. Há uma empresa que está realizando o arrendamento de embarcações japonesas para pesca de atuns e afins no Rio Grande do Norte a duzentas milhas náuticas da ZEE (ARAÚJO *et al.*, 2013), entretanto, os índices de produção das espécies alvos vem apresentando baixas consecutivas, que mostra a clara instabilidade do mercado nacional frente ao internacional (HAZIN, 2006).

São animais que apresentam tendência a se agregar em torno de objetos flutuantes, como por exemplo, bóias que fazem com que a pesca desses animais seja intensificada ao redor desses objetos (FONTENEAU, 2000). Este fato pode gerar uma série de consequências ecológicas, pois em alguns casos estes animais permanecem nessas áreas por longos períodos, interferindo em funções intrínsecas como migração, crescimento e sobrevivência (DEMPSTER, 2004).

Considerando o problema de escassez da lagosta em todo o litoral brasileiro, alguns atores do setor pesqueiro de Areia Branca aderiram a uma nova modalidade desta atividade que é a pesca de atuns e afins nas proximidades de uma bóia do projeto PIRATA (Pilot Research Moored Array in the Tropical Atlantic) que fica localizada no Oceano Atlântico Oeste Equatorial com a finalidade de coleta de dados oceanográficos e atmosféricos, a qual também acaba por atuar como dispositivo de agregação de peixes pelágicos (DAP) (Silva *et al.*, 2013).

Embora algumas experiências pontuais não sejam positivas em sua totalidade e que as principais espécies alvo (bonito listrado, albacoras e espadarte) estão sendo capturadas bem próximas ao rendimento máximo sustentável, ainda assim, é possível concluir que o trabalho que vem sendo desenvolvido pela ICAAT é de grande relevância, pois estes animais, que são formados em boa parte de proteína de elevada qualidade, são apreciados como iguarias no mundo todo e mesmo assim estão sendo capturados abaixo do rendimento máximo sustentável (HAZIN; TRAVASSOS, 2007).

### 1.2.1 Albacora laje, *Thunnus albacares* (BONNATERRE, 1788).

Uma das espécies de atum mais apreciada e capturada no mundo todo é a albacora laje, *Thunnus albacares*, conhecida comumente em inglês como *yellowfin tuna*, de acordo com dados da FAO (1983). A albacora laje (Figura 3) está enquadrada no filo *Chordata*, Subfilo *Vertebrata*, Superclasse *Gnathostomata*, Classe *Osteichthyes*, Subclasse *Actinopterygii*, Infraclasse *Teleostei*, Superordem *Acanthopterygii*, Ordem *Perciformes*, Família *Scombridae*, Subfamília *Scombrinae*, Tribo *Thunnini*, Gênero *Thunnus*, Espécie *Thunnus albacares*. São exímios nadadores, apresentando uma musculatura forte e robusta; órgãos sensoriais e sistema nervoso bem desenvolvido; sistema digestivo completo (ICAAT, 2006). Possuem uma dieta bem ampla podendo se alimentar de peixes, crustáceos e cefalópodes, sem preferências específicas, que de certa forma se trata de uma estratégia de sobrevivência em períodos em que as condições ambientais e disponibilidade de alimentos são diferentes (VASKE JR *et al.*, 2004). Embora não haja uma preferência predominante por determinadas espécies, análises com conteúdo estomacal de albacora laje apresentaram uma preferência por peixes (83,4%) e moluscos (13,1%), com uma pequena participação de crustáceos (1,9%) (FONSECA; MORAES, 1963) (VASKE JR *et al.*, 2004).

Figura 3: Albacora laje, *Thunnus albacares*.

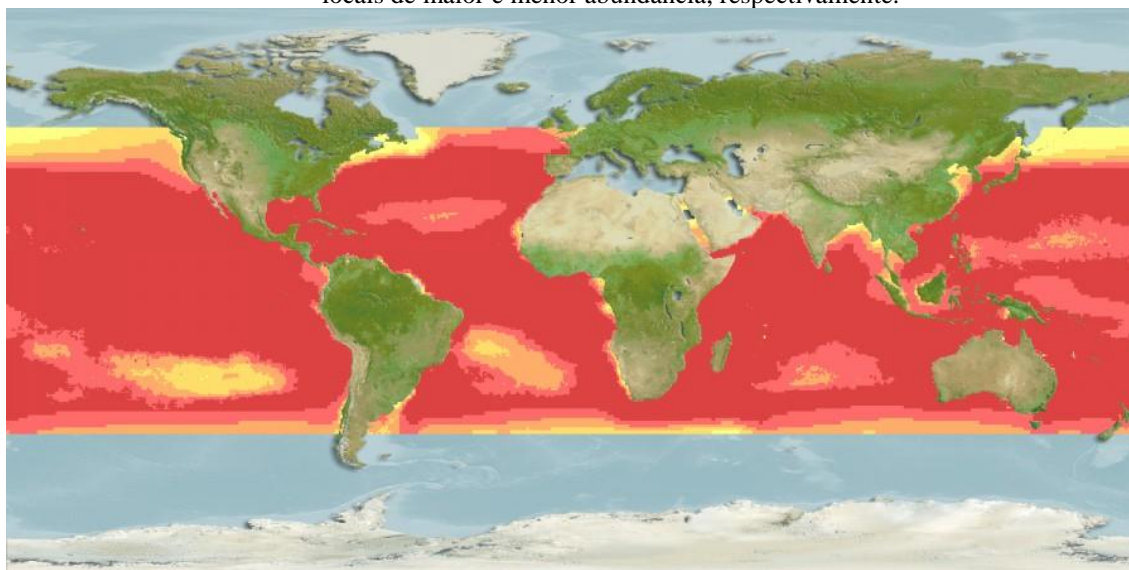


Fonte: ICCAT (2010).

Esta espécie é oceânica e está presente em quase todo o mundo, ocorrendo, principalmente, em águas tropicais e subtropicais dos Oceanos Atlântico, Pacífico e Índico (COSTA *et al.*, 2005), mas não é encontrada no Mar Mediterrâneo (COLLETTE e NAUEN, 1983), conforme figura 4. A temperatura ideal para o seu desenvolvimento é em torno de 18 a

31 C° (HAZIN, 2006), peixes jovens tendem a formar grandes cardumes na superfície, comumente se misturando com outras espécies, sobretudo, com o bonito-listado, *Katsuwonus pelamis* (MIYAKE & HAYASI, 1978). Indivíduos maduros utilizam boa parte da coluna d'água, podendo usufruir tanto da superfície como de áreas mais profundas (ZAVALLA-CAMIN, 1981).

Figura 4: Distribuição de albacora laje, *Thunnus albacares*, globalmente. Cor vermelha e amarela representa locais de maior e menor abundância, respectivamente.



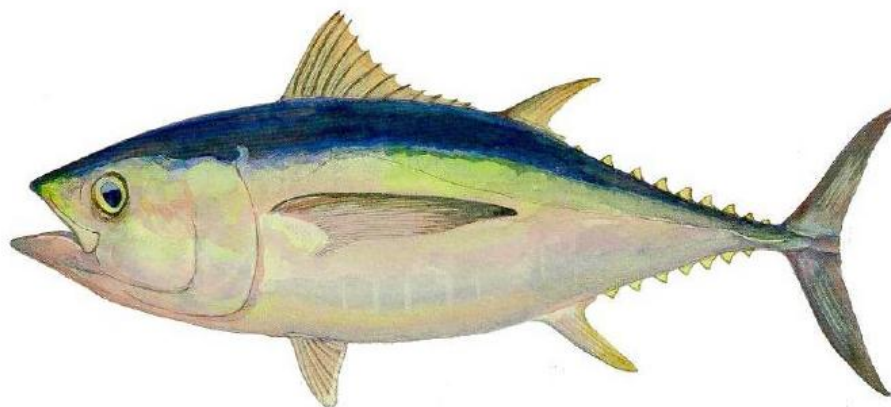
Fonte: [http://www.aquamaps.org/receive.php?type\\_of\\_map=regular](http://www.aquamaps.org/receive.php?type_of_map=regular).

Albacora laje é a espécie mais capturada na ZEE do nordeste brasileiro, respondendo com aproximadamente 24% das capturas por meio de espinhel, ocorrendo também à pesca com outras artes de pesca como, por exemplo, linha de mão, corrico, vara e outras (HAZIN, 1993). As maiores produções ocorrem nos primeiros meses do ano, entre janeiro e março (ARAGÃO, 1977; ARAGÃO; LIMA, 1985; SUDEPE, 1979; HAZIN, 1986), isso ocorre devido a isoterma de 27°C estar localizada no seu limite extremo sul fazendo com que os grandes cardumes se encontrem bem próximos a costa nacional. Entre os meses de julho e setembro este fenômeno ocorre de forma inversa, ou seja, a isoterma situa-se bem afastada da costa brasileira e conseqüentemente é quando temos as menores produções. O que se apresenta em geral é a preferência da espécie por águas mais quentes, em relação a outras espécies tunídeas, que faz com que sua quantidade aumente com a maior proximidade do equador (HAZIN, 1993).

### 1.2.2 Albacora Bandolim, *Thunnus obesus* (LOWE, 1839).

Conhecida comumente mundialmente como *bigeye tuna* (Figura 5), é considerada espécie alvo para as frotas atuneiras que pescam nos Oceanos Atlântico, Pacífico e Índico, em virtude do seu alto valor no mercado internacional (FONTENEAU *et al.*, 2005). *T. obesus* pertence ao filo Chordata, Subfilo *Vertebrata*, Superclasse *Gnathostomata*, Classe *Osteichthyes*, Subclasse *Actinopterygii*, Infraclasse *Teleostei*, Superordem *Acanthopterygii*, Ordem *Perciformes*, Família *Scombridae*, Subfamília *Scombrinae*, Tribo *Thunnini*, Gênero *Thunnus*, Espécie *Thunnus obesus* (FAO, 1983). Quando comparada com outras espécies de atuns, a albacora bandolim é a que menos se conhece a biologia em geral, sobretudo, aspectos voltados à reprodução no Oceano Atlântico (MATSUMOTO; MIYABE, 2002; HASHIMOTO *et al.*, 2003; SUN *et al.*, 2006). É um animal extremamente robusto, com o corpo em formato fusiforme apresenta-se como um grande migrador, as nadadeiras peitorais nos indivíduos maduros podem chegar até a segunda nadadeira dorsal e sua região dorsal possui coloração azul escuro puxado para o metálico (MIYAKE, 1990).

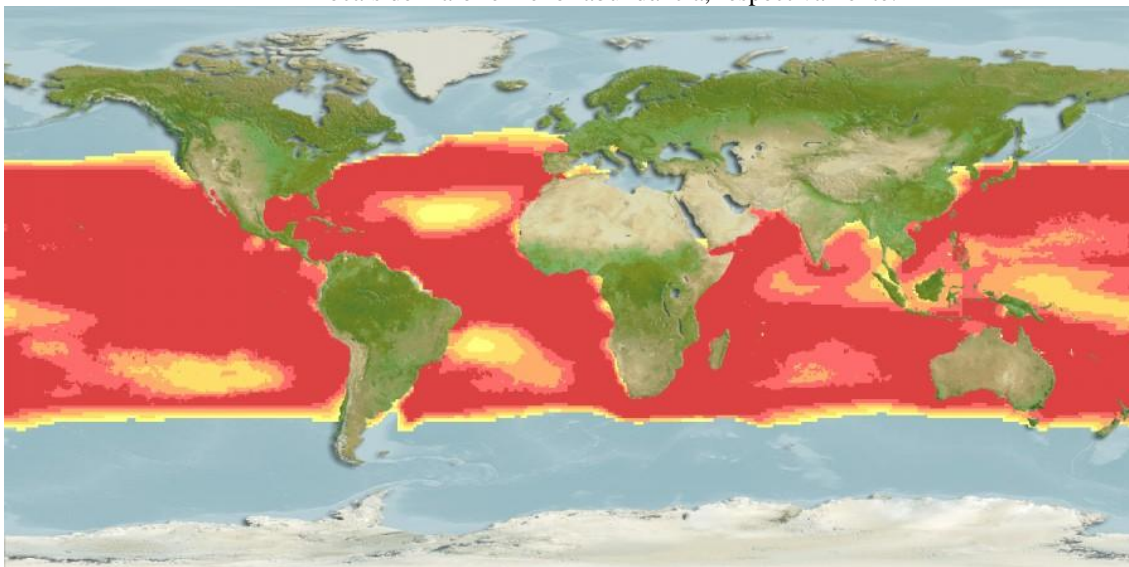
Figura 5: Albacora bandolim, *Thunnus obesus*.



Fonte: ICCAT (2010).

É uma espécie cosmopolita ocorrendo em todos os oceanos do mundo (Figura 6), usualmente presente em águas tropicais, sendo também encontrada em águas subtropicais (MAHON; MAHON, 1986). Quando adulta pode ocorrer até os 600m de profundidade (DAGORN *et al.*, 2000) e está distribuída desde o 50°N até 50°S (MIYAKE, 1990) do Oceano Atlântico, sendo verificada em toda a costa nacional (HAZIN; TRAVASSOS, 2007).

Figura 6: Distribuição de albacora bandolim, *Thunnus obesus*, globalmente. Cor vermelha e amarela representa locais de maior e menor abundância, respectivamente.



Fonte: [http://www.aquamaps.org/receive.php?type\\_of\\_map=regular](http://www.aquamaps.org/receive.php?type_of_map=regular).

O fator determinante para encontrar esses animais na coluna d'água são as temperaturas superficiais e as termoclinas oceânicas (GAIKOV; FEDOSEEV, 1986). A temperatura onde são observadas as maiores capturas é em torno de 13 a 29°C, sobretudo, no interstício de 17 a 22°C, pois é onde se observam as maiores capturas (COLLETTE; NAUEN 1983). Estes mesmo autores verificaram que onde ocorrem as maiores capturas de *T. obesus*, na zona equatorial do Golfo da Guiné, são nas profundidades entre 150 e 210 metros, apresentando uma temperatura com intervalo entre 11,1 °C e 14,2°C. Está frequentemente sendo capturada com albacora laje, utilizando-se de artes de pesca de superfície (cerco, rede, linha de mão, vara e isca viva), são duas espécies muito parecidas quando jovens (COLLETTE; NAUEN 1983).

Como várias espécies de atum, *T. obesus* também apresenta uma dieta bastante diversificada, podendo ser enquadrada como oportunista, visto tamanha amplitude de alimentos consumidos (BERTRAND *et al*, 2002), como peixes, cefalópodes e crustáceos (COLLETE, 1995). Segundo Bertrand *et al*. (2002), em termos quantitativos, a espécie tem preferência por peixes, em seguida cefalópodes e crustáceos.

### 1.3 OBJETIVOS

#### **Geral:**

A presente dissertação teve o objetivo geral de avaliar a distribuição de mercúrio em albacora bandolim e albacora laje capturados no Oceano Atlântico Sul Equatorial.

#### **Específicos:**

- Quantificar o teor de mercúrio total em músculo de albacora baldolim (*Thunnus obesus*) e albacora laje (*Thunnus albacores*);
- Verificar a ocorrência de bioacumulação de mercúrio total em albacora bandolim e albacore laje;
- Quantificar o teor de mercúrio total em músculo de item alimentar consumido por atuns que é o peixe voador (*Hirundichthys affinis*);
- Estimar a exposição máxima potencial humana pela ingestão dos peixes analisados no presente trabalho, considerando o teor de mercúrio total observado.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

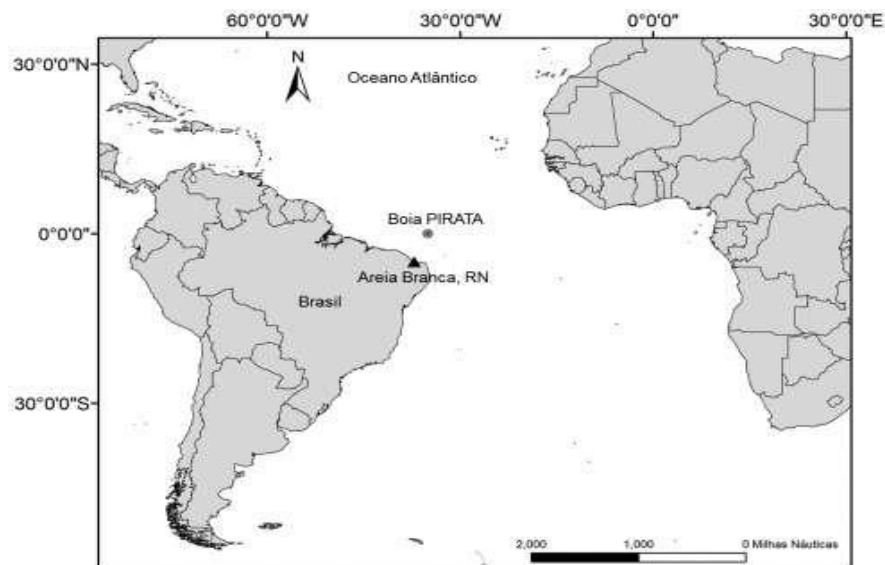
Todas as análises químicas, tratamento das amostras e, posterior, análises dos dados foram realizados no Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará (LBC-LABOMAR/UFC), localizado em Fortaleza/CE.

### **2.1 Região de abrangência do estudo, pontos de coleta e período de coleta das amostras.**

O local de coleta das amostras foi o município de Areia Branca, localizado no estado do Rio Grande do Norte. O município fica situado no litoral setentrional do Rio Grande do Norte, ocupando uma área de 357,625 km<sup>2</sup> e abrigando uma população de 25.315 habitantes (IBGE, 2010), a qual apresenta forte tradição na pesca de lagostas, principal recurso pesqueiro tanto em termos de produção quanto em geração de divisas (IBAMA, 2007). Entretanto, devido ao problema de escassez da lagosta em todo o litoral brasileiro, alguns atores do setor pesqueiro de Areia Branca aderiram a uma nova modalidade desta atividade que é a pesca de atuns e afins nas proximidades de uma bóia do projeto PIRATA (Pilot Research Moored Array in the Tropical Atlantic) localizada no Oceano Atlântico Oeste Equatorial com a finalidade de coleta de dados oceanográficos e atmosféricos. A boia, eventualmente, também atua como dispositivo de agregação de peixes pelágicos (DAP).

A principal bóia em torno da qual se concentram as atividades de pesca, fica fundeada em águas internacionais em uma profundidade superior a 4.000 m, nas coordenadas 0° de latitude e 35°W de longitude, distante 323 milhas náuticas do cais pesqueiro de Areia Branca/RN e 260 milhas náuticas do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, segundo informações obtidas da carta náutica digital nº 1, Costa e Ilhas ao Largo, disponibilizada pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN, 2012) (Figura 7).

Figura 07: Mapa com a localização e rota da bóia PIRATA no Oceano Atlântico Oeste Equatorial a partir dos cais pesqueiro de Areia Branca, RN.



Fonte: Silva, 2013.

Foram realizadas três campanhas durante o ano 2015 à área de estudo, quando foram coletadas as amostras de tecido muscular das duas espécies de peixes abordadas neste estudo: Albacora laje, *Thunnus albacares* (BONNATERRE, 1788) e Albacora bandolim, *Thunnus obesus* (LOWE, 1839). Cabe informar que as amostras foram coletadas no continente, onde é desembarcado o peixe no cais pesqueiro da cidade de Areia Branca/RN.

## 2.2 Obtenção das amostras das espécies.

Todos os animais analisados foram provenientes da pesca artesanal local, onde a pesca de atuns e afins é uma modalidade considerada recente na região, entretanto, bastante promissora conforme informações adquiridas com os atores envolvidos nesta atividade.

Amostras de músculo de 52 indivíduos e de fígado de 10 indivíduos de albacora laje, e 30 de albacora bandolim foram coletadas com o auxílio de um instrumento metálico produzido artesanalmente. Este instrumento é bastante utilizado, conhecido localmente como ‘sashibo’ pelos compradores (atravessadores/marchantes) de atum, que tem por finalidade aferir, de acordo com a qualidade da carne (cor, aparência, textura, translucidez e etc), o preço a ser pago, bem como, para qual mercado (interno/externo) o peixe será destinado. Foram anotados os dados biométricos, comprimento furcal - CF (distância entre a ponta do focinho até a furca da nadadeira caudal) em centímetros e o peso em quilogramas de cada animal.

Estes parâmetros foram verificados utilizando um paquímetro artesanal medindo 2 m de tamanho e com 0,5 cm de precisão para o CF e uma balança comercial utilizada nos locais de desembarque com precisão de 0,1 kg (Figura 8).

Figura 8: Campanha realizada em 2015 a Areia Branca/RN. a – Autor com dois exemplares de *Thunnus albacares*; b – Exemplar de *Thunnus albacares*; c – Despesca de atuns de frota pesqueira artesanal; d – Aferição de tamanho (cm) com paquímetro confeccionado.



Fonte: Autor.

Em algumas amostras das espécies (13 indivíduos de albacora laje e 5 de albacora bandolim) analisadas não foi possível coletar o peso dos animais, devido à dinâmica do desembarque. De modo que estes animais tiveram seus pesos estimados por meio das equações da relação (peso x comprimento) disponíveis na literatura:  $P=0,0000223 \times CF^{2,935}$  (SILVA e FONTELES-FILHO, 2011) e  $P=0,0000024 \times CF^{2,977}$  ( PARKS et al, 1982), para a albacora laje e albacora bandolim, respectivamente.

Aproximadamente 10 g de tecido muscular foram coletados de cada animal (Figura 8). É importante lembrar que os materiais utilizados nas coletas foram previamente lavados, as amostras foram embaladas em sacos plásticos e imediatamente congeladas.

Figura 9: Amostra de músculo com aproximadamente 10g.



Fonte: UFRSA, 2013.

Outra espécie coletada foi o peixe voador (*Hirundichthys affinis*), em virtude do mesmo ser eventualmente consumido por espécies de atuns quando se encontram mais próximas da costa. Os animais (Figura 10) foram coletados manualmente diretamente no convés da embarcação durante cruzeiro oceanográfico na região em setembro de 2015. Os animais foram imediatamente congelados até a chegada ao laboratório.

Figura 10: Exemplar de peixe voador (*Hirundichthys affinis*) analisados no trabalho.



Fonte: Autor.

### 2.3. Tratamento de amostras, quantificação de Hg total e validação metodológica.

A metodologia e procedimentos adotados neste trabalho na preparação e quantificação de mercúrio nas amostras dos peixes foram adaptados de Samanta *et al.*, (2004). As amostras congeladas de tecido muscular de atuns foram liofilizadas e em seguida calculadas a percentagem de umidade para cada amostra. Após este procedimento, o material sem umidade foi homogeneizado utilizando cadinho e acondicionado em frascos de vidro. Duplicatas de amostras, pesando aproximadamente 0,5 gramas, foram inseridas em tubos de teflon que foram adicionados 10 mL de ácido nítrico concentrado (HNO<sub>3</sub> 65%) em uma pré-digestão de 1 hora. Em seguida, a digestão em si foi realizada em forno digestor por micro-ondas com potência de 800 Watts e temperatura de até 200 °C por 30 minutos de acordo com as instruções fornecidas pelo fabricante (amostras biológicas) na configuração do micro-ondas digestor (MARS XPRESS, CEM Corporation). Em seguida foi adicionado 1 mL de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) e o extrato final transferido quantitativamente para balões volumétricos de 100 mL aferidos com água MilliQ®.

Todas as vidrarias e materiais utilizados foram previamente lavados em banho de detergente neutro e HCl 10%. A determinação das concentrações de Hg total foi realizada por digestão ácida e quantificação por espectrofotômetro de absorção atômica por geração de vapor frio (CV-AAS), modelo NIC RA-3 da NIPON®. O equipamento de quantificação foi calibrado utilizando uma solução padrão (MERCK) contendo 1.000 µg.mL<sup>-1</sup> de Hg. Foram realizadas sucessivas diluições até obter-se um balão volumétrico contendo 1,0 µg.mL<sup>-1</sup> de Hg, essa solução foi utilizada para construção das curvas de calibração. Para cada dia de análise foi construída uma curva de calibração a partir das quais as concentrações de Hg presente nas amostras biológicas eram calculadas. A massa de Hg das curvas de calibração variou de 0,5 a 35 ng e o coeficiente de linearidade (R<sup>2</sup>) médio obtido foi de 0,9992.

O limite de detecção (LD) é definido como a menor massa de analito possível de ser quantificada e estatisticamente diferente do branco do método a um nível de confiança de 99%. O valor calculado para LD é três vezes o desvio padrão de sete brancos do método multiplicado pelo fator específico determinado pela distribuição t de Student. Para o n amostral de sete brancos (GL = 7) o fator de multiplicação é 3,14 (USEPA, 2000). Os valores de LD obtidos para cada dia de análise variaram de 0,01 a 0,06 ng de Hg (média 0,03 ± 0,02 ng), que em concentração pode ser considerado igual a 1,2 ± 0,8 ng.g<sup>-1</sup> de Hg.

A metodologia utilizada para quantificação do Hg total em amostras biológicas foi validada pela análise em duplicata do material certificado de referência (SRM) juntamente

com as amostras biológicas em cada dia de análise. O SRM utilizado foi o tecido de mexilhão liofilizado (NIST 2976) contendo  $61 \pm 3,6 \text{ ng.g}^{-1}$  de Hg total. O valor médio obtido é apresentado na tabela 1.

Tabela 1 – Concentrações de Hg total certificado, valores obtidos e recuperações.

SRM	Valor Certificado ( $\text{ng.g}^{-1}$ )	Valor Obtido ( $\text{ng.g}^{-1}$ )	Recuperação (%)
NIST 2976	$61 \pm 3,6$	$58,4 \pm 8,5$	$94,1 \pm 14$

Fonte: Elaborado pelo autor.

## 2.4. Estimativa de Exposição Humana.

De acordo com os valores de mercúrio encontrados nas amostras e com o consumo médio de pescado observado entre a população em uma refeição (250g), é possível estimar a dose a qual a população estaria eventualmente exposta pelo consumo dessas espécies de atuns. As fórmulas empregadas nesta estimativa foram adaptadas de Vieira *et al.* (2015).

Figura 11: Equações para aferição do número de refeições recomendadas por semana e por mês

Refeições por semana =	$\frac{(\text{RfD} \times \text{peso corporal}) \times 7 \text{ dias}}{\text{porção (250g)} \times \text{Hg total no peixe (ng.g-1)}}$
Refeições por mês =	$\frac{(\text{RfD} \times \text{peso corporal}) \times 30 \text{ dias}}{\text{porção (250g)} \times \text{Hg total no peixe (ng.g-1)}}$

Fonte: Adaptado de Vieira *et al.* 2015.

Após a aferição da quantidade de mercúrio consumido por meio da ingestão das espécies estudadas, foram consideradas quantidades fixas (250g por refeição), bem como peso corpóreo humano fixo (70kg). De modo que o foi calculado a estimativa de refeições a serem realizada por dia e por semana na população em geral e em grupos de riscos (grávidas, mulheres que amamentam e crianças) sem que haja possível intoxicação por mercúrio.

## 2.5. Tratamento estatístico dos dados.

Primeiramente os dados foram organizados em planilhas no software Microsoft Office Excel® e em seguida foram exportados para o software R®, onde foram analisados quanto a normalidade de distribuição por meio do teste de Shapiro-Wilk ( $\alpha = 0,05$ ). Em seguida, os mesmos foram ajustados a um modelo linear para verificar a existência do processo de

bioacumulação em ambas as espécies foi utilizado o teste não paramétrico de correlação de Spearman. Para verificar se existem diferenças nas concentrações de Hg entre as espécies foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ( $\alpha = 0,05$ ).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após os procedimentos de liofilização foi possível aferir os teores de umidade para albacora laje e bandolim. No tecido muscular de albacora laje o teor médio de umidade foi de  $74,2\% \pm 2,3$ , enquanto que no tecido hepático foi verificado um teor médio de umidade de  $72,9\% \pm 2,3$ , desta forma o fator de conversão (peso seco – peso úmido) calculado para músculo e fígado foram 0,26 e 0,27, respectivamente. Para albacora bandolim o teor médio de umidade no músculo foi  $72,2 \pm 8,1$ , apresentando um fator de conversão de 0,28. As concentrações de Hg total neste trabalho estão apresentadas em  $\text{ng.g}^{-1}$  de peso úmido, havendo a necessidade de ser convertido para peso seco deverá ser utilizado os fatores de conversão calculados para cada caso.

#### 3.1 Estruturas populacionais das amostras de albacora laje e albacora bandolim.

Foi analisado um total de 82 indivíduos, sendo 52 de albacora laje e 30 de albacora bandolim. A estatística descritiva dos dados biométricos está apresentada na tabela 2. A distribuição de frequência dos dados de comprimento para ambas as espécies está representada nas figuras 12 e 14, respectivamente. Os gráficos com a relação peso X comprimento dos pontos observado e dos pontos estimados, estão apresentados nas figuras 13 e 15, respectivamente.

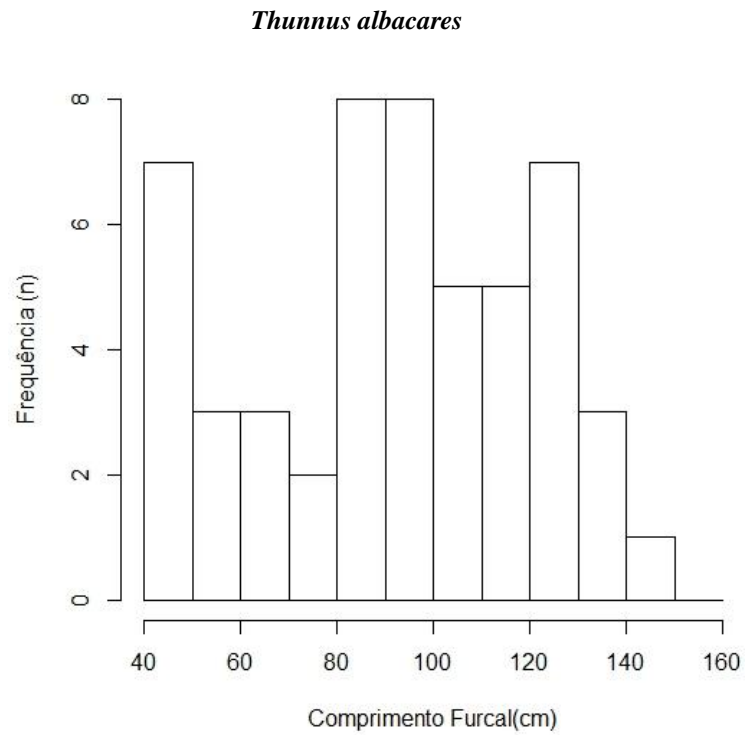
Os indivíduos de albacora laje analisados apresentaram tamanho entre 42 e 150 cm de CF, com média de  $92,1 \pm 28,6$  cm. Com relação ao peso, os animais variaram entre 1,31 a 60 kg, apresentando média de  $16,8 \pm 13,4$  kg. Enquanto que os indivíduos de albacora bandolim analisados, apresentaram tamanho entre 54 e 139 cm de CF, com média de  $88,3 \pm 19,4$  cm. Com relação ao peso, os animais variaram entre 2,9 a 51 kg, apresentando média de  $15,5 \pm 10,5$  kg.

Tabela 2. Estatística descritiva dos indivíduos de albacora laje e albacora bandolim desembarcados em Areia Branca/RN.

Espécie	Comprimento Furcal (cm)		Peso Total (kg)	
	Media	D. P.	Media	D. P.
Albacora laje	92,1	28,6	16,8	13,4
Albacora bandolim	88,3	19,4	15,5	10,5

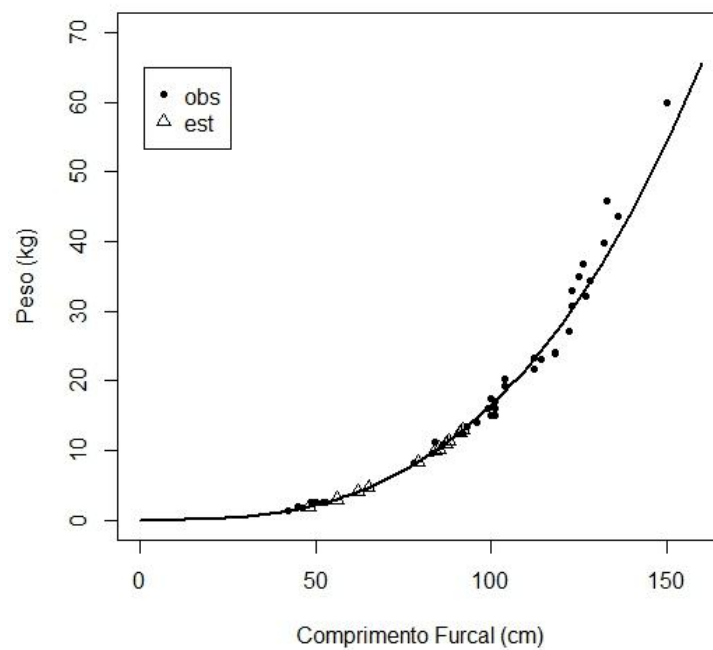
Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 12. Distribuição de comprimento furcal dos indivíduos de albacora laje coletados em Areia Branca/RN.



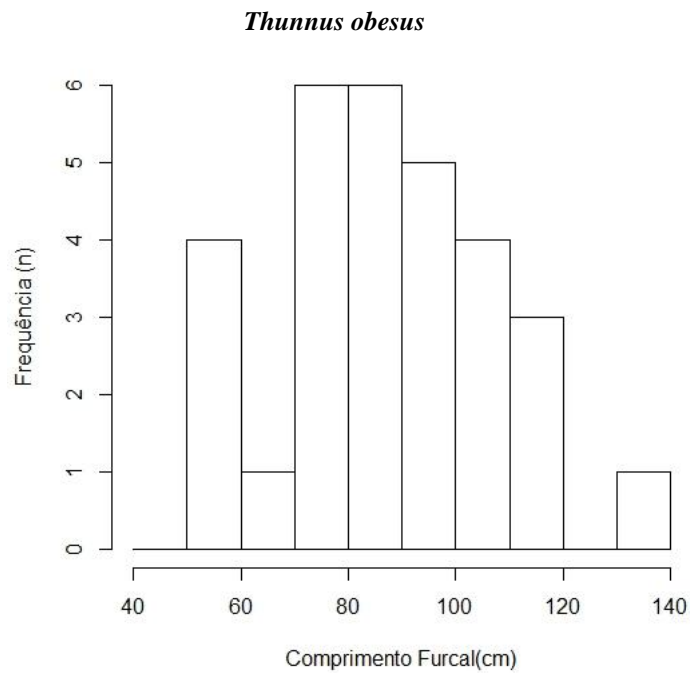
Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 13. Gráfico com os dados de peso comprimento da albacora laje com os pontos observados e estimados a partir de Silva e Fonteles-Filho (2011).



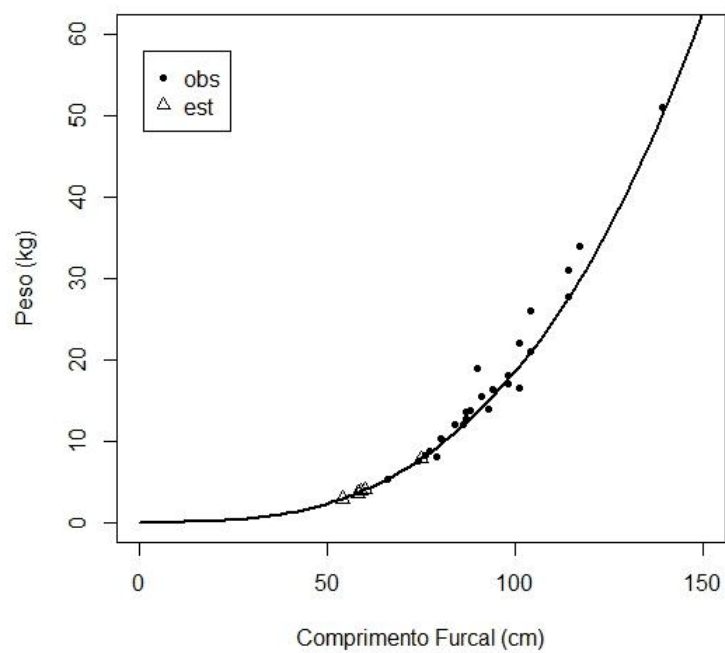
Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 14. Distribuição de comprimento furcal dos indivíduos de albacora bandolim coletados em Areia Branca/RN.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 15. Gráfico com os dados de peso comprimento da albacora bandolim com os pontos observados e estimados a partir de Parks et al (1982).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Considerando que a albacora laje atinge a maturação por volta dos 140 cm de tamanho (ICCAT, 2006), podemos inferir que quase todos os animais eram juvenis (n=51), somente um apresentou tamanho maior que 140 cm (150 cm). O mesmo foi observado para albacora bandolim, onde apenas um indivíduo apresentou tamanho superior a 130 cm (139 cm) (COLLETE; NAUEN, 1983). Este fato corrobora com Silva (2013) que relata que a pescaria de cardume associado realizada naquela região captura majoritariamente indivíduos juvenis.

### 3.2 Hg total em Albacora laje (*Thunnus albacares*) e Albacora bandolim (*Thunnus obesus*) desembarcados no Nordeste brasileiro.

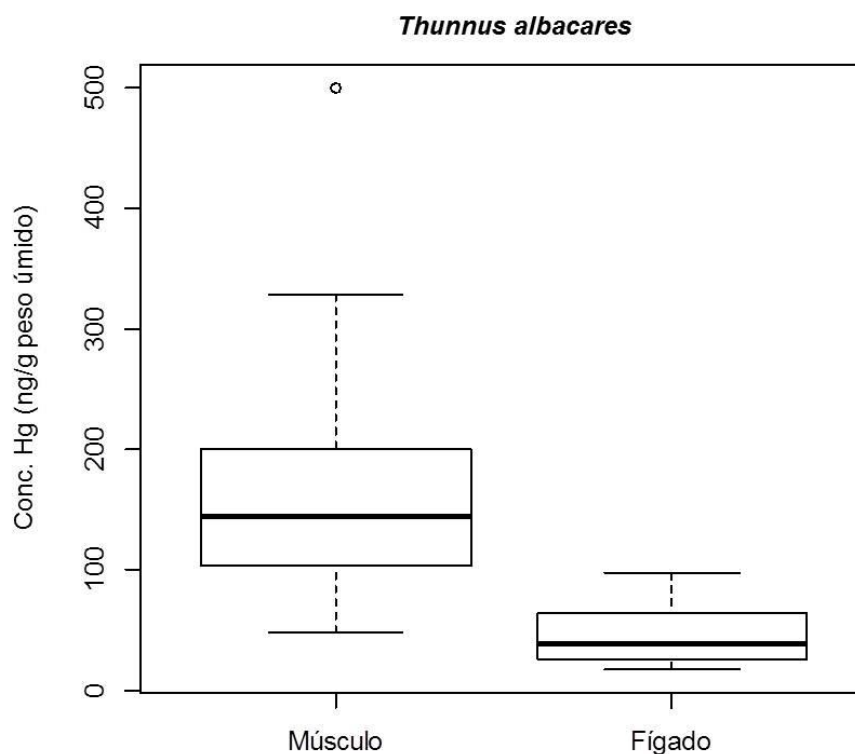
Os teores de Hg total em albacoras laje apresentaram concentrações variadas. Dos 52 animais analisados, apenas em 10 foi possível analisar músculo e fígado, considerando apenas os 10 animais em que foram analisados os dois tipos de tecido, foi verificado que o tecido muscular apresentou concentrações de Hg 2 a 3 vezes maior que no fígado, variando de 47,6 a 220,3 ng.g<sup>-1</sup>, com média de 108,3 ng.g<sup>-1</sup>; enquanto que em fígados as concentrações variaram de 18,2 a 98,1 ng.g<sup>-1</sup>, apresentando média de 46,8 ng.g<sup>-1</sup>. Considerando os 52 animais em que foram analisados o tecido muscular, as concentrações de Hg total variaram entre 47,6 a 499,9 ng.g<sup>-1</sup>, com média de 159,2 ng.g<sup>-1</sup> (Tabela 3).

Tabela 3: Estatística descritiva de Albacora laje.

Espécie	Órgão/ tecido	n	Média Hg (ng.g <sup>-1</sup> ) - p.s.	Média Hg Total (ng.g <sup>-1</sup> ) - p.u.	Min - Max (ng.g <sup>-1</sup> ) - p.u.
A. Laje ( <i>T. albacares</i> )	músculo	52	597,6 ± 298	159,2±79,4	47,6- 499,2
	fígado	10	175,5±97,3	46,8±25,9	18,7-98,1

Fonte: Elaborado pelo autor.

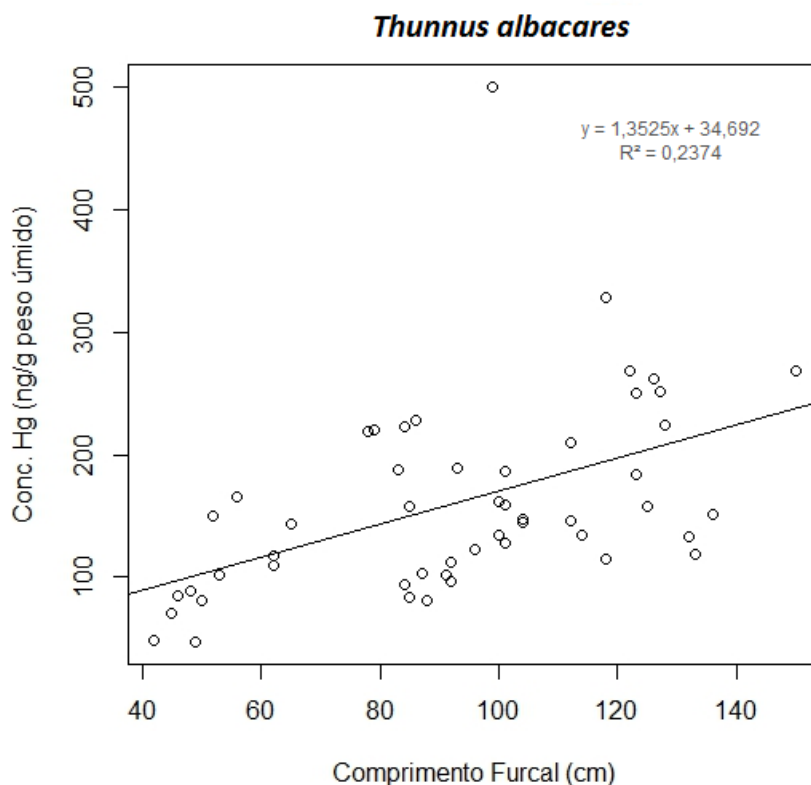
Figura 16: Variação das concentrações de Hg total em músculo e fígado de Albacora laje.



Fonte: Elaborado pelo autor

Diante dos resultados médios encontrados para albacora laje, foi possível observar que as maiores concentrações estão no tecido muscular, todavia, não foi possível aferir um padrão de acumulação, pois a variação das concentrações entre indivíduos foi muito alta (Figura 16). No Oceano Atlântico Oriental também foi verificado em *T. albacares* uma menor concentração de Hg no fígado em comparação com o músculo, esta verificação foi possível em duas classes de tamanho distintas (GREIG; KRZYNOWEK, 1979). Mas a diferença não foi tão acentuada quanto à observada no presente trabalho. Meireles *et al.* (2008), trabalhando com albacora laje capturadas próximo ao litoral do Rio de Janeiro, também observaram uma concentração bastante inferior no fígado do que no músculo. Este padrão também foi observado em albacora bandolim (*T. obesus*) capturado próximo a Portugal, onde a concentração de Hg no fígado foi muito menor do que as observadas no músculo (TORRES *et al.*, 2016).

Figura 17: Regressão linear entre comprimento furcal e Hg total em músculo de Albacora laje.



Fonte: Elaborado pelo autor.

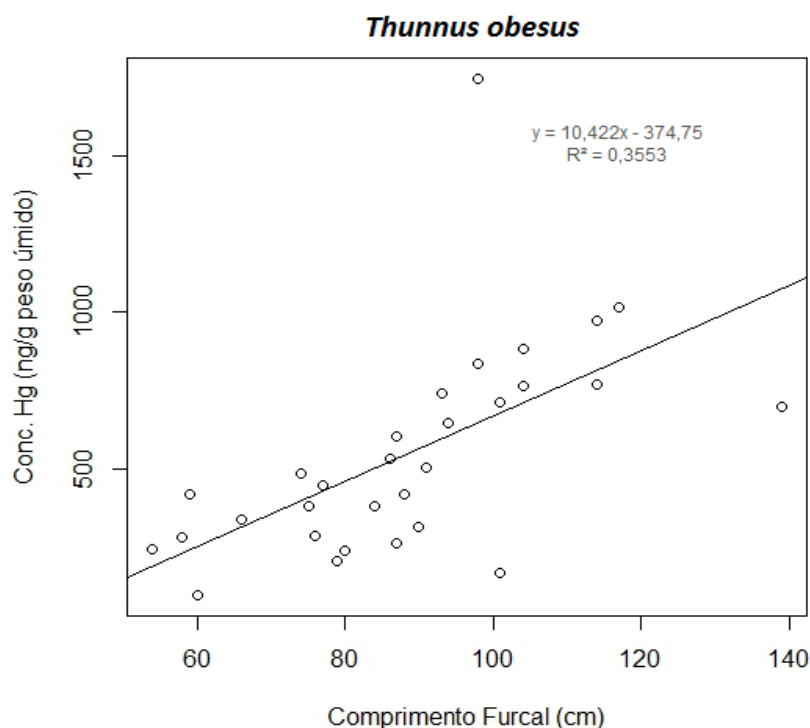
Considerando os teores de Hg total presentes nas albacoras bandolim analisadas também verificamos concentrações variadas. Dos 30 animais analisados, o tecido muscular apresentou concentrações que variaram de 95,4 a 1748,1  $\text{ng.g}^{-1}$ , apresentando média de  $545,2 \pm 338,2 \text{ ng.g}^{-1}$  (Tabela 4).

Tabela 4: Estatística descritiva de albacora bandolim.

Espécie	Órgão/ tecido	n	Média Hg ( $\text{ng.g}^{-1}$ ) - p.s.	Média Hg Total ( $\text{ng.g}^{-1}$ ) - p.u.	Min - Max ( $\text{ng.g}^{-1}$ ) - p.u.
A. Bandolim ( <i>T. obesus</i> )	Músculo	30	$2046,3 \pm 1271,0$	$545,2 \pm 338,2$	95,4 - 1748,1

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 18: Regressão linear entre comprimento furcal e Hg total em músculo de Albacora bandolim.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Outra espécie estudada neste trabalho foi o peixe voador *Hirundichthys affinis*, amplamente capturado pela frota pesqueira do Rio Grande do Norte, apresentando produção anual em torno de 400 toneladas, este peixe pode ser eventualmente consumido por algumas espécies de atuns quando se encontram mais próximo à costa e outras espécies carnívoras pelágicas da região estudada (OLIVEIRA *et al.*, 2013). Como já era esperado, as concentrações de Hg em atum foram 2 a 10 vezes superiores aos medidos em *H. affinis* (49 a 83  $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$  peso úmido), este fato demonstra claramente o poder de bioacumulação que estes animais de grande porte possuem ao longo de suas vidas. É importante ressaltar que este é o primeiro trabalho que aborda a concentração de Hg total nesta espécie de peixe voador.

Tabela 5: Valores médios de Hg observados em peixe voador.

Espécie	Órgão/ tecido	n	Média Hg ( $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ) - p.s.	Média Hg Total ( $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ) - p.u.	Min - Max ( $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ) - p.u.
Voador ( <i>H. affinis</i> )	Músculo	14	282,8±44,5	67,9±10,7	48,8 – 83,3

Fonte: Elaborado pelo autor.

As regressões lineares encontradas entre as concentrações de Hg e o comprimento

furcal dos animais evidenciam certo processo de bioacumulação de Hg nos organismos estudados. Todavia, esta relação é mutável, pois é influenciada pela ação de diversos fatores, tais como: número amostral pertencente a uma mesma classe etária, alterações no habitat e/ou dietas específicas de determinadas espécies, períodos de maturação e/ou reprodução, dentre outros, os quais podem alterar o padrão de acumulação de Hg em determinadas espécies e indivíduos, alterando o processo de tal maneira que não seja verificado ou ainda, se verifique uma diminuição nas concentrações em organismos maiores (BEZERRA, 2013).

Os atuns diferem dos demais peixes pela sua alta capacidade de reter calor metabólico e por serem extremamente ativos. Este recurso faz com que os atuns sejam grandes especialistas em nadar rápido e minimizar a barreira térmica para explorar diversos habitats, esta adaptação permite que o animal se distribua em latitudes elevadas e em consideráveis profundezas oceânicas (GRAHAM; DICKSON 2004). São animais que sistematicamente estão realizando grandes migrações e alterações nas dietas alimentares, portanto, o padrão de acumulação de Hg é diretamente proporcional a estas mudanças. Tais mudanças podem estar ligadas a própria biologia da espécie (Maturação, Reprodução, Alimentação) e por características próprias dos ambientes onde estão vivendo no momento (muito ou pouco poluídos, muito ou pouca precipitação, muito ou pouco industrializado).

Estudos de avaliação de Hg em atuns são realizados em diversos países do mundo, entretanto, no Brasil, poucos são os que abordam a temática. Em um dos trabalhos os autores analisaram Hg em músculo de albacoras laje, capturadas no entorno do arquipélago de São Pedro e São Paulo pertencente ao Estado de Pernambuco (ASPSP 2010). Os valores de Hg total observados naquele estudo para albacora laje foram  $400 \text{ ng.g}^{-1}$  peso úmido, portanto maior do que o observado no presente trabalho. O tamanho dos animais variou entre 90 e 130 cm, bastante próximo dos analisados neste trabalho. Os autores concluíram que não houve correlação positiva entre tamanho e a concentração de Hg total nos animais, portanto as mais elevadas concentrações de Hg total não necessariamente estavam nos animais de maior porte (ASPSP 2010).

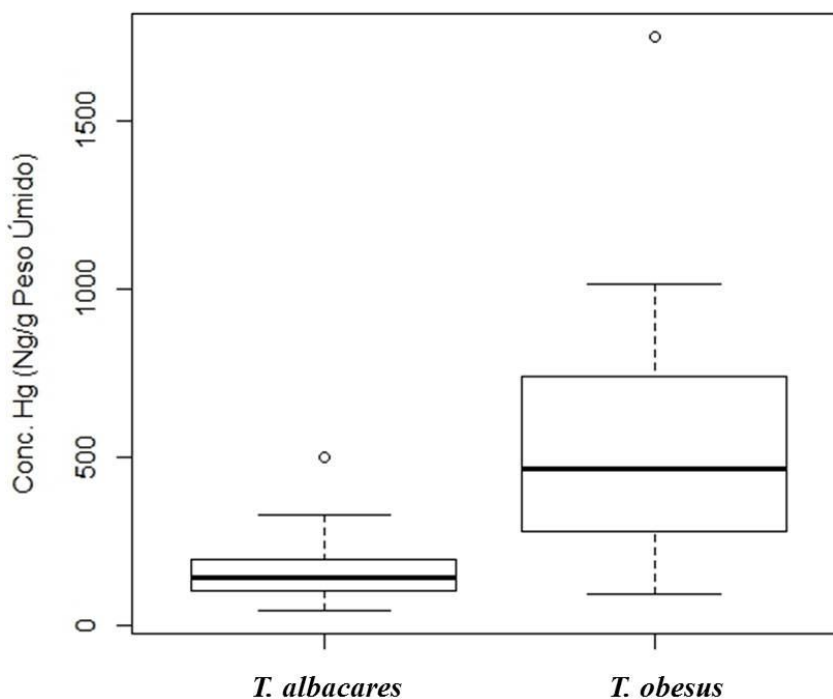
Durante a revisão bibliográfica para a realização deste trabalho, não foram observados trabalhos com albacora bandolim (*T. obesus*) relatados para o Oceano Atlântico Sul, com exceção dos resultados para 5 indivíduos da espécie relatados na extensa pesquisa da pesca do Golfo da Guiné, publicado pelo Serviço de Pesca Costa do Marfim em 1972 (PETERSON *et al.*, 1973). Nesse levantamento, embora comparando 88 indivíduos de *T. albacares* com apenas 5 de *T. obesus*, as concentrações de Hg em *T. obesus* foram maiores que em *T. albacares*, apesar de seu tamanho menor, à semelhança dos resultados encontrados, neste

trabalho, no Nordeste do Brasil.

Outros trabalhos compararam as duas espécies em várias regiões oceânicas de todo o mundo e que também encontraram maiores concentrações de Hg total em indivíduos de *T. obesus* em comparação com *T. albacares*. Boush e Thieleke (1983), comparando as duas espécies capturadas no Havaí, também observaram concentrações mais elevadas em *T. obesus*. Em um grande trabalho realizado com as duas espécies de cinco regiões diferentes do Oceano Pacífico, Ferriss e Essington (2011) encontraram maiores concentrações de Hg em *T. obesus* em todas as regiões estudadas. Ainda em relação a *T. obesus*, a maioria dos estudos anteriores sobre esta espécie, independentemente da região, apresentaram relação significativa entre as concentrações de Hg e tamanho/peso corporal (BOUSH; THIELEKE, 1983; YAMASHITA *et al.*, 2005; BESADA *et al.* 2006; CHOY *et al.*, 2009; TORRES *et al.*, 2016).

Possivelmente as diferenças de comportamento, sobretudo, na profundidade em que se alimentam devem estar associadas com as diferenças de concentrações de Hg total entre as duas espécies (Figura 19). *Thunnus albacares* nadam mais frequentemente próximo a superfície e, portanto, se alimentam de organismos que habitam esta camada da coluna de água oceânica, apresentando preferência por polvos, peixes voadores, lulas e crustáceos pelágicos. No Atlântico Equatorial Brasileiro, Travassos *et al.* (2009) acompanharam os movimentos verticais do *T. albacares* durante 48 horas por telemetria acústica e verificaram que as espécies habitam preferencialmente águas mais superficiais (<50 m), com apenas dois mergulhos profundos e curtos (257 m e 969 m) abaixo da termoclina observado durante o período. *Thunnus obesus*, por sua vez, também é um animal altamente migratório, habita as profundidades (abaixo de 800 m), especialmente durante o dia, e se alimentam de crustáceos, lulas e peixes daquele nicho ecológico. Embora as duas espécies pareçam ter muito em comum, *T. obesus* mesmo com tamanho/peso similar a *T. albacares*, mostrou aproximadamente o dobro do nível de Hg na região amostrada.

Figura 19: Variação de Hg total no músculo das duas espécies.



Fonte: Elaborado pelo autor

Em uma pesquisa abrangente sobre teias alimentares pelágicas no Oceano Pacífico Norte, Choy *et al.* (2009), associaram a alimentação em águas mais profundas (0 - 800 m) para *T. obesus* comparado a 0 - 100 m para *T. Albacares* e sugeriram que a alimentação em maiores profundidades está ligada a maiores concentrações de Hg, como foi o caso de *T. obesus* capturado naquela região de estudo. Os autores afirmaram que complexos de Hg orgânico são mais biodisponíveis em águas profundas e, portanto, aumentam diretamente o teor de Hg nos itens alimentares nesta profundidade e, assim, contribuem para maior capacidade de biomagnificação e bioacumulação nos organismos que por lá se alimentam.

A elevada amplitude de variação nas concentrações de Hg total entre *T. albacares* de tamanhos semelhantes, podem ter ocorrido devido a uma taxa de crescimento diferenciada entre os sexos masculino e feminino, conforme reportado por Peterson *et al.* (1973). Todavia, Bosch *et al.* (2016) não encontraram nenhuma diferença nas concentrações de Hg entre os sexos em *T. albacares* da África do Sul e sugeriu que diferentes taxas de crescimento entre indivíduos do mesmo sexo é um dos fatores que dificultam correlações significativas entre tamanho e concentrações de Hg nesta espécie de atum. Adams (2004) estudaram indivíduos de *T. albacares* da Flórida, com fêmeas de maior porte que os machos, e com concentrações significativamente mais elevadas de Hg. Dentro deste grupo, semelhante a este estudo, foi

encontrada uma correlação significativa entre as concentrações de Hg e tamanho do peixe. Greig e Krzynowek (1979) em um estudo pioneiro com três diferentes espécies de atum, também não conseguiram encontrar nenhuma correlação significativa entre o tamanho e os níveis de Hg em *T. albacares*, no entanto observaram uma correlação positiva significativa nas duas outras espécies estudadas, *T. obesus* e *Katsuwonus pelamis*. Embora os indivíduos maiores, via de regra apresentem maiores concentrações de Hg, dificilmente há relação entre os tamanhos e os níveis de Hg, portanto raramente é relatado para esta espécie uma correlação positiva entre esses parâmetros, como encontrado por Besada *et al.* (2006) trabalhando apenas com indivíduos bem maiores de *T. albacares* (> 95 cm).

Em atuns mais jovens as concentrações de Hg total são geralmente mais baixas, entretanto podem ser altamente variáveis. Quando jovens, os indivíduos adquirem adaptações que permitem que alcancem águas mais profundas, nas quais se alimentam de organismos que certamente apresentam concentrações de Hg mais altas, sobretudo considerando o grande número de carnívoros habitando esta região oceânica (Graham *et al.*, 2006). Portanto, a partir de um determinado tamanho, independentemente das espécies, as concentrações de Hg são mais propensas a exibir uma correlação positiva com dimensões corporais (DREVNICK *et al.*, 2015).

Os poucos estudos científicos que abordam os níveis de Hg em *T. albacares* e *T. obesus* no Oceano Atlântico, estão resumidos na Tabela 6. Destes poucos trabalhos observados no Oceano Atlântico com *T. albacares*, Greig e Krzynowek (1979) comparando os resultados encontrados em diferentes oceanos, não observaram nenhuma diferença significativa nas concentrações de Hg total em *T. Albacares*, por exemplo, quando comparando indivíduos capturados no Atlântico Norte e no Oceano Pacífico Norte Central, próximo ao Havaí. Entretanto, quando um único oceano é levado em consideração, as diferenças regionais são mais claras. Ferriss e Essington (2011) encontraram diferenças significativas nas concentrações de Hg total em *T. albacares* e *T. obesus*, capturados em 5 diferentes regiões do Oceano Pacífico, e sugeriu que tais diferenças podem estar associadas a produtividade primária de cada região estudada.

Trabalhos envolvendo *T. albacares* de tamanho similar, inclusive os animais analisados no presente estudo, capturados na região leste do Atlântico Sul, apresentam concentrações de Hg total semelhantes apesar da diferença de latitude de captura. No entanto, embora baseado em apenas duas áreas de pesca mais importantes (do Golfo da Guiné e África do Sul), os indivíduos desta espécie de tamanho similar amostrados no Atlântico Sul.

Tabela 6: Hg total em músculo de albacora laje e bandolim capturados em diferentes regiões do Oceano Atlântico. a - *T. albacares*; b - *T. obesus*.

a). *Thunnus albacares*

Ano	N	Local e latitude	Tamanho (cm)	Peso (kg)	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	Reference
<i>Atlântico Sul Equatorial</i>						
2015	14	Africa do Sul; 34°S	n.i.	29 - 51	726 ± 216	Bosch <i>et al.</i> (2016)
1972	88	Golfo da Guiné; 0°	n.i.	2 - 105	420 (70 - 1,200)	Peterson <i>et al.</i> (1973)
2004	11	Golfo da Guiné; 0°	35 - 55	0.6 - 2	61 ± 21 (36 - 90)	Voegborlo <i>et al.</i> (2006)
1972	3	Costa do Marfim; 0°	n.i.	4.5 - 40	490 (270 - 770)	Peterson <i>et al.</i> (1973)
<i>Atlântico Sul Ocidental</i>						
2005	2	SE Brasil; 25°S	n.i.	n.i.	125 ± 78 (< 7 - 180)	Morgano <i>et al.</i> (2007)
2004	8	SE Brasil; 22°S	43 - 107	2-12	80 ± 50 (3 - 172)	Medeiros <i>et al.</i> (2008)
2014	52	NE Brasil; 4°S	42 - 150	1.3- 60	159 ± 79 (48 - 500)	Este estudo
2009	25	Brasil; 0°	90 - 131	10 - 38	135 ± 106 (40 - 420)	Costa <i>et al.</i> (2009)
<i>Atlântico Norte</i>						
1979	30	Atlântico Norte Oriental (n.i.)	n.i.	n.i.	1,060 - 1,190	Greig and Krzynoweck (1979)
2001	13	Atlântico Norte (n.i.)	96 - 145	n.i.	327 (166 - 531)	Besada <i>et al.</i> (2006)
2004	56	Florida, EUA; 24-28°N	60 - 134	n.i.	250 ± 120 (68 - 650)	Adams (2004)
2005	50	Nova Jersey, EUA; 38-41°N	n.i.	n.i.	650 ± 100	Burger and Gochfeld (2005)

b). *Thunnus obesus*

Ano	N	Local e latitude	Tamanho (cm)	Peso (kg)	Hg (ng.g <sup>-1</sup> )	Reference
2001	30	Atlântico Norte, n.i.	60 - 167	n.i.	761 (344 - 1,290)	Besada <i>et al.</i> (2006)
2011	15	Azores, 36-39°N	10 ± 0.8	n.i.	139 ± 21	Torres <i>et al.</i> (2016)
2005	7	Atlântico Norte, n.i.	n.i.	35-43	270 ± 10	Yamashita <i>et al.</i> (2005)
1972	5	Costa do Marfim; 0°	30 - 70	n.i.	230 - 750	Peterson <i>et al.</i> (1973)
2015	21	NE Brasil	54 - 117	2.9 - 34	443 ± 225 (95- 1,016)	Este estudo

Ocidental apresentaram concentrações muito mais altas. Com exceção, podemos destacar o estudo de Voegborlo *et al.* (2006), que encontraram concentrações muito mais baixas, possivelmente por estar analisando animais muito pequenos, provavelmente juvenis. Nos peixes analisados neste estudo, com peso inferior a 2,5 kg, apresentaram concentrações de Hg que variam de 49 a 89 ng.g<sup>-1</sup> peso úmido, com um teor médio de 71 ng.g<sup>-1</sup>.

O metil-mercúrio, forma orgânica e mais tóxica do metal, representa mais de 98% do conteúdo total de Hg em *T. albacares* (VOEGBORLO *et al.*, 2006) e a relação entre as concentrações de Hg total nos peixes de tamanho pequeno com sua dimensão, não são claros e sugerem baixo fator de biomagnificação, portanto, qualquer fator ambiental responsável pelo aumento da concentração de Hg total nos *T. albacares* do Atlântico Sul, seria mais fraco nos pequenos indivíduos, resultando em concentrações semelhantes entre as duas regiões no Atlântico Sul. Ao considerar os indivíduos maiores, a diferença entre as duas regiões é clara, mas apenas com base em estudos existentes a causa para esta afirmação ainda não é tão concisa. Da mesma forma, as concentrações de Hg total encontradas em *T. albacares* capturados no oceano Atlântico Norte são geralmente maiores que aquelas encontradas na costa brasileira. Estas diferenças podem estar associadas a diferentes níveis de produção primária, que aumentam as taxas de metilação, mas também a diferenças na magnitude das emissões antrópicas de Hg para os diferentes setores do Oceano Atlântico.

### **3.2 A exposição humana ao mercúrio consumindo as espécies estudadas.**

As amostras analisadas das duas espécies apresentaram valores de Hg total abaixo dos limites dispostos na legislação vigente (ANVISA, 1998) que é  $500 \text{ ng.g}^{-1}$  para pescado não-predador e  $1.000 \text{ ng.g}^{-1}$  para pescado predador. Em albacora laje (*Thunnus albacares*) apenas um único indivíduo apresentou valor de Hg total próximo ( $499,2 \text{ ng.g}^{-1}$ ) ao valor limite para peixe não predador, enquanto que em albacora bandolim (*Thunnus obesus*) a média de todas as amostras analisadas ficou acima dos valores para peixe não predador. Ainda com relação à albacora bandolim, esta espécie apresentou dois animais ( $1.748,8 \text{ ng.g}^{-1}$  e  $1.016,14 \text{ ng.g}^{-1}$ ) com valores superiores aos estabelecidos para peixes predadores, representando 6,7% do total de amostras.

Além disso, três outros animais da mesma espécie apresentaram valores ( $972,8$ ;  $881,4$  e  $836,4 \text{ ng.g}^{-1}$ ) bem próximos dos limites estabelecidos, somando-se aos dois que passaram dos limites estabelecidos, esse quantitativo passa a representar aproximadamente 17% do total. Esse percentual, em um número amostral de apenas 30 indivíduos, mostra o quanto à ingestão desses organismos deva ser realizado com moderação por parte da população.

Outro ponto fundamental é que embora as médias de Hg, encontradas para ambas as espécies, não tenham extrapolado os valores máximos para peixes predadores, o risco de intoxicação existe na medida em que o consumo aumenta. Dados da Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO 2009) apontam uma produção mundial de 144

milhões de toneladas, considerando pesca e aquicultura, sendo 110 milhões destinadas ao consumo humano. De acordo com Chammas (2007), existem fatores que alteram diretamente o incremento de consumo de pescado entre a população, tais como: variação nos hábitos alimentares e culturais em diferentes países e regiões do mundo, percentagem de pescado destinado para alimentação humana, preço final de venda em comparação com os demais tipos de carnes, nível sócio econômico de determinadas regiões, estações do ano, dentre outros.

O consumo de per capita de pescado a nível mundial tem aumentado década após década, passando de 9,9 kg em 1960 para 11,5 kg em 1970, 12,5 kg em 1980, 14,4 kg em 1990 e mais atualmente em 16,7 kg em 2006. Uma das exceções foi o Brasil que seguiu sem crescimento expressivo se mantendo na média dos 7 kg/ habitante/ano (FAO 2008). É sabido que no Brasil o consumo médio per capita de pescado entre a população é bem aquém do que preconiza a OMS (FAO 2009), em torno 12 kg. Segundo dados do extinto Ministério da Pesca e Aquicultura, então órgão do poder executivo federal responsável pelo fomento e disseminação das benéficas do consumo de pescado nacionalmente, o consumo de pescado entre a população brasileira é entorno de 9,75 kg per capita ano (MPA, 2012). O Governo Federal, por intermédio do então Ministério da Pesca e Aquicultura, realizava, sistematicamente, campanhas e ações de fomento que objetivavam a disseminação da cultura de consumo regular de pescado entre a população brasileira, como por exemplo: Semana do Peixe, distribuição de Kits Feira para venda de pescado em feiras livres e demais mercados, distribuição de Caminhões Feiras que armazenam e realizam a venda *in loco* em qualquer lugar desejado, dentre outras. Estas ações buscam justamente estimular o aumento de consumo de pescado entre a população.

Diante do exposto podemos inferir que entre a população brasileira não há um consumo expressivo de pescado, no entanto, tal constatação não exime em termos individuais essa problemática, pois em alguns casos pontuais esse consumo pode ser bastante elevado, como por exemplo, ribeirinhos amazônicos onde o consumo de pescado pode ultrapassar os 50 kg per capita por ano região (PASSOS *et al.*, 2003). Em países asiáticos, onde culturalmente se consome bastante pescado, os níveis máximos aceitos pelos órgãos reguladores são inferiores ao de outros países, que apresentam menor consumo de pescado. Na Europa, Portugal é o líder de consumo de pescado entre a população, apresentando consumo em torno de 60 kg per capita ao ano (FAO 2008), tal resultado coloca o país europeu como um dos maiores consumidores de pescado mundial, capitaneado pelo Japão.

O fato é que esse estímulo ao consumo de pescado, inclusive do poder público, deve ser realizado com certa parcimônia, particularmente em relação a peixes de nível trófico elevado, como os atuns, que apresentam concentrações relativamente elevadas de Hg, quase toda composta por metil-mercúrio, pois se faz necessário a sensibilização da população em geral de que existem grupos vulneráveis e que, portanto, devem ingerir uma menor quantidade de metil-mercúrio, tais como: recém nascidos, grávidas e lactantes (EPA, 1994). Embora os pescados de maneira geral sejam alimentos extremamente ricos em nutrientes e que determinadas espécies contêm alta quantidade de ácidos graxos poliinsaturados, como por exemplo, os ômega 3 e 6, que são extremamente benéficos para a saúde humana, muitas dessas espécies, sobretudo, as pelágicas de topo de cadeia trófica, apresentam níveis elevados de metil-mercúrio (EFSA 2004). Portanto, há a necessidade que as campanhas de fomento ao consumo atentem a população para não somente aos benefícios do consumo do nobre recurso, mas que também seja amplamente divulgado a problemática referente à bioacumulação e biomagnificação de Hg e demais poluentes persistentes em espécies consumidas pela população.

O ideal é que grupos de risco não consumam peixes predadores de grande porte, tais como os atuns, espadarte, agulhões, cavala, dourado e outros. E que os governos responsáveis por essas questões, acompanhem de maneira sistemática, os níveis de mercúrio em peixes locais e/ou importados, bem como, realizar um monitoramento contínuo na população, sobretudo em mulheres e crianças. Certamente ações como esta ajudariam a avaliar melhor os riscos de exposição humana frente ao consumo desses organismos, projetos como este já são realizados na comunidade européia (EFSA 2004).

A ingestão diária máxima aceitável (RfD) de metilmercúrio tem limites, que são 100 ng diários para cada kg de peso corpóreo e restrita a 50 ng para cada kg de peso corpóreo para mulheres grávidas (fetos são mais sensíveis a toxidez do mercúrio), para mulheres que estão amamentando e crianças menores que 10 anos (USEPA, 1997). Nesta avaliação foi considerado que uma porção de peixe fresco consumido por um adulto é de 250g e para representar melhor os limites de exposição será expresso em números de refeições, considerando os limites estabelecidos acima. Também foi considerada uma média de peso corporal de um adulto de 70 kg, o valor total de metil-mercúrio que pode ser consumido é de aproximadamente 7.000 ng.dia/adulto (49.000 ng por semana e 210.000 ng por mês) para pessoas não enquadradas no grupo de risco e para aquelas enquadradas no grupo de risco são 3.500 ng.dia/adulto (24.500 ng por semana e 105.000 ng por mês). Os limites de segurança, expressos como frequência de refeição das espécies estudadas, baseado nos médias de Hg

encontradas neste trabalho estão apresentados na tabela 7 para a população em geral e na tabela 8 para pessoas do grupo de risco.

Tabela 7: Número de refeições das espécies amostradas para população em geral (70kg), por semana e por mês, considerando os limites estabelecidos.

ESPÉCIE	Nº DE REFEIÇÕES – SEMANA	Nº DE REFEIÇÕES – MÊS
<i>T. obesus</i>	-	2
<i>T. albacares</i>	1	5
<i>H. affinis</i>	3	12

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 8: Número de refeições das espécies amostradas para população do grupo de risco (70kg), por semana e por mês, considerando os limites estabelecidos.

ESPÉCIE	Nº DE REFEIÇÕES – SEMANA	Nº DE REFEIÇÕES – MÊS
<i>T. obesus</i>	-	1
<i>T. albacares</i>	1	3
<i>H. affinis</i>	1	6

Fonte: Elaborado pelo autor.

É preciso lembrar aos consumidores que devem ter em mente que as normas vigentes possuem uma margem razoável de segurança, portanto, nem sempre observamos problemas em curto prazo quando consumimos organismos com alto teor de mercúrio. Um exemplo disso foi um extenso trabalho realizado durante duas décadas com aproximadamente 800 crianças, onde as mães durante suas gestações consumiam sistematicamente peixes com alto teor de mercúrio (cerca de  $300 \text{ ng.g}^{-1}$ ) e por muitas refeições semanais (aproximadamente 12 refeições). As crianças foram acompanhadas do nascimento até a idade adulta e não foi possível observar déficit nos sistemas motores, linguístico, memória e/ou capacidade de raciocínio (MATTHEWS, 1983; MYERS *et al.*, 2003; SHAMLAYE *et al.*, 2004). Além disso, um trabalho realizado com 26 mulheres adultas, de uma comunidade amazônica, indicou que a ingestão de algumas frutas tropicais diminuía a toxidez do mercúrio em peixes daquela região (PASSOS *et al.*, 2003).

#### 4. CONCLUSÃO

- As concentrações de Hg total observados nas duas espécies alvos deste trabalho, albacora laje (*Thunnus albacares*) e albacora bandolim (*Thunnus obesus*), foram relativamente altas, embora não tenham atingido os valores máximos permitidos pela legislação vigente. Com exceção de dois indivíduos de albacora bandolim que ultrapassaram o recomendado para peixes predadores (1000 ng.g<sup>-1</sup>).
- Albacora bandolim (*Thunnus obesus*) apresentou tendência a bioacumulação de Hg à medida que haja crescimento (peso e comprimento) do indivíduo, porém esta tendência não foi observada em albacora laje (*Thunnus albacares*) em virtude da elevada variação de Hg total observada nas amostras;
- Considerando que a pesca de cardumes associado realizada em Areia Branca/RN e já com relatos em no litoral Oeste do Ceará está se desenvolvendo cada vez mais e, portanto, aumentando a oferta de albacora laje e bandolim para o consumidor final, o trabalho alerta para o consumo desses peixes, que devem ser realizados com moderação, sobretudo, por mulheres grávidas, mulheres que estão amamentando e crianças menores que 10 anos;
- Os resultados apresentados no presente estudo são os primeiros para albacora bandolim capturados no Oceano Atlântico Sul Equatorial. São também os primeiros reportados no mundo para a espécie de peixe voador (*Hirundichthys affinis*) analisando mercúrio em tecido muscular.

## REFERÊNCIAS

- ABC.MED.BR. **Intoxicação por mercúrio: causas, sinais e sintomas, diagnóstico, tratamento, prevenção.** Ano 2013. Disponível em: <<http://www.abc.med.br/p/sinais.-sintomas-e-doencas/351414/intoxicacao-por-mercurio-causas-sinais-e-sintomas-diagnostico-tratamento-prevencao.htm>>. Acessado em: 07/05/2015.
- ADAIR, M.B., COBB, G.P. Improved preparation of small biological samples for mercury analysis using cold vapor atomic absorption spectroscopy. **Chemosphere**, v. 38, p. 2951-2958, 1999.
- ADAMS, D.H. Total mercury levels in tunas from offshore waters of the Florida Atlantic coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 659–663, 2004.
- ALTMAN, P.L.; DITTMER, D.S. Growth, including reproduction and morphological development. **Federation of American Societies for Experimental Biology**, 1962.
- ANVISA. 1998. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Port. nº 685, 27 de Agosto de 1998.** Disponível em: [http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/1998/prt0685\\_27\\_08\\_1998\\_rep.html](http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/1998/prt0685_27_08_1998_rep.html). Acessado em: 15/05/2016.
- ARAGÃO, J.A. **Informações preliminares sobre a pesca industrial de atuns no nordeste do Brasil.** SUDEPE-PDP, Série Documentos Técnicos, v. 25, 16 p., 1977.
- ARAGÃO, J.A.N., E LIMA, H.M.L. **Análise comparativa da atuação das frotas atuneiras (espinhel) arrendadas na costa brasileira.** SUDEPE-PDP, Série Documentos Técnicos, v.35, p. 185-293, 1985.
- BESADA, V.; GOZALES, J.J.; SCHULTZ, F. Mercury, cadmium, lead, arsenic, copper and zinc concentration in albacore, yellowfin tuna and bigeye tuna from the Atlantic Ocean. **Cienc Mar**, v. 32, p. 439–445, 2006.
- BEZERRA, M.F.; LACERDA, L.D.; COSTA, B.G.B.; LIMA, E.H.S.M. Mercury in sea turtles, *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958), from the coast of Ceará, NE Brazil. **An. Acad. Bras. Ciênc.**, v. 84, n. 2, p. 123-128, 2012.
- BEZERRA, Moises Fernandes. **Distribuição de mercúrio e avaliação de método não invasivo de monitoramento ambiental em tartarugas marinhas.** 2014. 79f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.
- BOLETIM ESTATÍSTICO DA PESCA E AQUICULTURA 2010. **Ministério da Pesca e Aquicultura – 2012.** Disponível em:[http://sinpesq.mpa.gov.br/preps\\_cms/download/boletim\\_2010/boletim\\_estatistico\\_mpa\\_2010.pdf](http://sinpesq.mpa.gov.br/preps_cms/download/boletim_2010/boletim_estatistico_mpa_2010.pdf). Acessado em: 20/05/2016.
- BOSCH, A.C.; O'NEILL, B.; SIGGE, G.O.; KERWATH, S.E.; HOFFMAN, L.C. Mercury accumulation in Yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) with regards to muscle type, muscle position and fish size. **Food Chemistry**,

v. 190, p. 351-356, 2016.

BOUSH, G.M. AND THIELEKE, J.R. Total Mercury Content in Yellowfin and Bigeye Tuna. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** v. 30, p. 291-297, 1983.

BRODBERG, R.; KLASING, S. Evaluation of potential health effects of eating fish from Black Butte reservoir (Glenn and Tehama counties): guidelines for sport fish consumption. **Tech. rep., Pesticide and Environmental Toxicology Section, Office of Environmental Health Hazard Assessment**, California Environmental Protection Agency 2003.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Mercury in fish available in supermarkets in Illinois: Are there regional differences? **Sci. Tot. Environ.**, v. 367, p. 1010-1016, 2006.

CHAN HM. Metal accumulation and detoxification in humans. Metal metabolism in aquatic environments. **Ecotoxicology Series**. London, UK: Chapman and Hall; p. 415–438, 1998.

CHOY, C.A.; POPPB, B.N.; KANEKOC, J.J.; DRAZENA, J.C. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. **Proc. Natl. Acad. Sci.** v. 106, p. 13865–13869, 2009.

CLARKSON, T. W. The Three Modern Faces of Mercury. **Environmental Health Perspectives**, v. 110, p. 11–23, 2002.

COLLETTE, B. B.; NAUEN, C. E. **FAO Species catalogue, vol. 2, Scombrids of the world: an annotated and illustrated catalogue of tunas mackerels, bonitos and related species known to date**. FAO Fisheries Synopsis n. 125, v. 2, 137p. 1983.

COLLETTE, B.B. 1995. **Scombridae. Atunes, bacoretas, bonitos, caballas, estorninos, melva, etc.** In W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter and V. Niem (Eds.) *Guia FAO para Identificación de Especies para los Fines de La Pesca. Pacifico Centro Oriental*, 3 Vols. FAO. Rome, 1521-1543 pp.

COSTA, F.E.S.; BRAGA, F.M.S.; AMORIM, A.F.; ARFELLI, C.A. Fishery biology of the yellowfin tuna, *Thunnusalbacares*, in southern Brasil. **Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 58, n. 1, p. 309-349, 2005.

COSTA, M.B.; GALVÃO, P.M.A.; KREPSKY, N.; AZEVEDO, C.E.; MEIRE, R.O.; CUNHA, L.S.T.; SALDANHA, G.C.; PIZZOCHERO, A.C.; SILVA, M.A.; D'AMATO, C.; MALM, O.; GUIMARÃES, J.R.D.; TORRES, J.P.M. Mercúrio e cádmio em albacora laje (*Thunnus albacares*) (Bonnaterre, 1778). In **10 anos de Pesquisas em São Pedro e São Paulo, CIRM, Rio de Janeiro**, p. 294-300, 2009.

CROSS, F.A.; EVANS, D.W. AND BARBER, R.T. Decadal Declines of Mercury in Adult Bluefish (1972–2011) from the Mid-Atlantic Coast of the U.S.A. **Environ. Sci. Technol.**, v. 49, p. 9064–9072, 2015.

DAGORN, L.; BACH, P.; JOSSE, E. Movement patterns of large bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the open ocean determined using ultrasonic telemetry. **Marine Biology**, v. 136, p. 361-371, 2000.

DEMPSTER, T. Biology of fish associated with moored fish aggregation devices (FADs): implications for the development of a FAD fishery in New South Wales, Australia. **Fisheries Research**, v. 68, p. 189-201. 2004.

DICKSON K. A. & J. B. GRAHAM. Evolution and consequences of endothermy in fishes. **Physiological and Biochemical Zoology**, v. 77, n. 6, p. 998-1018, 2004.

DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO (DHN). Cartas Rastrer – Costa e Ilhas ao Largo. 2012. Niterói, RJ. Disponível em: [http://www.mar.mil.br/dhn/chm/cartas/download/cartasbsb/cartas\\_eletronicas](http://www.mar.mil.br/dhn/chm/cartas/download/cartasbsb/cartas_eletronicas). Acessado em 23/07/2015.

DREVNICK, P.E.; LAMBORG, C.H.; HORGAN, M.J. 2006. Increase in mercury in pacific yellowfin tuna. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 34, n. 4, p. 931-934, 2015.

DRIGGERS, W. B. III.; GREGO, J. M.; DEAN, J. M.; Age and growth of the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Western North Atlantic Ocean. **Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 49, n. 3, p. 374-383. 1999.

EFSA - European Food Safety Authority Precautionary: Advice given to vulnerable groups. 2004. Disponível em: [www.efsa.eu.int/press\\_room/press\\_release/258\\_en.html](http://www.efsa.eu.int/press_room/press_release/258_en.html). Acesso em: abril de 2016

EPA. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Risk assessment and fish consumption limits. **Tech rep. Philadelphia, U.S. Environmental Protection Agency**; 1994.

EPA. What you need to know about mercury in fish and shellfish. Tech. rep., U.S. **Department of Health and Human Services and U.S. Environmental Protection Agency**, U.S.A.; 2004.

EVANGELISTA, J. V.; OLIVEIRA, G. M.; VASCONCELOS, J. A. Evolução da pesca de atuns no nordeste do Brasil. **Bol. Técnico-Científico do CEPENE**, v. 6, n. 1, p. 77-108. 1998.

FAO. Fisheries Department, Fishery Information, Data and Statistics Unit. **FISHSTAT Plus: Universal software for fishery statistical time series**. Version 2.3, 2006.

FAO – Fisheries and aquaculture department, Roma. **O Estado Mundial da Pesca e da Aquicultura – 2008**. Disponível em: [www.fao.org.br](http://www.fao.org.br). Acessado em: 20/05/2016.

FAO – Fisheries and aquaculture department, Roma. **O Estado Mundial da Pesca e da Aquicultura – 2009**. SOFIA. Disponível em: [www.fao.org.br](http://www.fao.org.br). Acessado em: 10/05/2016.

FERRISS, B.E.; ESSINGTON, T.E. Regional patterns in mercury and selenium concentrations of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean Can. **J. Fish. Aquat. Sci.** v. 68, p. 2046–2056, 2011.

FONSECA, J.B.G.; MORAES, S.B. Conteúdo estomacal e evolução sexual dos atuns e espécies afins. **Boletim Estatístico de Pesca**, v. 3, n. 9-10, p. 3-6, 1963.

FONTENEAU, A.; PALLARÉS, P.; PIANET, R. **A review of purse seine fisheries on FADs**. Pêchethonière et dispositifs de concentration de poissons, ActesColloq, Caraibe-Martinique, 15-19 Octobre, 1999. In: Le Gall, J.Y., Cayré, P., Taquet, M. (Eds). IRD, Montpellier, p.15-35. 2000.

FONTENEAU, A.; ARIZ, J.; DELGADO, A.; PALLARES, P.; PIANET R. A comparasion of bigeye (*Thunnusobesus*) stocks and fisheries in the Atlantic, Indian and Pacific oceans. **Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 57, n. 2, p. 41-66, 2005.

GRAHAM, BS.; GRUBBS, D.; HOLLAND, K.; POPP, B.N. A rapid ontogenetic shift in the diet of juvenile yellowfin tuna from Hawaii. **Mar Biol**, v. 150, p. 647–658, 2006.

GRAHAM, J. B. & K. A. DICKSON. Tuna comparative physiology. **The Journal of Experimental Biology**, v. 207, p. 4015-4024, 2004.

GRAY, J. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 45, p. 46-52, 2002.

GREIG, R.A.; KRZYNOWEK, J. Mercury Concentrations in Three Species of Tunas Collected from Various Oceanic Waters. **Bull. Environm. Contam. Toxicol.** v. 22, p. 120-127, 1979.

HAMMERSCHMIDT, C. R.; FITZGERALD, W. F. Methylmercury cycling in sediments on the continental shelf of southern New England. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 70, n. 4, p. 918–930, 2006.

HAMMERSCHMIDT, C. R.; SANDHEINRICH, M. B.; WIENER, J. G.; RADA, R. G. Effects of dietary methylmercury on reproduction of fathead minnows. **Environmental Science & Technology**, v. 36, n. 5, p. 877–83, 2002.

HARADA, Masazumi. **Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution**. Critical Reviews in Toxicology. v. 25, n. 1, p. 1-24, 1995.

HAZIN, F.H.V. **Pesca de atuns e afins com embarcação de pequeno porte no nordeste brasileiro**. Monografia de Graduação. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 107 p., 1986.

HAZIN, F.H.V. **Fisheries-oceanographical study on tunas, billfishes and sharks in the southwestern equatorial Atlantic Ocean**. Tese de Doutorado. Universidade de Pesca de Tóquio, Tóquio, Japão. 286 p. 1993.

HAZIN, F. H. V. Levantamento de dados pretéritos -Grandes peixes pelágicos do Nordeste (atuns, agulhões e tubarões). **Programa REVIZEE-SECIRM**. Recife. Pernambuco. 46p.p. 1998,

HAZIN, F. H.V. Pesca na Zona Econômica Exclusiva, ZEE: sua importância para o Brasil. **Rev. Bras. Eng. Pesca**,v.1, n.1, p.10-18, 2006.

HAZIN, F; TRAVASSOS, P.E.P. A pesca oceânica no Brasil no Século 21. **Rev. Bras. Eng. Pesca**, v.2, n.1, p.60-75, São Luís, 2007.

IBAMA. **Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil – 2005**. Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste – Tamandaré, PE: CEPENE. 2007.

ICCAT. Report of the standing committee on research & statistic. **SCRS. ICCAT report II**, 201p. 2003.

ICCAT. Field Manual: Chapter 2.1.1 YellowfinTuna. 2006. Disponível em:

[http://www.iccat.int/Documents/SCRS/Manual/CH2/2\\_1\\_1\\_YFT\\_ENG.pdf](http://www.iccat.int/Documents/SCRS/Manual/CH2/2_1_1_YFT_ENG.pdf). Acessado em 08/05/2015.

ICCAT. **Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS)** Spain. 92p. 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Mapas Base dos municípios do Estado do Rio Grande do Norte, 2010**. Disponível em:

<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=240110#>. Acessado em: 05/05/2015.

KOJADINOVIC, J., POTIER, M., LE CORRE, M., COSSON, R.P., BUSTAMANTE, P. Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean. **Sci. Total Environ.** v. 366, p. 688-700, 2006.

MAHON, R.; MAHON, S. **Seasonality and migration of pelagic fishes in the eastern Caribbean**. FAO expert consultation on shared fishery resources in the Lesser Antilles, Mayaguez, Puerto Rico, 273p, 1986.

MASON, R. P.; CHOI, A. L.; FITZGERALD, W. F.; *et al.* Mercury biogeochemical cycling in the ocean and policy implications. **Environmental Research**, v. 119, p. 101–17, 2012.

MATSUMOTO, T.M. Preliminary report on the maturity and spawning of bigeye tuna *Thunnus obesus* in the central atlantic ocean. **Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 54, n. 1, p. 246-260, 2002.

MATTHEWS, AD. Mercury content of commercial important fish of the Seychelles, and hair mercury levels of a selected part of the population. **Environ. Res.**, v. 30, p. 305-12, 1983.

MEDEIROS, R.J.; MARSICO, E.T., SÃO CLEMENTE, M.S.; FERREIRA, M.S. Distribuição do metal mercúrio em atum (*Thunnus albacares*) e pescada bicuda (*Cynoscion microlepidotus*) capturados no litoral do Rio de Janeiro, Brasil. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.60, n.3, p.656-662, 2008.

MERCURY POLICY PROJECT. **Fair Warning: why grocery stores should tell parents about mercury in fish.** Washington, DC, USA, 2005.

MIYABE, N. Manual de operaciones para estadísticas y muestreo de los túnidos y especies afines em El Océano Atlántico. **Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico**, v. 3, Madrid, Espanha, 1990.

MIYABE, N.; TAKEUCHI, Y.; OKAMOTO, H.; RESTREPO, V. A new attempt of Atlantic bigeye tuna (*Thunnus obesus*) stock assessment by statistical integrated model (multifan-cl). **Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 57, n. 2, p. 177-200, 2005.

MIYAKE, M.; GUILLOTREAU, P.; SUN, C. H.; ISHIMURA, G. **Recent developments in the tuna industry: stocks, fisheries, management, processing, trade and markets.** FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, n. 543. Rome, FAO, 125 p., 2010.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n. 29, p. 543–566, 1998.

MYERS, G.J.; DAVIDSON, P.W.; COX, C.; SHAMLAYE, C.F.; PALUMBO, D.; CERNICHIARI E, *et al.* Prenatal methylmercury exposure from ocean fish consumption in the Seychelles child development study. **Lancet**, v. 361, p.1686-1692, 2003.

OLAVO, G.; COSTA, P.A.S. & MARTINS, A.S. Prospecção de grandes peixes pelágicos na região central da ZEE brasileira entre o Rio Real-BA e o Cabo de SãoTomé-RJ, p.167-202, *in* Costa, P.A.S.; Martins, A.S. & Olavo, G. (eds.), **Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira.** Museu Nacional, Série Livros n.13., Rio de Janeiro, 2005.

OLIVEIRA, G. M.; EVANGELISTA, J. E. V.; FERREIRA, B. P. Considerações sobre a biologia e a pesca no Arquipélago dos Penedos São Pedro e São Paulo. **Bol. Técnico-Científico do CEPENE**. v. 5, n. 1, p. 31-52. 1997.

OLIVEIRA, M. R.; CARVALHO, M.M.; SOUZA, A.L.; MOLINA, W.F.; YAMAMOTO, M.E.; CHELLAPPA, S. Caracterização da produção do peixe-voador, *Hirundichthys affinis* em Caiçara do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil: durante 1993 a 2010. **Biota Amazônica**, v. 3, n. 2, p. 23-32, 2003.

ORDIANO-FLORES, A.; ROSÍLES-MARTÍNEZ, R.; GALVÁN-MAGAÑA, F. Biomagnification of mercury and its antagonistic interaction with selenium in yellow fin tuna *Thunnus albacares* in the trophic web of Baja

California Sur, Mexico. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 86, p. 182–187, 2012.

PARKS, W.; BARD, F. X.; CAYRÉ, P.; KUME, S. & SANTOS GUERRA, A. Length-weight relationships for bigeye tuna captured in the Eastern Atlantic Ocean. **Collect. Vol. Sci. Pap, ICCAT**, v. 17, n. 1, p. 214-225, 1982.

PASSOS, C.J.; MERGLER, D.; GASPAR, E.; MORAIS, S.; LUCOTTE, M.; LARRIBE, F.; *et al.* Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. **Environ. Res.**, v. 93, n. 2, p. 123-130, 2003.

PETERSON, C.L.; KLAWE, W.L.; SHARP, G.D. Mercury in tunas: a review. **Fishery Bulletin**, v. 71, p. 603-613, 1973.

SAMANTA, G.; SHARMA, R.; ROYCHOWDHURY, T.; CHAKRABORTI, D. Arsenic and other elements in hair, nails, and skin-scales of arsenic victims in West Bengal, India. **The Science of the total environment**, v. 326, n. 1-3, p. 33–47, 2004.

SCHNEIDER, L.; MAHER, W.; GREEN, A.; VOGT, R. C. Mercury contamination in reptiles: An emerging problem with consequences For wild life and human health. In: KIM, K.-H.; BROWN, R. J. C. (Eds.). **Mercury: sources, applications and health impacts**. Nova Science Publishers, p. 173–232. 2013.

SHAMLAYE, C.; DAVIDSON, P.W.; MYERS, G.J. The Seychelles child development study: two decades of collaboration. *Seychelles Med Dent J* 2004;7(1):92–8.

SHUFORD, R. L.; DEAN, J. L.; STEQUERT, B.; MORIZE, E. Age and growth of yellowfin tuna in the Atlantic Ocean. **Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 60, n. 1, p. 330-341. 2007.

SILVA, G.B.; FONTELES-FILHO, A.A. Weight x length relationship and length conversion of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, from fisheries associated with an offshore buoy in the western equatorial Atlantic. **Arquivos de Ciências do mar**, Universidade Federal do Ceará -LABOMAR, Fortaleza, v. 44, n. 2, p.83-88, 2011.

SILVA, G.B. **Dinâmica populacional e pesca de atuns em cardumes associados no Atlântico Oeste Equatorial**. 2013. 155f. Tese (Doutorado em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará, 2013.

SPALDING, M. G.; FREDERICK, P. C.; MCGILL, H. C.; *et al.* Histologic, neurologic and immunologic effects of methylmercury in captive egrets. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 36, n. 3, p. 423–435, 2000

STEQUERT, B.; MARSAC, F. Tropical tuna - surface fisheries in the Indian Ocean. **FAO Fish. Tech. Pap.**v. 282. 238 p. 1989.

STERN, G. A; MACDONALD, R. W.; OUTRIDGE, P. M.; *et al.* How does climate change influence Arctic

mercury? **The Science of the Total Environment**, v. 414, p. 22–42, 2012.

SUN, C.L.; CHU, S.L.; YEH, S.Z. The Reproductive Biology of Female Bigeye Tuna (*Thunnus obesus*) in the Western Pacific. **Western and Central Pacific Fisheries Commission**. Scientific Committee Second Regular Session. Manila, Philippines, 2006.

TORRES, P.; RODRIGUES, A.; SOARES, L.; GARCIA P. Metal Concentrations in Two Commercial Tuna Species from an Active Volcanic Region in the Mid-Atlantic Ocean. **Arch Environ Contam Toxicol**, v. 70, p. 341–347, 2016.

TRAVASSOS, P., HAZIN, F. National Report from Brazil. *In: Standing Committee on Research and Statistics, 2006. Meeting. Internacional Commission for the Conservation of Atlantic Tuna*. Madrid, 5p. 2006.

TRAVASSOS, P.; PEREIRA, A.A.; TOLOTTI, M.T. Comportamento da Albacora-laje *Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788). In **10 anos de Pesquisas em São Pedro e São Paulo, CIRM**, Rio de Janeiro p. 234-243, 2009.

UNEP. **Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport**. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, 44 p. 2013.

USEPA. **Mercury study report to congress volume IV. An assessment of exposure to mercury in the United States**. Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development, Washington, DC, 1997.

USEPA. **Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories**. Vol. 1: Fish Sampling and Analysis. EPA 823-B-00-007. Office of Science and Technology Office of Water U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC, v. 2. 2000.

VASKE Jr, T.; VOOREN, C.M. e LESSA, R.P. Feeding strategy of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), and wahoo (*Acanthocybium solandri*) in the Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brasil. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 173 – 181, 2004.

VIEIRA H. C., MORGADO F., SOARES A. M. V. M., ABREU S. N. Fish consumption recommendations to conform to current advice in regard to mercury intake. **Environ Sci Pollut Res Int**, v. 22, n. 13, p. 9595-602, 2015.

VOEGBORLO, R.B.; MATSUYAMA, A.; AKAGI, H.; ADIMADO, A.A.; EPHRAIM, J.H. Total Mercury and Methylmercury Accumulation in the Muscle Tissue of Frigate (*Auxis thazard thazard*) and Yellow Fin (*Thunnus albacares*) Tuna from the Gulf of Guinea, Ghana. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 76, p. 840–847, 2006.

WOLFE, M. F.; SCHWARZBACH, S.; SULAIMAN, R. A. Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 2, p. 146–160, 1998.

YAMASHITA, Y.; OMURA, Y.; OKAZAKI, E. Total mercury and methylmercury levels in commercially important fishes in Japan. **Fisheries Sci.**, v. 71, p. 1029-1035, 2005.

ZAVALA-CAMIN, L. A. Distribucion vertical y estacional de tunidos e otras especies pelágicas em el sudeste e surdel Brasil, obtenida por meio de analysis del contenido estomacal. **Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 17, n. 2, p. 439-443, 1982.