

**UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
CENTRO DE CIÊNCIAS MÉDICAS
FACULDADE DE MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEDICINA VETERINÁRIA
MESTRADO EM HIGIENE VETERINÁRIA E PROCESSAMENTO
TECNOLÓGICO DE PRODUTOS DE ORIGEM ANIMAL**

RENATA JUREMA MEDEIROS

**DISTRIBUIÇÃO DO METAL MERCÚRIO EM ATUM
(*Thunnus albacares*) E PESCADA BICUDA
(*Cynoscion microlepidotus*) CAPTURADOS NO
LITOTAL DO RIO DE JANEIRO, BRASIL.**

**UNIVERSIDADE
FEDERAL
FLUMINENSE**

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
CENTRO DE CIÊNCIAS MÉDICAS
FACULDADE DE MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEDICINA VETERINÁRIA
MESTRADO EM HIGIENE VETERINÁRIA E PROCESSAMENTO
TECNOLÓGICO DE PRODUTOS DE ORIGEM ANIMAL

RENATA JUREMA MEDEIROS

DISTRIBUIÇÃO DO METAL MERCÚRIO EM ATUM (*Thunnus albacares*) E
PESCADA BICUDA (*Cynoscion microlepidotus*) CAPTURADOS NO LITORAL DO
RIO DE JANEIRO, BRASIL.

NITERÓI - RJ

2006

RENATA JUREMA MEDEIROS

DISTRIBUIÇÃO DO METAL MERCÚRIO EM ATUM (*Thunnus albacares*) E
PESCADA BICUDA (*Cynoscion microlepidotus*) CAPTURADOS NO LITORAL DO
RIO DE JANEIRO, BRASIL.

Dissertação apresentada ao
Programa de Mestrado em Medicina
Veterinária da Universidade Federal
Fluminense, como requisito parcial
para obtenção do Grau de Mestre.
Área de Concentração: Higiene
Veterinária e Processamento
Tecnológico de Produtos de Origem
Animal.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. ELIANE TEIXEIRA MÁRSICO

Co-orientador: Prof. Dr. SÉRGIO CARMONA DE SÃO CLEMENTE

Niterói - RJ

2006

RENATA JUREMA MEDEIROS

DISTRIBUIÇÃO DO METAL MERCÚRIO EM ATUM (*Thunnus albacares*) E
PESCADA BICUDA (*Cynoscion microlepidotus*) CAPTURADOS NO LITORAL DO
RIO DE JANEIRO, BRASIL.

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Medicina Veterinária da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre. Área de Concentração: Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal.

Aprovada em 23 de Fevereiro de 2006

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Eliane Teixeira Mársico
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Sérgio Carmona de São Clemente
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Edgar Francisco Oliveira de Jesus
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Niterói - RJ
2006

*A minha família por todo amor, carinho e apoio... Vocês são a base de toda a minha vida!!
Aos meus avós que mesmo ausentes, estão sempre presentes!!
Aos meus amigos e aos meus professores queridos,
pelos ensinamentos valiosos adquiridos
ao longo desta vida!!*

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Prof^a. Dr^a. Eliane Teixeira Mársico, um exemplo a ser seguido!! Obrigada pela paciência, dedicação e carinho ao longo desta jornada. Acima de tudo pela amizade!!

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Sérgio Carmona de São Clemente, por estar sempre ao nosso lado nos momentos difíceis, por todo apoio estrutural para viabilizar este projeto e pela grande amizade.

Ao Drausio de Paiva Ferreira, meu anjo da guarda e grande amigo!! Sem a sua amizade e paciência não teria conseguido esta vitória.

Ao Prof. Dr. Edivaldo Almeida Filho pela grande contribuição e ajuda neste projeto. Mais que isso, pela grande amizade de todas as horas!! Sentirei muito sua falta!!

Ao Carlos Frederico Marques Guimarães, pelo grande apoio no laboratório com seus conhecimentos químicos. Uma nova amizade conquistada.

Ao Centro de Tecnologia Mineral – CETEM pela simpatia, profissionalismo e parceria. Sem dúvida uma contribuição fundamental para o desenvolvimento deste projeto.

À Prof^a. Dr^a Mônica Queiroz de Freitas, outro exemplo a ser seguido!! Obrigada pela amizade sincera e momentos de alegria.

Ao Prof. Dr. Sérgio Borges Mano e à Coordenação do Programa de Pós Graduação em Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal pela cooperação e incentivo profissional.

À minha grande amiga Micheli da Silva Ferreira, pela amizade e parceria na UFF e na vida. Obrigada pela paciência, carinho e por me ensinar a força do pensamento positivo nas situações mais difíceis. Tenho certeza que ainda alcançaremos mais conquistas juntas.

Aos meus amigos Priscila, Agostinho e Vinícius pela amizade de longa data e por mais uma etapa conquistada, tenho certeza que um futuro brilhante nos espera!! Parabéns e sucesso para vocês!!

Fernanda, Davi, Patrícia, César, Lucimar, Deise, Marcos e Tatiana pelo companheirismo e momentos de alegria durante as aulas, laboratórios e viagens. Foram momentos muito especiais.

Aos meus amigos Fábio Ascoli, Sandro Soares, Tatiana Cardoso, Luiz César Cavalcanti, Valéria Moura, Marcelo Miranda, Leandro Marinho, Luis Felipe Calvão, Alessandra Ferreira, João Henrique Soares, Miguel Mandelbaum, José Luiz Azevedo pela presença constante de alegria em minha vida, sem dúvida faz toda a diferença. Vocês são amigos incríveis!! Muito sucesso para vocês!!

Ao meu amigo Carlos Conte Junior, sem você definitivamente eu não teria realizado este sonho!!

À minha família, Paula, Gerson, Nandi, André, Michelly e a minha mãe Maria Evanise e meu pai Elson por todo amor, carinho, incentivo e torcida!! Obrigada pelo apoio nas horas difíceis e pelos ensinamentos transmitidos ao longo da minha formação. Sem vocês eu não teria conseguido!! Amo muito vocês!!

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pelo auxílio financeiro concedido.

A todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a realização deste projeto e desta etapa da minha vida.

MUITO OBRIGADA!!

BIOGRAFIA

Renata Jurema Medeiros, filha de Elson de Araújo Medeiros e Maria Evanise Jurema Medeiros, nascida na cidade do Rio de Janeiro, Estado do Rio de Janeiro, em 19 de abril de 1979, cursou o primeiro e segundo graus no Colégio Pedro II, localizado na mesma cidade.

Em março de 1997, ingressou na Faculdade de Veterinária da Universidade Federal Fluminense (UFF), obtendo o grau de Médica Veterinária em dezembro de 2003.

No ano de 2000, iniciou suas atividades profissionais no Centro de Informação e Assistência Toxicológica do Rio de Janeiro, localizado no Hospital Universitário Clementino Fraga Filho – Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Ainda na graduação, iniciou suas atividades relacionadas à pesquisa, quando ingressou no Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (FAPERJ), em 2002, com projeto envolvendo pescado.

Em janeiro de 2004 ingressou no programa de Pós-graduação em Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem animal em ao nível de Mestrado em Medicina Veterinária.

Iniciou suas atividades docentes na Faculdade de Veterinária da UFF no ano de 2005, sendo aprovada no concurso público para o cargo de Professora Substituta na disciplina de Toxicologia Veterinária e Plantas Tóxicas.

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES, p. 11

LISTA DE TABELAS, p. 13

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS, p. 14

RESUMO, p. 16

ABSTRACT, p. 18

1 INTRODUÇÃO, p. 19

2 REVISÃO DE LITERATURA, p. 20

2.1 O HISTÓRICO DO MERCÚRIO NO CENÁRIO MUNDIAL, p. 21

2.2 O MERCÚRIO NO CENÁRIO BRASILEIRO, p. 23

2.3 O MERCÚRIO E O MEIO AMBIENTE, p. 25

2.3.1 Características gerais do mercúrio, p. 25

2.3.1.1 Metilação, bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação, p. 28

2.4 CONTAMINAÇÃO DE PESCADO E DERIVADOS POR MERCÚRIO, p. 30

2.4.1 Determinação de mercúrio em órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal, p. 31

2.5 TOXICIDADE DO MERCÚRIO PARA A SAÚDE HUMANA, p. 38

2.6 O CONSUMO DE PEIXE NO BRASIL, p. 41

2.6.1 Componente fundamental de uma dieta saudável, p. 41

2.6.2 Produção e consumo anual de peixe, p. 41

2.6.3 Subprodutos do pescado, p. 42

2.6.3.1 Concentrado protéico de peixe (CPP), p. 43

2.6.3.2 Farinha de peixe, p. 43

2.6.3.3 Peixe hidrolisado, p. 44

2.7 ASPECTOS LEGAIS REFERENTES AO MERCÚRIO, p. 45

3 MATERIAL E MÉTODO, p. 49

3.1 MATERIAL, p. 49

3.1.1 Material permanente, p. 49

3.1.2 Material de consumo, p. 50

3.1.3 Preparo das soluções, p. 50

3.1.4 Material biológico, p. 50

3.2 MÉTODO, p. 51

3.2.2 Obtenção, transporte e coleta de amostras, p. 51

3.2.3 Preparo das amostras, p. 52

3.2.4 Preparo da vidraria, p. 52

3.2.4 Quantificação de mercúrio total por EAA -VP, p. 54

3.2.4.1 Processo de digestão, p. 53

3.2.4.2 Determinação da concentração de mercúrio total, p. 55

3.3 EXERCÍCIO DE INTERCALIBRAÇÃO, p. 56

3.4 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS, p. 57

4 RESULTADOS, p. 58

5 DISCUSSÃO, p. 73

6 CONCLUSÕES, p. 79

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS, p. 80

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Fig. 1 Processos ambientais envolvendo o Hg após sua emissão para o meio ambiente, f. 26
- Quadro 1 Relação entre a forma química, características e aplicações do mercúrio, f. 27
- Quadro 2 Valores de Ingestão Semanal Tolerável (IST) de mercúrio recomendados pela Organização Mundial de Saúde em relação a frequência de consumo de pescado, f. 45
- Quadro 3 Indicadores e limites máximos indicados para o consumo de mercúrio e nível correspondente detectado na análise do cabelo no homem, f. 46
- Quadro 4 Limites máximos de mercúrio presente no ar, água e urina e Normas Regulamentadoras correspondentes, f. 48
- Quadro 5 Número de exemplares e espécies de peixes utilizados com os respectivos materiais biológicos coletado para análise, f. 51
- Fig. 2 Mensuração de exemplares de atuns (*T. albacares*), f. 52
- Fig. 3 Mensuração de exemplares de pescada bicuda (*C. microlepidotus*), f. 52
- Fig. 4 Evisceração de um exemplar de pescada bicuda (*C. microlepidotus*), f. 53
- Fig. 5 Pescada bicuda (*C. microlepidotus*) após separação dos órgãos e tecidos, f. 53
- Fig. 6 Etapa de digestão para a quantificação de Hg total, f. 54
- Fig. 7 Equipamento Bacharach Coleman, modelo MAS-50 B acompanhado do recipiente de vidro contendo uma amostra digerida e Becker com solução redutora, f. 55

- Fig. 8. Detalhe da escala do equipamento onde é feita a leitura dos valores de Hg Total em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, f. 55
- Fig. 10. Distribuição da concentração da Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal de atum (*T. albacares*). f, 62
- Fig. 11. Distribuição do teor de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em órgãos e tecido muscular de pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 67
- Fig. 12. Teor médio de Hg total em amostras de brânquias de atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 68
- Fig. 13.. Teor médio de Hg total em amostras de estômago de atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 69
- Fig.14 Teor médio de Hg total em amostras de fígado de atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 69
- Fig.15. Teor médio de Hg total em amostras de intestino de atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 70
- Fig. 16. Teor médio de Hg total em amostras de cecos pilóricos de atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 70
- Fig.17. Teor médio de Hg total em amostras de tecido muscular de atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 71
- Fig. 18. Teor médio de Hg total em amostras de baço de atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 71
- Fig. 19. Teor médio de Hg total em amostras de rim de atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 72

LISTA DE TABELAS

- TABELA 1 Valores de Hg total obtidos no exercício de intercalibração, metodologia empregada e local de análise. f, 57
- TABELA 2. Origem, peso total e distribuição das massas em órgãos e tecidos, comprimento e valores mínimos, máximos e desvio padrão destes parâmetros em exemplares de atum (*T. albacares*) analisados.f, 59
- TABELA 3 Concentração individual, valores mínimos, máximos e médios e desvio padrão de Hg Total em órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal de atum (*T. albacares*). f, 61
- TABELA 4 Origem e distribuição das massas em órgãos, tecidos e nos exemplares inteiros de pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 64
- TABELA 5 Concentração individual, valores mínimos, máximos e médios e desvio padrão de Hg Total em órgãos e tecido muscular de pescada bicuda (*C. microlepidotus*). f, 66

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ω -3	Ômega 3
ω -6	Ômega 6
$\mu\text{g L}^{-1}$	microgramas por litro
$\mu\text{g.g}^{-1}$	microgramas por grama
$^{\circ}\text{C}$	grau Celsius
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
aC	antes de Cristo
Ag	Prata
As	Arsênico
Au	Ouro
Bi	Bismuto
Cd	Cádmio
CH_3Hg^+	metilmercúrio
$(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$	dimetilmercúrio
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPP	Concentrado Protéico de Peixe
Cr	Cromo
Cu	Cobre
EAA-VF	Espectrometria de absorção atômica por arraste de vapor a frio
EPA	Environmental Protection Agency
FAO	Food and Agriculture Organization
FDA	Food and Drug Administration
Fe	Ferro
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente

g	grama
Hg	Mercúrio
Hg Total	Mercúrio total
Hg ⁺	íon mercuroso
Hg ²⁺	íon mercúrico
Hg ⁰	Mercúrio elementar
IST	Ingestão Semanal Tolerável
kg	quilograma
Me ₂ Hg	etilmercúrio
MeHg	metilmercúrio
Mg	Magnésio
mg	miligrama
mg.L ⁻¹	microgramas por litro
mg.m ⁻³	miligramas por metro cúbico
Ni	Níquel
OMS	Organização Mundial de Saúde
OSHA	Occupational Safety and Health Administration
PA	Para Análise
Pb	Chumbo
ppm	parte por milhão
Sb	Antimônio
Sn	Estanho
WHO	World Health Organization
Zn	Zinco

RESUMO

O mercúrio é um metal pesado que está diretamente relacionado à intoxicação ocasionada pelo consumo de pescado e seus derivados. Sua elevada toxicidade, seu efeito cumulativo irreversível e seu baixo poder de excreção, ocasionam graves danos ao organismo humano. Este estudo teve como objetivo verificar a cinética do metal mercúrio em órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal de duas espécies de peixes marinhos predadores com vistas a conhecer os locais de maior acumulação deste metal. Também objetivou-se contribuir com a comunidade científica, com as indústrias de subprodutos, com as organizações sanitárias e órgãos públicos competentes fornecendo dados sobre o comportamento do mercúrio no organismo desses peixes. As análises foram realizadas em duas espécies de peixes marinhos, sendo oito exemplares de atum albacora (*Thunnus albacares*) e sete exemplares de pescada bicuda (*Cynoscion microlepidotus*). Foram analisados olhos, brânquias, estômago, intestino, cecos pilóricos, baço, fígado, rim, tecido muscular (musculatura branca e musculatura vermelha) e conteúdo estomacal nos exemplares de atum e, na pescada bicuda eliminamos dentre estes órgãos, os olhos, a musculatura vermelha e o conteúdo estomacal. Para a determinação da concentração de mercúrio total, foi utilizada a técnica de espectrofotometria de absorção atômica por arraste de vapor a frio, com obtenção dos resultados em microgramas de mercúrio por gramas da amostra ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Os resultados relacionados à concentração de Hg total nas duas espécies estudadas demonstram que a distribuição do Hg nas porções analisadas não é uniforme apresentando ampla dispersão. No atum, a variação foi de $0,004 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no fígado, nas brânquias e no baço, e $0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no tecido muscular. Na pescada bicuda a variação foi entre $0,013 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ nas brânquias e $0,250 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no tecido muscular. No atum, a concentração de Hg total obteve no fígado uma de média de $0,018 \pm 0,012 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para o rim $0,027 \pm 0,018 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para o baço $0,033 \pm 0,020 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para o estômago $0,049 \pm 0,044 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para as brânquias de $0,023 \pm 0,020 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para o intestino $0,023 \pm 0,016 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para os olhos $0,013 \pm 0,008 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para as amostras de cecos $0,019 \pm 0,010 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para as amostras de conteúdo estomacal $0,021 \pm 0,025 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para musculatura vermelha $0,059 \pm 0,043 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e, para as amostras de musculatura branca $0,080 \pm 0,050 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Na pescada bicuda obteve-se, para o fígado, uma média de $0,081 \pm 0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para o músculo foi observado o teor médio de $0,187 \pm 0,000 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para os rins, $0,120 \pm 0,003 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para o estômago, $0,092 \pm 0,003 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para intestino observou-se $0,067 \pm 0,001 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para os cecos pilóricos, $0,110 \pm 0,003 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, para o baço $0,118 \pm 0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e, para as brânquias $0,029 \pm 0,000 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

A musculatura demonstrou ser, nas duas espécies analisadas, a porção de maior concentração deste metal enquanto os locais de menor concentração foram na pescada bicuda foram nas brânquias e, no atum, os olhos. Embora os valores obtidos estejam abaixo do limite máximo permitido pela legislação brasileira, é de extrema importância a monitorização destas espécies garantindo a qualidade desses alimentos e dos subprodutos desenvolvidos a partir de peixes, e salvaguardando a saúde pública.

PALAVRAS-CHAVE: mercúrio, *Thunnus albacares*, *Cynoscion microlepidotus*, órgão, musculatura, conteúdo estomacal.

ABSTRACT

The mercury is a heavy metal that is directly related to the poisoning caused for the fished consumption of and its derivatives. The high toxicity, irreversible cumulative effect, low power of excretion, cause serious damages to the human organism. This study has an objective to verify kinetic of mercury in organs, muscle and stomach content of two species of marine fish, with objective to know the places of higher accumulation of this metal and contribute with the scientific community, with the by-product industries, with the sanitary organizations and given competent public agencies supplying on the behavior of mercury in the organism of fish. The analyses had been made in two species of marine fish, eight units of albacora tuna (*Thunnus albacares*) and seven units of weakfish (*Cynoscion microlepidotus*). Was analyzed eyes, gills, stomach, intestine, pyloric cecum, spleen, liver, kidney, muscle (white and red muscle) and stomach content. For the determination of the total mercury concentration, we used the technique of spectrophotometer of atomic absorption of cold vapor, with attainment of the results in microgram of mercury for gram of the sample ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). The results related to the concentration of total Hg in the two studied species demonstrate that the distribution of the Hg in the analyzed portions is not uniform presenting ample dispersion. In tuna, the variation was of $0,004$ ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in liver, gills and spleen, and $0,172$ ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in the muscle. In weakfish the variation was between $0,013$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in gills and $0,250$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in the muscle. In tuna the average of the concentration of total Hg in liver was $0,018 \pm 0,012$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in kidney $0,027 \pm 0,018$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in spleen $0,033 \pm 0,020$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in the stomach $0,049 \pm 0,044$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in gills was $0,023 \pm 0,020$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in the intestine $0,023 \pm 0,016$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in the eyes $0,013 \pm 0,008$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in the pyloric cecum $0,019 \pm 0,010$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in the stomachal content $0,021 \pm 0,025$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in red muscle $0,059 \pm 0,043$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and in the with muscle was $0,080 \pm 0,050$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. In weakfish the average in liver was $0,081 \pm 0,002$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in muscle was $0,187 \pm 0,000$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in kidney $0,067 \pm 0,001$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, pyloric cecum $0,110 \pm 0,003$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, spleen $0,118 \pm 0,002$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and gills $0,029 \pm 0,000$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The muscle demonstrated to be, in the two analyzed species, the portion of higher concentration of this while the places of less concentration in the weakfish was the gills and in the tuna, the eyes. Although the values in these species are below of the maximum limit allowed by the Brazilian legislation, is extremely important the monitoration of these species guaranteeing the quality of these foods and by-products developed from fish, and safeguarding the public health.

KEY WORDS: mercury, *Thunnus albacares*, *Cynoscion microlepidotus*, organs, muscle, stomach content.

1 INTRODUÇÃO

Em diversas regiões do mundo, o pescado faz parte da dieta alimentar e representa, em alguns países, a principal fonte de proteínas de origem animal. Atualmente tem havido um crescente aumento do consumo de pescado em relação à carne bovina, em função do baixo teor de gorduras saturadas, alta concentração em gorduras insaturadas com ácidos graxos da série ω -3 e ω -6 e elevada digestibilidade destes produtos. Entretanto, o consumo de pescado pode tornar-se um risco à saúde, causando diversas enfermidades, tanto de origem biológica, quanto química.

A questão da poluição química no pescado está diretamente relacionada à poluição ambiental, gerada, em parte, pelo rápido processo de industrialização. Desta forma, ocasiona um aumento da exposição do homem aos metais pesados e outros contaminantes a partir do consumo do pescado, que é a principal fonte de exposição do homem a esse metal. Durante o século passado aumentou consideravelmente a preocupação, a nível mundial, com o desenvolvimento de possíveis riscos à saúde associados à exposição a metais pesados como o mercúrio (Hg). A exposição a esses poluentes ambientais, promove graves danos à saúde tendo seu efeito mais devastador, no caso do mercúrio, no desenvolvimento do sistema nervoso central e sistema fisiológico geral das crianças (COUNTER e BUCHANAN, 2004).

A poluição aquática por metais pesados tem sido considerada como uma das formas mais nocivas da poluição ambiental, uma vez que tais metais não são degradáveis e tendem a acumular-se em organismos vivos cujas conseqüências poderão ir, desde a dizimação da biota, até à intoxicação e envenenamento permanente de seres vivos. A alta toxicidade deste metal decorre das suas várias

formas químicas (metálica, iônicas Hg^+ e Hg^{2+} e compostos orgânicos), da elevada volatilidade e solubilidade em água e lipídios facilitando a transposição através dos alvéolos pulmonares e barreira hematoencefálica, com fixação e lesão do sistema nervoso. Ainda é relevante comentar a respeito da sua grande reatividade com os grupos sulfidril, levando a inibição de várias enzimas e da ação auto-imune (FARIA, 2003). Uma variedade de estudos demonstra a ação nociva dos metais pesados no organismo, porém somente o mercúrio está relacionado com intoxicações ocasionadas pelo consumo de pescado e seus derivados. A escassez de informação sobre a distribuição deste metal no organismo de peixes dificulta a compreensão da sua distribuição no organismo e a avaliação de potenciais riscos para a saúde humana e de animais.

O presente estudo tem como objetivo específico verificar a cinética do mercúrio em órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal de duas espécies de peixes marinhos predadores: pescada bicuda (*Cynoscion microlepidotus*, Cuvier 1830) e atum albacora (*Thunnus albacares* - Bonnaterre, 1788), Identificando as partes que acumulam maior quantidade do metal. Este estudo, portanto, tem como objetivo contribuir com a comunidade científica fornecendo dados importantes sobre o comportamento do mercúrio no organismo dessas espécies fornecendo dados para às autoridades responsáveis na avaliação da existência de possíveis fontes de contaminação mercurial para os animais e para o homem.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O HISTÓRICO DO MERCÚRIO NO CENÁRIO MUNDIAL

O mercúrio (Hg) é um metal pesado de alta toxicidade, encontrado na forma líquida no meio ambiente. Existem relatos do uso do Hg muitos anos antes de Cristo (AC) pelos egípcios, fenícios, gregos e chineses em práticas diversas como a extração de ouro e aplicação na clínica médica. Ele dominou o mundo da alquimia e, por ser um metal prateado líquido, tinha um significado mágico, chegando a ser chamado de "mensageiro dos deuses". A sua abreviatura vem do latim *Hydrargyrum* (prata líquida), estabelecida na tabela periódica dos elementos químicos. A ação tóxica do Hg inorgânico é conhecida desde a antigüidade, quando era usado na decoração e pintura de castelos e no trabalho de mineração, que foi intensificado durante o império romano (FARIA, 2003).

Há relatos na literatura da utilização do Hg pelos Egípcios no ano de 1600 aC e, com a absorção da cultura egípcia pelos gregos, a prática de utilização do Hg também foi transferida, passando pelos romanos e demais povos da Europa. Nessa época o Hg não era utilizado na prática da medicina e já eram observados casos de intoxicação por essa substância (ALMKVIST, 1929).

Acredita-se que outros povos da antiguidade também foram conhecedores da prática de utilização de Hg. Os indianos já utilizavam este metal na medicina por volta do ano 500 aC a partir de ensinamentos adquiridos na Pérsia. Anos mais tarde durante, as Cruzadas, a Europa absorveu as influências árabe e grega passando também a utilizar o Hg na prática da medicina. Durante os séculos seguintes o uso do Hg na clínica médica tornou-se cada vez mais freqüente devido à descoberta da sua propriedade germicida frente à disseminação de doenças como a

sífilis. Entretanto, as suspeitas e observações clínicas quanto ao poder tóxico do Hg já haviam sido iniciadas pela comunidade científica (ibid.).

Durante o século XVII, as fábricas de chapéu na França utilizavam o nitrato de mercúrio na preparação do feltro e no tratamento do couro. A manipulação desta substância ocasionava sérios problemas neurológicos e comportamentais aos trabalhadores. Acredita-se que este fato tenha dado origem a frase “ele é mais maluco que um chapeleiro”, assim como a inspiração para o personagem da fábula “Alice no País das Maravilhas”, o “Chapeleiro Maluco”, escrito por Lewis Carroll (ZIFF, 1987).

No século XX, ocorreram várias tragédias humanas relacionadas à utilização de Hg nas áreas industrial e agrícola. Tais fatos alertaram a comunidade científica quanto ao uso indevido deste metal e as suas conseqüências alarmantes para o meio ambiente e para o homem. Os principais acidentes relatados ocorreram nas baías de Minamata e Nigata, no Japão; no nordeste do Iraque; na Guatemala; em Ghana e o Novo México (MAURISSEN, 1981).

Dentre as tragédias humanas, a que mais catalisou atenção da comunidade científica aconteceu durante as décadas de 50 e 60 no Japão com o aparecimento de uma enfermidade nervosa misteriosa na localidade de Minamata. Inicialmente essa enfermidade surgiu em um pequeno vilarejo próximo a baía de Minamata e, em 1956, já havia assumido caráter epidêmico. A partir de estudos epidemiológicos, foi descoberto o lançamento de dejetos diretamente na baía indevidamente por uma indústria química local. Esta indústria utilizava sulfato de mercúrio como catalisador para a produção de ácido acético e seus derivados e cloreto de mercúrio como catalisador na produção de cloreto de vinila, sendo o metilmercúrio (MeHg) um subproduto na síntese do acetaldeído. O MeHg que era despejado no efluente contaminou a biota marinha e a água de toda a região. Observou-se então a relação direta da enfermidade com a quantidade de peixe ingerida pela população, atingindo inclusive os animais domésticos alimentados com os peixes. Nesse acidente houve 46 mortes e 121 casos de hospitalização (McALPHINE e ARAKI, 1958).

Outros acidentes de destaque no cenário mundial ocorreram devido utilização de Hg como pesticida na agricultura no tratamento de sementes. Em 1956, no Iraque, foram notificados cerca de 100 casos de intoxicação. Anos depois, em 1972, na Guatemala, pessoas foram intoxicadas e muitas morreram em conseqüência da ingestão do Hg presente nas sementes contaminadas, utilizadas na fabricação do

pão caseiro. Neste mesmo ano, no Iraque um total de 6.530 casos de intoxicação foram registrados nos hospitais, culminando com um saldo de 459 casos de óbito relacionados ao envenenamento por MeHg (ZIFF, 1987). A causa dessa catástrofe, uma das maiores registradas no mundo, foi atribuída a utilização de sementes de trigo tratadas com fungicida a base de MeHg (GOCHFELD, 2003).

2.2 O MERCÚRIO NO CENÁRIO BRASILEIRO

A contaminação por Hg no Brasil possui duas fontes historicamente e espacialmente distintas. A primeira são as indústrias de cloro-álcali, química e farmacêutica, que iniciaram suas atividades após a II Guerra Mundial e estão concentradas na região sul e sudeste do país. A segunda está relacionada com a utilização do Hg no processo de amalgamação para obtenção de ouro, processo esse iniciado no final da década de 70 e localizado, em maior parte, na região amazônica (LACERDA, 1997; CARREIRA e BEZERRA, 2004).

O desenvolvimento e a diversificação das indústrias brasileiras, como indústrias de tinta, farmacêutica, eletro-eletrônicos e baterias, resultaram no aumento da importação de Hg para usos diversos, uma vez que o Brasil não produzia este metal. Medidas de controle dessas fontes de contaminação começaram a ser implantadas no Brasil. Novas legislações mais restritas quanto ao uso industrial e agrícola do Hg foram introduzidas, e sobras industriais de Hg, assim como outros lixos industriais de lâmpadas fluorescentes e baterias, começaram a ser recicladas no país. Novas tecnologias estão sendo aprimoradas, para substituir antigos processos de utilização de Hg como pesticidas e na indústria de clorados, sendo mais baratas e eficientes. Desta forma, com estas medidas o autor relata a possibilidade da diminuição dos níveis de Hg no meio ambiente (LACERDA, 1997).

O primeiro ciclo do ouro no Brasil, ocorrido entre 1690 e 1850, utilizava a separação gravimétrica para a extração de grandes partículas de ouro. Em 1960 o Hg começou a ser reutilizado dando origem à segunda fase do ciclo do ouro no país (ibid.). A partir do final da década de 70, atividades de mineração de ouro contribuíram para elevadas emissões de Hg no ambiente. Nos processos de

produção de ouro, o Hg sob a forma metálica, é utilizado para formar um amálgama para recuperação do ouro de granulação fina. Em seguida, este amálgama é queimado ao ar livre, e o Hg liberado para a atmosfera na forma de vapor, restando o ouro. O Hg metálico pode, posteriormente, ser depositado nos rios e, por intermédio da cadeia biológica, contaminar os peixes na sua forma mais tóxica: o MeHg (SANTOS et al., 2003).

Na região Amazônica a preocupação com o Hg surgiu em meados dos anos 80, à medida que o garimpo, iniciado em 1979, promoveu o lançamento de importantes quantidades do metal no ambiente. A população mais afetada seriam os próprios garimpeiros e os trabalhadores envolvidos no processo de compra e venda de ouro, que estariam severamente expostos durante o processo de queima do amálgama ouro-mercúrio através da aspiração de vapores de Hg (mercurialismo). Indiretamente, as populações que viviam exclusivamente da pesca, estariam sendo afetadas através da sua alimentação, na sua maioria pescado contendo elevadas doses de MeHg (WASSERMAN et al., 2001; YALLOUZ et al., 2002).

Na Região do Rio Tapajós, a participação da atividade garimpeira de ouro na economia, teve início no final da década de 50, quando foram descobertas as primeiras ocorrências do metal no rio das Tropas, afluente da margem direita do rio Tapajós. Desde então, o garimpo revelou-se um assunto polêmico, em função da diversidade das questões sociais, políticas, econômicas e dos problemas ambientais gerados com a utilização do Hg no processo de extração do ouro e emissão de vapores deste metal para o ambiente (BRABO et al., 1999).

Nesta região, a contaminação pelo Hg vem sendo estudada através da análise do metal nos peixes, como em amostras de cabelo das populações de diferentes comunidades ribeirinhas. Estudos demonstraram que determinadas espécies de peixes de hábitos carnívoros da região, consideradas de, como *Hoplias malabaricus* (traíra), *Cichla ocellaris* (tucunaré), *Plagioscion surinamensis* (pescada), *Hydrolycus scomberoides* (peixe cachorro), dentre outras, freqüentemente consumidas pela população local, apresentavam níveis de Hg total acima do limite recomendável para consumo humano pela Organização Mundial da Saúde, isto é, superiores a $0,5\mu\text{g.g}^{-1}$ (PINHEIRO et al., 2000).

Entre os diversos grupos populacionais expostos, destacam-se os índios, cuja principal fonte de proteína na alimentação é o peixe. Dentre os peixes carnívoros e não carnívoros mais consumidos foram citados o tucunaré, o pacu, o jaraqui, a

traíra, o aracu, a matrinchã e a caratinga. Em um estudo seccional para avaliar exposição ao Hg em 330 índios Mundurukú da comunidade denominada Sai Cinza no Estado do Pará, Santos et al. (2001) evidenciaram grande consumo de peixes, que foi associado com os altos teores de Hg observados no tecido capilar, sendo $14,45 \mu\text{g.g}^{-1}$ para crianças entre 7 a 12 anos de idade, $15,70 \mu\text{g.g}^{-1}$ para mulheres entre 14 e 44 anos e $14,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ para os outros indivíduos.

Em pesquisa envolvendo 251 mulheres e crianças indígenas que foram selecionadas ao longo do rio Madeira e da Reserva Kayapó, os resultados evidenciaram que, entre as mulheres, a média de mercúrio no cabelo foi de $8,30 \mu\text{g.g}^{-1}$, com 25 destas mulheres apresentando teores acima de $10,0 \mu\text{g.g}^{-1}$. Também a correlação entre o tempo de amamentação e a concentração de Hg no tecido capilar foi positiva ($r = 0,51$ e $p = 0,02$) para as crianças indígenas (BARBOSA et al., 1998). Os valores observados nas amostras de cabelo estavam acima do limite máximo tolerável pela Organização Mundial de saúde de $7,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ segundo descreve Souza (2006).

Na Amazônia da Guiana Francesa, Frery et al. (2001) realizaram um estudo que apontou que 57% dos 235 habitantes da comunidade Wayána apresentaram teores de mercúrio no cabelo acima de $10,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ e 270 amostras de peixes da região apresentaram teores de Hg total em músculos de até $1,62 \mu\text{g.g}^{-1}$. Os autores concluem que a exposição ao mercúrio nesta população estava relacionada com o elevado consumo de peixes.

2.3 O MERCÚRIO E O MEIO AMBIENTE

2.3.1 Características gerais do mercúrio

Os metais podem ser divididos em essenciais e não essenciais. São classificados como não essenciais àqueles que não apresentam função biológica, dentre os quais se encontram o chumbo (Pb), o cádmio (Cd) e o mercúrio (Hg). Os metais essenciais são aqueles que apresentam significado biológico, sendo importantes para o funcionamento adequado do organismo como o cobre (Cr), zinco (Zn) e ferro (Fe), apresentando toxicidade somente quando atingem níveis de incorporação excessiva (FERREIRO, 1976). Segundo a definição da Associação

Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1992), os metais pesados são metais que podem ser precipitados por gás sulfídrico em soluções ácidas como chumbo (Pb), níquel (Ni), prata (Ag), ouro (Au), mercúrio (Hg), cromo (Cr), bismuto (Bi), zinco (Zn), ferro (Fe), cobre (Cb), antimônio (Sb) e estanho (Sn).

As fontes de Hg para o meio ambiente podem ser classificadas como naturais ou antropogênicas. As fontes naturais são relativas, principalmente, a processos de desgaseificação da crosta terrestre, suspensão de partículas do solo pelos ventos, emanções vulcânicas, queimadas de florestas e emanções do solo e águas superficiais que podem contribuir para as emissões naturais de Hg. O intemperismo também pode disponibilizar o metal contido em rochas, entretanto, no Brasil, não são conhecidas regiões de mineralização de mercúrio, com exceção de uma pequena área próxima a Ouro Preto (MARINS et al., 2004).

As fontes antropogênicas de Hg estão relacionadas com a ação do homem e com conseqüente poluição ambiental. Dentre as fontes antropogênicas destacam-se o descarte de resíduos industriais diretamente na natureza, principalmente de indústrias eletroquímicas para a produção de cloro-soda, indústrias de papel, indústrias de tintas e indústria de lâmpadas fluorescentes. O aumento do mercúrio no ambiente também está relacionado à combustão de carvão, derivados de petróleo e queima de lixo, principalmente lixo hospitalar (ibid.). Na figura 1 observam-se os processos que ocorrem com o Hg após sua emissão para o meio ambiente.

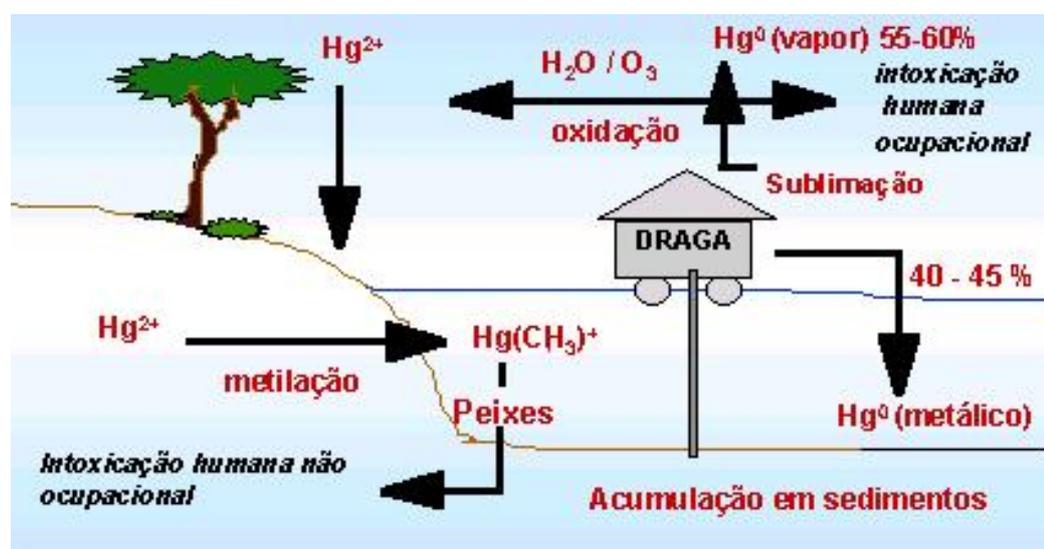


Figura 1. Processos ambientais envolvendo o Hg após sua emissão para o meio ambiente

NNo Brasil, é fundamental salientar a atividade garimpeira, principalmente na Região Amazônica, como uma importante fonte de contaminação mercurial para o meio ambiente (MARINS et al., 2004). Outra possível fonte de contaminação de Hg para o homem está relacionada à sua aplicação no amálgama utilizado na odontologia para recuperação e recomposição dentária (NIENCHESKI e KATIN, 1979).

É importante ressaltar que, dependendo das condições físico-químicas, o mercúrio que é introduzido no meio ambiente pode se transformar em diferentes formas. Cada uma apresenta potencial tóxico bem diferenciado podendo, inclusive, ocorrer interconversão entre elas (YALLOUZ et al., 2001). A grande versatilidade de formas físicas e químicas gera um problema de avaliação de toxicidade deste metal, já que as distintas formas apresentam utilizações e propriedades tóxicas diferentes (CHICOUREL et al., 1995).

As formas químicas de maior interesse deste metal no estudo do impacto ambiental são: mercúrio elementar (Hg^0), mercúrio iônico (Hg^+ , Hg^{2+}) e os organo-mercuriais [CH_3Hg^+ , $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$], com destaque para o MeHg. Este último é o principal responsável pela intoxicação do ser humano através do consumo de pescado, já que estudos comprovam que 90% do Hg total presente em peixes encontra-se na forma metilada (YALLOUZ et al., 2001; RAVICHANDRAN, 2004). O quadro abaixo mostra algumas formas químicas do Hg e suas aplicações.

Quadro 1. Relação entre a forma química, características e aplicações do mercúrio.

Forma Química	Propriedades e Características	Aplicações
Metal	- líquido à temperatura ambiente, expansão volumétrica uniforme em ampla taxa de temperatura, alta tensão superficial, não aderência a superfícies vítreas.	- aparelho de medição de pressão e temperatura: termômetros, barômetros e manômetros.
	- baixa resistência elétrica e alta condutividade térmica	- materiais elétricos e eletrônicos, agente resfriante.

	- alto potencial de oxidação em relação ao hidrogênio	- operações eletroquímicas: indústria cloro – soda.
	- facilidade de formação de amálgama com outros metais	- metalurgia, odontologia e processos extrativos (garimpo)
Compostos Orgânicos	- poder de assepsia por oxidação da matéria orgânica	- inseticidas, bactericidas, fungicidas
Compostos Inorgânicos	-Alta estereoespecificidade	- catálise na indústria de polímeros sintéticos

Fonte: MICARONI et al., 2000.

A especiação de Hg em amostras clínicas ou ambientais é particularmente complexa devido à ampla gama de formas químicas que este metal assume e a variedade de comportamento das mesmas. Portanto, é de suma importância definir o comportamento e destino destes compostos para avaliação das conseqüências toxicológicas potenciais de sua presença nos diversos tecidos do alimento (LIMAVERDE FILHO e CAMPOS, 1999).

2.3.1.1 Metilação, bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação

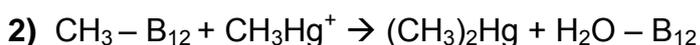
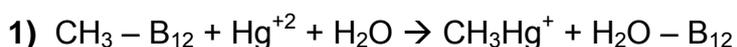
No meio ambiente, uma das reações mais importante que ocorre com o Hg é uma forte ligação iônica com sítios de sulfeto presentes no solo e matéria orgânica aquática (RAVICHANDRAN, 2004). Atualmente acredita-se que a metilação (formação de MeHg) ocorra principalmente através de uma reação biologicamente mediada por bactérias sulfeto-redutoras presentes no sedimento marinho (SUNDERLAND et al., 2004). A formação do complexo entre o Hg e sítios de sulfeto presentes na matéria orgânica aquática inibe a transformação do Hg em MeHg pela ação dessas bactérias metilantes (RAVICHANDRAN, 2004).

O Hg inorgânico pode sofrer processo de metilação em condições aeróbias e anaeróbias através de dois mecanismos distintos (BISINOTI e JARDIM, 2004):

1) Biológico: mediado por microrganismos e fungos, principalmente pela reação com a metilcobalamina;

2) Químico: através de reações químicas específicas como a reação de transmetilação; radiação ultravioleta na presença de compostos orgânicos doadores do grupo metila e reação com os ácidos fúlvico e húmico.

A formação de MeHg no meio ambiente está diretamente relacionada à metilcobalamina (vitamina B₁₂). Esta enzima é produzida pelas bactérias, tanto aeróbias quanto anaeróbias, estando disponível em quantidades significativas no ambiente. Também é capaz de transferir o grupo metila para o íon Hg²⁺, ocorrendo a transferência do grupo metila como um íon carbânion e um radical metil, para produzir o MeHg e o Me₂Hg em condições aeróbias e anaeróbias observadas nas equações abaixo (ibid.).



Entre as espécies de bactérias envolvidas no processo de formação do MeHg, encontram-se *Aerobacter aerogenes*, *Aeromonas*, *Bacillus megaterium*, *Candida albicans*, *Chromobacterium*, *Clostridium cochlearium*, *Clostridium hermoaceticum*, *Clostridium sticklandii*, *Enterobacter aerogenes*, *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Mycobacterium phlei*, *Pseudomonas* sp. e *Saccharomyces cerevisiae*. As espécies microbianas junto com a atividade de metilação e o tamanho populacional das mesmas determinam a taxa de síntese biológica do MeHg (ibid.)

Desta forma, o Hg liga-se a radicais orgânicos como o alquil, fenil e metoxietil, formando compostos organomercuriais. Os alquimercuriais de cadeia curta (metil, etil e propil) são os que demonstram maior importância sob o ponto de vista toxicológico, por apresentarem maior estabilidade e possuírem grande capacidade de acumulação nos tecidos (CHICOUREL et al., 1995).

Os principais fatores que afetam os níveis de MeHg no ambiente aquático são: a quantidade de Hg inorgânico no sedimento para ser convertido em MeHg e as condições favoráveis à bactérias responsáveis pela atividade de metilação (SUNDERLAND et al., 2004).

Depois de formado o MeHg, este entra na cadeia alimentar através da rápida difusão e forte ligação com as proteínas da biota aquática, atingindo sua

concentração máxima em tecidos de peixes do topo da cadeia alimentar. Neste processo observa-se a atuação de fatores como: estado físico, idade do peixe, hábito alimentar, condições ambientais da água como conteúdo de carbono orgânico dissolvido, salinidade, pH, nível de oxigênio na água, contaminação, os microrganismos, além de temperatura e correntes envolvidas na água (EYSINK et al., 1988).

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

O processo de biomagnificação ocorre via alimentação, quando algas e plantas são ingeridas por peixes menores (nível mais baixo da cadeia alimentar) e esses, por sua vez, são ingeridos por outros peixes carnívoros (topo da cadeia alimentar). O Hg possui baixa taxa de eliminação em relação à taxa de absorção, processo chamado de bioacumulação, aumentando sua concentração no organismo dos animais que vivem por mais tempo e se alimentam mais de outros indivíduos. À medida que subimos na cadeia trófica, não apenas aumenta a concentração de Hg, mas também a concentração de MeHg (WASSEMAN et al., 2001). Devido à afinidade deste composto pelo tecido adiposo dos animais, sua bioacumulação e biomagnificação são favorecidas em relação às outras espécies mercuriais (RAVICHANDRAN, 2004).

2.4 CONTAMINAÇÃO DE PESCADO E DERIVADOS POR MERCÚRIO

O pescado incorpora metais pesados por mecanismos de adsorção à superfície do tegumento; via respiração, através das brânquias e tegumento; e via alimentação. A capacidade de acumulação também varia de acordo com a espécie, o tamanho, hábito alimentar, idade, peso e comprimento das espécies (FERREIRO, 1976). No ambiente aquático a matéria orgânica dissolvida interage com o mercúrio alterando sua forma química, solubilidade, mobilidade, viabilidade e toxicidade (RAVICHANDRAN, 2004).

O Hg, principalmente na forma de MeHg, ao ser ingerido pelo pescado se combina com radicais sulfidrílica das proteínas, numa rígida união química,

dificultando sua eliminação, fato alertado por Mariño e Martín (1978), Lacerda e Meneses (1995), Guenka et al. (2003) que afirmam que o processo de cozimento ou qualquer outro tipo de tratamento não eliminam o mercúrio presente.

2.4.1 Determinação de mercúrio em órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal

Estudos primários desenvolvidos em Estocolmo, Suécia, descrevem a elevada porcentagem (acima de 90%) de MeHg em relação ao Hg total presente em tecido muscular e em pool de vísceras de salmão e truta analisados (WESTÖÖ, 1973). Em 1976, nos Estados Unidos, McKim et al. analisaram três gerações de trutas (*Salvelinus fontinalis*) quanto a toxicidade, acumulação, distribuição e eliminação mercurial. Os peixes foram separados em dois grupos diferentes e, cada grupo recebeu uma concentração na água diferente de MeHg. Após um período de 39 semanas foi observada a concentração de Hg total em amostras de cérebro, sangue, brânquias, gônadas, rim, fígado, musculatura e baço, observando-se os locais de maior concentração deste metal. O maior teor médio foi observado no tecido muscular.

Monteiro e Lopes (1990) realizaram um estudo em Portugal, onde descrevem uma correlação entre o tamanho e a concentração de Hg total presentes em exemplares de meka (*X. gladius*) com comprimento acima de 125 cm. Dentre estes exemplares as fêmeas apresentaram concentrações mais baixas de Hg total na porção muscular, em função de atingirem este tamanho antes dos exemplares machos. Os autores descrevem esta relação como ponto fundamental para a compreensão do processo de bioacumulação deste metal nos peixes predadores.

Um estudo foi realizado na costa da Mauritânia por Roméo et al. (1999) que analisaram cobre, zinco, cádmio, e mercúrio em quatro espécies de peixes marinhos: *Serranus scriba*, *Epinephelus costae*, *Cephalopholis nigri* e *Pseudupeneus pratensis*. A amostragem para cada peixe incluiu amostras de brânquias, fígado e musculatura, escolhidos pelo fato de serem órgãos de acumulação deste metal. A espécie *S. scriba* apresentou na musculatura uma concentração de Hg total de $0,34 \pm 0,13 \mu\cdot g^{-1}$, nas brânquias de $0,05 \pm 0,02 \mu\cdot g^{-1}$ e no fígado $0,86 \pm 0,37 \mu\cdot g^{-1}$, a espécie *E. costae* apresentou na musculatura uma concentração de $0,12 \pm 0,05 \mu\cdot g^{-1}$

¹, nas brânquias de $0,06 \pm 0,01 \mu\cdot g^{-1}$ e no fígado $0,46 \pm 0,14 \mu\cdot g^{-1}$, a espécie *C. nigri* apresentou na musculatura uma concentração de $0,39 \pm 0,10 \mu\cdot g^{-1}$, nas brânquias de $0,15 \pm 0,02 \mu\cdot g^{-1}$ e no fígado $0,75 \pm 0,22 \mu\cdot g^{-1}$ e a espécie *P. pratensis* apresentou na musculatura uma concentração de $0,14 \pm 0,05 \mu\cdot g^{-1}$, nas brânquias de $0,07 \pm 0,03 \mu\cdot g^{-1}$ e no fígado $0,15 \pm 0,04 \mu\cdot g^{-1}$. Segundo os autores, as brânquias refletem a concentração de metais pesados presente na água e frequentemente apresentam níveis mais elevados do que os níveis verificados na musculatura exceto no caso do mercúrio, como constatado neste estudo. Segundo os autores, a elevada concentração dos outros metais pesados estudados, nas brânquias reflete a sua concentração na água, onde as espécies de peixe estudadas vivem, enquanto a concentração no fígado reflete o armazenamento dos metais pesados, principalmente o Hg, através da ligação com as metalotioninas, fato também descrito por Olson et al. (1978).

Na Noruega, Berntssen et al. (2003) compararam os valores da concentração de Hg total em fígado, rim e cérebro de salmão do atlântico (*Salmo salar*) após quatro meses de exposição ao MeHg e Hg inorgânico via ração em duas concentrações diferentes (0,5 e 10 mg de cloreto de MeHg ($CH_3\text{-HgCl}$) por kg/ração e 10 e 100 mg cloreto mercúrico ($HgCl_2$) por kg/ração). Em relação ao MeHg o órgão que apresentou maior concentração de Hg total, em relação as duas quantidades de MeHg adicionadas a ração (0,5mg e 10mg) respectivamente, foi o fígado com $4,06 \pm 1,11$ e $6,69 \pm 1,02 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, seguido de rim com $2,00 \pm 0,21$ e $3,05 \pm 0,68 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e cérebro com $1,16 \pm 0,29$ e $0,68 \pm 0,62 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Para a adição de Hg inorgânico a maior concentração de Hg total, em relação as duas quantidades de $HgCl_2$ adicionadas a ração (10mg e 100mg) respectivamente foi encontrada no rim com $0,23 \pm 0,12$ e $6,82 \pm 3,00 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ seguido do fígado com $0,15 \pm 0,09$ e $0,96 \pm 0,51 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e cérebro com $0,03 \pm 0,01$ e $0,13 \pm 0,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Ainda na Noruega, Berntssen et al. (2004) realizaram um experimento com salmão do atlântico onde um grupo de peixes recebeu ração acrescida de Hg orgânico na forma de cloreto de metilmercúrio ($HgCH_3Cl$) e outro grupo, da mesma espécie, recebeu ração acrescida de Hg inorgânico na forma de cloreto mercúrico ($HgCl_2$). Dentro de cada grupo separadamente, o MeHg e o $HgCl_2$ foram adicionados em quatro quantidades diferentes de 0,1, 0,5, 5 e 10mg e 0,1, 1, 10 e 100mg por kg/ração respectivamente. Além disso, foi formado um grupo controle onde não foi adicionada à ração nenhuma das duas substâncias citadas. As concentrações de $HgCH_3Cl$ e $HgCl_2$ foram escolhidas a partir do limite máximo

atual permitido pelos Estados Unidos presente na alimentação de peixes ($0,1 \mu\text{g.g}^{-1}$) e a concentração de Hg capaz de gerar uma intoxicação em peixes ($10 - 100 \mu\text{g.g}^{-1}$ para HgCl_2 e $0,5 - 10 \mu\text{g.g}^{-1}$ para MeHg), previamente estudada em experimentos anteriores.

Após quatro meses de exposição foram observados os locais de maior concentração do metal e a taxa de assimilação por essas duas diferentes formas de apresentação do Hg. Pode-se constatar o rápido acúmulo de MeHg nos órgãos internos e tecido muscular (cerca de 83% da carga corporal) com uma taxa de assimilação relativamente elevada, de cerca de 41–23%. Já o Hg inorgânico acumulou-se principalmente no intestino (cerca de 69% da carga corporal) com uma baixa taxa de assimilação (6 – 4%). Estes dados estão de acordo com a hipótese existente da formação de uma barreira pelo intestino para a ingestão oral de Hg inorgânico, em relação ao MeHg que é facilmente absorvido pelo intestino.

Em programa multidisciplinar elaborado na Guiana Francesa (bacia amazônica) por Régine et al. (2005), foram analisadas doze espécies de peixe correspondentes a seis hábitos alimentares diferentes: onívoros, piscívoros, carnívoros, bentívoros, parifitófagos e herbívoros. Os peixes foram coletados no rio Maroni e foi analisado Hg em brânquias, fígado, musculatura esquelética, estômago, rim e intestino.

Segundo os autores a diferença encontrada na distribuição do Hg nos diferentes órgãos entre as diferentes espécies resulta da ação e interação entre três fatores ecotoxicológicos:

1. Condições de exposição - notoriamente a importância da quantidade ingerida, vias de absorção (água/ alimentação) e forma química do metal (Hg inorgânico, Hg^{+2} / MeHg);
2. Características físico-químicas dos biótopos (água, sedimento), que afetam a especiação química e biodisponibilidade do Hg e também as funções fisiológicas e bioquímicas dos organismos vivos;
3. Propriedades funcionais e estruturais das diferentes espécies de peixes que podem afetar a absorção através da barreira biológica presentes na parede intestinal e lamelas branquiais, processos de armazenamento nos tecidos e mecanismos de depuração/excreção celular.

Os autores concluíram que os hábitos alimentares estão inteiramente relacionados com a concentração de Hg nos peixes estudados, encontrando os mais altos níveis de MeHg na porção muscular.

Vaske Jr. e Castelo (1998) durante a primavera e inverno, pesquisaram o conteúdo estomacal de atum *T. albacares*. No inverno foi observado predomínio de cefalópodes, principalmente lulas, seguidos de peixes teleósteos e os hiperídeos. Na primavera, foi observado o predomínio dos hiperídeos seguidos de os peixes teleósteos e Cefalópodes. Da mesma maneira que no inverno, os crustáceos dominaram em número, enquanto peixes e cefalópodes dominaram em peso. Os autores ressaltam a importância do conhecimento dos hábitos alimentares desta espécie de peixe, de elevado valor comercial, para a compreensão da variabilidade da composição da dieta nas diferentes estações do ano.

Garcia et al. (2000) realizaram uma pesquisa da concentração de Hg total em sushis e sashimis comercializados em restaurantes de Niterói município do Rio de Janeiro. No laboratório de Controle Físico-químico de POA da UFF onde foram analisadas 26 peças de atum e 21 peças de salmão. Os teores de Hg total para as peças elaboradas com atum variaram entre 0,034 e 0,598 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e, nas peças de salmão, entre 0,003 e 0,021 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Os autores ressaltam que duas amostras elaboradas com atum ultrapassaram os limites permitidos pela legislação Brasileira sendo importante a monitorização constante deste metal.

Storelli e Marcotrigiano (2001) analisaram a concentração de Hg no tecido muscular de meka (*X. gladius*) e atum (*T. thynnus*). Valores médios mais elevados de Hg total foram encontrados no atum (1.02 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em relação ao meka (0.49 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Em 4.3% dos mekas e 44.3% dos atuns analisados, a concentração de Hg total excedeu os valores máximos permitidos pela Comissão Européia (Hg = 1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Sellanes et al. (2002), no Brasil, estudando exemplares de *T. thynnus* encontraram valores menores para a porção muscular, que apresentou valor médio de 0,041 \pm 0,020 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ nas amostras analisadas. Nos dois casos, os autores não observaram uma correlação entre o tamanho dos animais e o teor de Hg total presente na porção muscular.

Voegborlo et al. (1997), analisaram os níveis do mercúrio em conservas pela técnica de espectrofotometria de absorção atômica por arraste de vapor a frio (EAA-VF). A concentração do Hg nas amostras variou entre 0,20 a 0,66 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Os resultados demonstraram que estes atuns capturados na costa da Líbia, no

Mediterrâneo, apresentaram concentrações bem abaixo dos níveis permissíveis para este metal. Entretanto, devido à bioacumulação do mercúrio pelo pescado, sua contribuição na alimentação pode ser erroneamente considerada insignificante.

Yallouz et al. (2001) estudaram, no Brasil, o nível de Hg em atum sólido enlatado, comercializado na cidade do Rio de Janeiro. Foram analisadas 39 amostras, pertencente a cinco marcas e lotes distintos. A técnica utilizada foi a de EAA-VF. Os resultados demonstraram que 53% das amostras apresentaram um teor acima do máximo recomendado. Somente uma entre as cinco marcas estudadas apresentou todas as amostras com níveis dentro dos limites tolerados demonstrando a necessidade de um maior controle da qualidade destes produtos.

Outro estudo realizado por Borges et al. (2002), analisou conservas de atum provenientes de quatro países (Tailândia, Equador, Peru e Venezuela) comercializados no Brasil. Foi observado que as amostras do Equador (20) apresentaram valores médios de $0,122 \mu\text{g.g}^{-1}$, as amostras da Tailândia (10) de $0,055 \mu\text{g.g}^{-1}$, as do Peru (10) de $0,042 \mu\text{g.g}^{-1}$ e da Venezuela (15) de $0,116 \mu\text{g.g}^{-1}$. Os valores apresentaram-se abaixo dos limites permitidos pela legislação Brasileira. Entretanto, os autores ressaltam o efeito acumulativo deste metal e a importância de monitorização dos produtos de pescado utilizados para consumo humano.

Outro estudo importante em atum foi realizado por Burger e Gochfeld (2004) que analisaram 168 latas de atum ao longo do período compreendido entre 1998 e 2003 em Nova Jersey, Estados Unidos. A finalidade deste estudo foi comparar os resultados obtidos com os resultados de um estudo prévio realizado pelo “Food and Drugs Administration” (FDA) em 1991. Foi observado, nas amostras em que se analisou a concentração de MeHg e Hg inorgânico, que cerca de 90% do Hg presente apresentava-se na forma de MeHg. Os resultados também demonstraram que o nível de Hg no atum enlatado apresentou uma pequena elevação em relação ao ano de 1991, destacando-se o ano de 2001 em relação aos outros anos. O valor médio de Hg ($0,407 \mu\text{g.g}^{-1}$) neste estudo foi significativamente elevado em relação ao valor médio de Hg ($0,17 \mu\text{g.g}^{-1}$) observado pelo FDA em estudo anterior. Além disso, o atum enlatado na versão “light” apresentou menores teores de Hg em relação à versão tradicional, sendo uma alternativa na alimentação para os consumidores mais freqüentes. Os autores atribuem este fato aos padrões de processamento do atum enlatado que, segundo a padronização do FDA, para a fabricação da versão tradicional só pode ser utilizada a espécie *T. alalunga* e, na

fabricação da versão “light”, só pode ser utilizada a espécie *Katsuwonus pelamis*, espécie esta que geralmente possui tamanho menor que a espécie anterior acumulando menor teor de Hg.

Mársico et al. (2002) analisaram tecido muscular de 34 exemplares de *Thunnus* sp. e 26 exemplares de *X. gladius*. A concentração de Hg total nos exemplares de *X. gladius* variou entre 0,025 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 0,510 $\mu\text{g.g}^{-1}$, enquanto a concentração de Hg total nos exemplares de *Thunnus* sp. variou entre 0,066 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 1,104 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Em apenas um exemplar de atum a concentração de Hg total excedeu os limites permitidos pela legislação Brasileira (1,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$). No mesmo ano, Storelli et al. estudaram os teores de MeHg em atuns (*T. alalunga* e *T. thynnus*) capturados na costa do mar Mediterrâneo. Em 78,6% dos atuns da espécie *T. alalunga* e 61,1% dos atuns da espécie *T. thynnus* analisados a concentração de Hg total excedeu os valores máximos fixados pela Comissão Européia (Hg = 1 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Nas duas espécies o Hg encontrado estava quase completamente presente na forma metilada com porcentagens entre 77 a 100% (91.3%) para *T. alalunga* e 75 a 100% (91%) para *T. thynnus*.

Storelli et al. (2005) analisaram metais pesados, entre eles o Hg, em fígado e tecido muscular de 58 exemplares de meka (*X. gladius*) e 73 de atum (*T. thynnus*). No tecido muscular das duas espécies a concentração dos metais analisados em ordem crescente foi As > Hg > Pb > Cd. No fígado, a seqüência de concentração de cada metal em ordem crescente foi diferente para cada espécie, no meka foi As > Hg > Cd > Pb e no atum foi As > Cd > Hg > Pb. Nas duas espécies a concentração média de Hg total no fígado (atum = 0,39 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e meka = 0,19 $\mu\text{g.g}^{-1}$) foi aproximadamente o dobro da concentração encontrada no tecido muscular (atum = 0,20 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e meka = 0,07 $\mu\text{g.g}^{-1}$).

Estudos desenvolvidos em outras espécies de pescado analisaram, durante os anos 1991 e 1995, o teor de Hg em amostras de tecido muscular e fígado de 30 exemplares de golfinhos (*Stenella coeruleoalba*) e 7 exemplares de tartaruga marinha (*Caretta caretta*), todos os animais estudados eram fêmeas. Foi analisado Hg total sendo a quantidade encontrada no fígado (*S. coeruleoalba* = 277,40 \pm 24,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e *C. caretta* = 0,70 \pm 0,32 $\mu\text{g.g}^{-1}$) superior à quantidade de Hg total encontrada no tecido muscular (*S. coeruleoalba* = 17,4 \pm 14,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e *C. caretta* = 0,21 \pm 0,13 $\mu\text{g.g}^{-1}$) (STORELLI et al., 1998).

Storelli e Marcotrigiano (2000), estudaram a relação entre níveis de metais pesados, MeHg e compostos organoclorados em fêmeas adultas, neonatos, e filhotes de golfinho cinza (*Tursiops truncatus*). Foram analisadas amostras de cérebro, pulmão, fígado, rim, intestino, coração, útero e placenta. Na fêmea adulta a concentração de Hg mais elevada foi observada no fígado seguido do rim ($393,36 \pm 1,32 \mu\text{g.g}^{-1}$), cérebro ($25,84 \pm 0,65 \mu\text{g.g}^{-1}$), intestino ($21,60 \pm 0,71 \mu\text{g.g}^{-1}$), pulmão ($10,92 \pm 0,48 \mu\text{g.g}^{-1}$), coração ($13,30 \pm 0,85 \mu\text{g.g}^{-1}$), útero ($12,24 \pm 0,08 \mu\text{g.g}^{-1}$) e placenta ($1,98 \pm 0,35 \mu\text{g.g}^{-1}$). Foi observado um nível ligeiramente mais elevado de Hg no fígado ($9,21 \pm 1,32 \mu\text{g.g}^{-1}$), pulmão ($1,42 \pm 0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$) e coração ($1,42 \pm 1,32 \mu\text{g.g}^{-1}$) de neonatos em relação aos filhotes (fígado = $3,95 \pm 0,10 \mu\text{g.g}^{-1}$, pulmão = $0,33 \pm 0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ e coração = $0,46 \pm 0,01 \mu\text{g.g}^{-1}$), sendo a maior concentração nos dois casos observada no fígado.

Em outro estudo foram encontrados, em fígado e rins de mamíferos marinhos do Alaska, elevados teores de metais pesados (incluindo o Hg) e hidrocarbonetos clorados utilizados como pesticidas. O autor relata elevados teores de Hg em fígado de baleia beluga ($18 - 73 \mu\text{g.g}^{-1}$), rim de ursos polares ($31,2 - 59,6 \mu\text{g.g}^{-1}$), fígado de focas comuns ($0,4 - 72 \mu\text{g.g}^{-1}$) e focas otárias ($11,0 - 27,4 \mu\text{g.g}^{-1}$). O autor ainda ressalta a preocupação das autoridades responsáveis em relação aos níveis elevados de Hg encontrados, a saúde desses animais e a saúde do Homem, uma vez que, em algumas localidades o fígado e o rim desses animais são consumidos como alimento (BECKER, 2000).

Frodello et al. (2000) realizaram a determinação de Hg total em exemplares de cinco espécies de cetáceos encontrados ao longo da costa da Córsega. A variação dos níveis de Hg entre os órgãos e tecidos (pulmão, fígado, rim, pele, músculo e ossos) dos cetáceos foi analisada considerando-se o armazenamento, biotransformação e eliminação deste metal. Em todos os casos o fígado demonstrou ser o local de preferência na acumulação do Hg (com concentrações acima de $4250 \mu\text{g.g}^{-1}$ e $3298 \mu\text{g.g}^{-1}$ nos fígados de *T. truncatus* e *Grampus griseus*, respectivamente). Em seguida aparece o rim, musculatura, ossos e pele. Entre as espécies de cetáceos analisadas, somente em duas foi analisado o conteúdo estomacal que consistia em cefalópodes para *G. griseus* e sardinhas (*Sardina pilchardus*) e cavalas (*Trachurus* sp.) para *Delphinus delphis*. Os cefalópodes apresentaram concentrações de Hg ($25,4 \mu\text{g.g}^{-1}$) mais elevadas que os peixes ($1 \mu\text{g.g}^{-1}$). Entretanto, a concentração de Hg encontrada no conteúdo estomacal

representa apenas a concentração deste metal presente em uma única refeição contrapondo-se ao fígado que representa o resultado do aporte de Hg ao longo da vida desses animais.

Na costa do Ceará, Brasil, Monteiro-Neto et al. (2002) avaliaram a variação da concentração de Hg total em amostras de fígado e rim de boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*). Os valores observados no fígado variaram entre 0,10 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e 29,51 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ com valor médio de $4,62 \pm 8,73 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e, nos rins, uma variação entre 0,06 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e 5,63 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ com valores médios de $1,24 \pm 1,72 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Os autores sugerem uma monitorização pelas autoridades devido à presença de atividade industrial como a metalurgia, indústria de couro e componentes elétricos na região. Frodello et al. (2002) analisaram o leite, glândulas mamárias, pulmão, fígado, rim, pele, ossos e tecido muscular de um exemplar fêmea de golfinho cinza (*T. truncatus*) encontrada no sul da Bastia, mar Mediterrâneo. Entre as amostras analisadas, o fígado apresentou maior concentração de Hg total (62 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) seguido do rim (20,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e pele (15,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). A musculatura apresentou 13,8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, o pulmão 5,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, a glândula mamária 3,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, o leite 2,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e os ossos 0,43 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Endo et al. (2003), no Japão, analisaram amostras de tecido muscular e órgãos de cetáceos vendidos livremente para consumo humano, em supermercados e lojas especializadas. Os valores encontrados foram: tecido muscular ($8,94 \pm 13,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), fígado ($388,0 \pm 543,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), rim ($36,6 \pm 46,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e pulmão ($38,1 \pm 42,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Foi constatada nesses produtos alta concentração de Hg, ou seja, fonte de contaminação para o homem e risco para a saúde pública.

2.5 TOXICIDADE DO MERCÚRIO PARA A SAÚDE HUMANA

A elevada toxicidade deste metal, seu efeito cumulativo irreversível, seu baixo poder de excreção, a insusceptibilidade à biodegradação e extensa disseminação, poderão ocasionar vários danos ao organismo humano. O Hg elementar pode ser encontrado na forma gasosa que é lipossolúvel, o que lhe permite atravessar membranas celulares principalmente nos pulmões através da inalação dos vapores metálicos, como é liberado na maior parte em garimpos de ouro. Cerca de 80% dos vapores inalados são absorvidos nos alvéolos pulmonares, em consequência da alta difusibilidade da substância (MICARONI et al., 2000).

A lipossolubilidade dos compostos organomercuriais facilita a sua passagem através dos tecidos. Estes compostos podem ser absorvidos pela pele, em aproximadamente 100% (comparado com menos de 10% para compostos inorgânicos). No sangue ele é rapidamente oxidado ao íon mercúrio (Hg^{2+}) pelos eritrócitos, sendo distribuído por todo o organismo, podendo se fixar à albumina e a hemoglobina. O MeHg pode ligar-se ao grupo sulfidríla das proteínas dos seres humanos. Uma vez no organismo, ele rapidamente se converte em um complexo protéico, mantendo grande mobilidade através dos tecidos animais (ibid.).

As variações das condições físico-químicas no meio ambiente onde o Hg é introduzido podem transformá-lo em diferentes formas. Cada uma apresenta potencial tóxico bem diferenciado podendo, inclusive, ocorrer interconversão entre elas. No organismo, o Hg ao apresentar-se na forma orgânica consegue atravessar a barreira hematoencefálica causando graves danos ao sistema nervoso central. Os sintomas de intoxicação por MeHg incluem distúrbios visuais, tremores e incoordenação dos movimentos musculares (YALLOUZ et al., 2001).

Também são relatados vertigem, entorpecimento, dor de cabeça, câibra, fraqueza, depressão, dispnéia, tosse, inflamações gastrointestinais, queda de cabelos e dentes, náuseas e vômitos (MICARONI et al., 2000). O metilmercúrio interfere na arquitetura do cérebro em desenvolvimento interferindo nas moléculas de adesão que orientam a migração dos neurônios e suas conexões (BURGER e GOCHFELD, 2004).

As manifestações clínicas da intoxicação por Hg podem ser agudas ou crônicas. A aguda, devido à ingestão de alimentos contaminados por MeHg, produz um quadro que varia de leve a letal, com vômitos freqüentes, tremores, ataxia, parestesia, paralisia, perda de voz, cegueira, coma e morte. A intoxicação crônica afeta principalmente o SNC, causando parestesia, ataxia, dificuldade de articular palavras, sensação generalizada de fraqueza, fadiga e incapacidade de concentração, perda de visão e audição, coma e morte. No caso de exposição ambiental, o período latente pode chegar a 10 anos, e é inversamente proporcional ao nível de exposição. Há relatos de casos, nos quais os sintomas clínicos pioram com o tempo e continuam apesar de se reduzir ou interromper a exposição (YALLOUZ et al., 2001).

O MeHg atravessa facilmente a barreira placentária e sua concentração no feto é maior em relação à mãe (GALLI e RESTANI, 1993). Também se observa

efeito feto-tóxico (teratogênico), com alterações irreversíveis para o feto, mesmo sem o aparecimento de sintomas na mãe. Os sintomas observados em neonatais e crianças, devido à exposição pré-natal são: paralisia cerebral, distúrbios mentais, retardamento do desenvolvimento de várias funções psicomotoras, convulsões, cegueira e má formação interna e externa dos ouvidos (YALLOUZ et al., 2001).

Os efeitos da exposição ao Hg descritos por Toxnet (2006) a partir dos locais de atuação no organismo humano são:

Exposição Aguda

- **Aparelho Respiratório:** os vapores são irritantes para o aparelho respiratório, provocando bronquite e edema pulmonar. Surgem salivação, gosto metálico, lesão renal, tremores e convulsão;
- **Aparelho Digestivo:** gosto metálico na boca, sede, dor abdominal, vômito e diarreia;
- **Aparelho Urinário:** lesão renal, surgindo aumento da permeabilidade tubular, síndrome nefrótica, insuficiência renal, com oligúria, anúria e morte;
- **Sistema Nervoso Central:** alucinações, irritabilidade, perda de memória, irritabilidade emocional, confusão mental, anormalidades nos reflexos, coma e morte;
- **Pele:** irritação cutânea, edema e pústula ulcerosa nas extremidades dos dedos;

Exposição Crônica

- **Boca:** inflamação da gengiva, que fica mole e esponjosa, dentes moles, inchação das glândulas salivares, excesso de saliva;
- **Sistema Nervoso Central:** tremores nos braços, nas mãos, pernas, pálpebras, nos dedos e lábios, vertigem e rubor;
- **Psiquismo:** irritabilidade, perda de memória, alucinações, perda do autocontrole, insônia, depressão, pesadelos;
- **Outras alterações:** rubor na face e lesões na pele.

Mesmo nas regiões onde o nível de Hg apresenta-se normal nas águas, podem ser observados teores relativamente altos deste metal em peixes. Este fato ocorre devido a acumulação deste metal através dos níveis tróficos da cadeia alimentar (biomagnificação), sua baixa taxa de excreção no organismo e longa meia-vida (cerca de 640 a 1200 dias). Portanto, observam-se, com maior frequência, altos teores de Hg em peixes carnívoros localizados no topo da cadeia alimentar. No homem, a absorção intestinal do MeHg é maior que 95% e sua meia-vida biológica para eliminação encontra-se em torno de 70 dias na circulação sanguínea (YALLOUZ et al., 2001).

Em Almadén, na Espanha, local de extração de mercúrio das rochas por mais de 2000 anos, as características ambientais não são favoráveis à transformação do mercúrio inorgânico em MeHg, não atingindo o homem. Por outro lado, nas Ilhas Seychelles, estudos de acompanhamento da população vem sendo realizados nos últimos dez anos. Apesar da ausência de qualquer tipo de contaminação ambiental, a população apresenta elevadas concentrações de Hg, fato este, associado à alimentação exclusiva de grandes peixes marinhos (do topo da cadeia trófica) como o atum. Embora ainda não tenha sido detectado nenhum sintoma de contaminação por MeHg naquela população, os cientistas tem acompanhado de perto o desenvolvimento intelectual e neurológico de recém nascidos para tentar identificar sintomas precoces da doença (WASSERMAN et al., 2001).

2.6 O CONSUMO DE PEIXE NO BRASIL

2.6.1 Componente fundamental de uma dieta saudável

Atualmente tem havido um crescente aumento do consumo de pescado em relação à carne bovina em função das suas características favoráveis. Os peixes possuem nutrientes fundamentais para uma dieta saudável, como vitaminas do complexo B, além de elevada digestibilidade. Estudos epidemiológicos têm documentado uma relação (dose-resposta) entre a ingestão de alimentos do mar, com elevada razão ω -3/ ω -6 e a redução da mortalidade por doenças cardíacas coronarianas, as quais podem ser prevenidas mesmo com baixa ingestão de peixe (uma a duas vezes por semana, equivalente a 30 g/dia). Conclui-se com a revisão

dos vários estudos científicos relatados, que o consumo de peixes oleosos frescos ou congelados é a melhor maneira de proteger o coração (HUSS, 1997; CREDIDIO, 2006), associados a hábitos de vida saudável.

2.6.2 Produção e Consumo Anual de Peixe

De acordo com os últimos dados fornecidos pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2006), no ano de 2003 foram capturados cerca de 129 mil toneladas de atuns (*Thunnus* sp.) e cerca de 190 mil toneladas de peixes pelágicos incluindo a pescada bicuda (*C. microlepidotus*). Enquanto isso, a demanda mundial continua a crescer em ritmo acelerado, em decorrência do aumento populacional e da procura por alimentos com baixos teores de gordura e colesterol.

O consumo de pescado no Brasil é bastante variado e possui grande potencial a ser desenvolvido: na região Norte, especificamente no Estado do Amazonas, o consumo é de 54 kg/ per capita/ano, já no Rio de Janeiro é de 16 kg/ per capita/ano, enquanto que a média brasileira está ao redor de 6 kg/per capita/ano, bastante baixa quando comparada aos países europeus e americanos. Contudo, há uma tendência ao aumento do consumo, principalmente, através de produtos beneficiados/industrializados, tais como filés e empanados (EMBRAPA, 2005).

No Brasil a comercialização e consumo de peixes como o atum e a pescada bicuda é bastante elevado. Segundo o Subcomitê Científico de Atuns e Afins subordinado ao Ministério de Ciências e Tecnologia, a captura no ano de 2004 de Albacora (*T. albacares*) foi cerca de 6,9 milhões de kg. A estimativa de captura de peixes do grupo dos agulhões, onde se encontra a pescada bicuda (*C. microlepidotus*), foi cerca de 28,2 mil kg (MERCADO DA PESCA, 2006).

2.6.3 Subprodutos do pescado

Neste capítulo procura-se estabelecer em termos de importância, alguns subprodutos do pescado elaborados com espécimes inteiros onde a contaminação

das vísceras poderá interferir na contaminação final do produto elaborado e conseqüentemente, para aqueles que irão se alimentar destes produtos.

Embora a captura anual de pescado ultrapasse milhões de toneladas, apenas 1% da alimentação humana é constituída por peixe, embora cerca de 10% da proteína de origem animal consumida por uma pessoa adulta seja desta fonte. Cerca de 1/3 do total de peixes capturados por ano são utilizados para a produção de subprodutos de pescado como o concentrado protéico de peixe, farinha de peixe e peixe hidrolisado. Desta forma, a industrialização do pescado contribui de forma importante para a nutrição humana, direta e indiretamente (FAO,1986).

A industrialização do pescado é feita através da elaboração e preparo de cortes especiais da carne, apresentando-se como filés ou postas. Outro beneficiamento muito utilizado pela indústria é o enlatamento na fabricação de conservas com ou sem preparos especiais. A partir do processamento da carne são elaborados produtos similares àqueles feitos com a carne bovina como embutidos, hambúrgueres, almôndegas, empanados, pastas, entre outros. Dos resíduos finais, as carcaças, escamas e vísceras são transformados em subprodutos como farinhas de peixe, de alto valor nutritivo e que são utilizados no preparo de rações balanceadas para aves, animais, peixes e camarões (CREDIDIO, 2006).

2.6.3.1 Concentrado proteico de peixe (CPP)

Este produto pode ser preparado a partir de qualquer tipo de peixe ou sobras do processamento industrial de pescado. Está relacionado à fabricação de produtos que estão destinados a consumo humano (FAO, 2006). Sua preparação inicia-se com a retirada do óleo, retirada dos ossos e secagem. O produto resultante (CPP) tem elevado teor protéico (85 a 95%) e baixo nível de cinzas (sólidos totais) (AFRIS, 2006a).

Existem duas categorias de CPP: tipo A e tipo B. A primeira consiste em um produto elaborado a partir de técnicas especiais de processamento onde quase não possuem odor e sabor; o CPP tipo B consiste em um produto com as mesmas características da matéria-prima elaborada através do método original de obtenção do CPP, ou seja, extração do óleo e remoção da água através de secagem (FAO, 1986).

2.6.3.2 Farinha de peixe

Consiste em um concentrado protéico elaborado sem condições adequadas e higiene para consumo humano, entretanto vem sendo utilizado como suplemento protéico por muitos anos principalmente na alimentação animal. Dois tipos básicos de farinha de peixe são produzidos: 1) A partir de sobras do processamento de pescado (salmão, atum, etc.) que estão associados a diversos produtos de pescado para consumo humano e, 2) quando peixes de menor valor comercial são capturados com a finalidade única de produzir farinha. O peixe pode ser secado diretamente ou cozido, tendo o óleo extraído previamente. Em diversos locais do mundo, esta é a principal forma de suplemento protéico aplicado à alimentação dos animais domésticos, isso se deve ao fato da proteína de origem vegetal ser escassa nesses locais tendo custo elevado (AFRIS, 2006a).

Em todo o mundo, a farinha de peixe é a fonte protéica de origem animal mais abundante na manufatura de ração para animais domésticos. É considerada como a fonte nutricional ideal para suprir as necessidades protéicas e lipídicas dos peixes carnívoros (CREDIDIO, 2006). As indústrias de aves e suínos não sobreviveriam sem a utilização em larga escala da proteína de origem animal presente neste produto, cerca de 10% da dieta de aves e suínos consiste em farinha de peixe. O limite máximo da sua utilização na ração animal é 10% pois nesta quantidade encontra-se 10% de gordura e valores de óleo de peixe acima de 1% na dieta animal podem modificar o sabor do produto. Pode ser utilizado na complementação da alimentação animal (WINDSOR, 2001).

Em 1990, cerca de 86% da farinha de peixe produzida no mundo foi utilizada na composição de rações para aves, suínos e ruminantes. Os 14% restantes foram usados nas rações para animais aquáticos (TAKAHASHI, 2006). Em média, para consumo humano, estes produtos apresentam aproximadamente 80% de proteína, 5% de umidade, 5% de óleo, 0.1% de cálcio, 0.2% de fósforo e 1.6% de cinzas (CREDIDIO, 2006).

2.6.3.3 Peixe hidrolisado

Trata-se de um produto similar ao CPP exceto pelo teor de água e óleo que não são retirados durante o processamento. A proteína de peixe pode ser hidrolisada enzimaticamente, utilizando uma combinação de enzimas e ácidos e, dessa forma, os ossos podem ser facilmente removidos (AFRIS, 2006b).

Esses subprodutos da industrialização do pescado podem ter utilização no enriquecimento nutricional de merenda escolar, fabricação de massas e pão, na elaboração de suplementos alimentares utilizados pelo exército e por atletas, na complementação de fórmulas para regimes alimentares de emagrecimento e na produção de ração animal, podendo ainda ser peletizada para utilização na piscicultura ou peletizada e flutuante, para utilização na ranicultura (CREDIDIO, 2006)

2.7 ASPECTOS LEGAIS REFERENTES AO MERCÚRIO

Com base nos estudos epidemiológicos elaborados a partir dos acidentes ocorridos em Minamata e do envenenamento por ingestão de grãos contaminados com fungicida mercurial no Iraque, a Organização Mundial de Saúde (OMS/WHO, 1990) recomenda a Ingestão Semanal Tolerável (IST) de 0,3mg HgTotal/pessoa, que não deverá ser superior a 0,2 mg na forma de MeHg como demonstrado no quadro 2 (CETEM, 2006).

Quadro 2. Valores de Ingestão Semanal Tolerável (IST) de mercúrio recomendados pela Organização Mundial de Saúde em relação à frequência de consumo de pescado.

Concentração de Hg (ng·g ⁻¹)	Concentração de Hg (µg·g ⁻¹)	Frequência de Consumo
Até 300	Até 0,3	DIÁRIO
Entre 300 e 1000	Entre 0,3 e 1,0	EVENTUAL
Acima de 1000	Acima de 1,0	Não deve ser consumido

ng = nanograma = 10⁻⁹gramas
µg = micrograma = 10⁻⁶gramas

Fonte: CETEM, 2006.

Nos Estados Unidos, o mercúrio é controlado em diversos âmbitos: a Agência de Proteção Ambiental (EPA, 2004) controla o teor de Hg em pesticidas e a emissão para o ambiente através do ar, água e disposição em aterros; o FDA controla o teor de Hg em cosméticos, alimentos e produtos odontológicos e a Administração de Segurança Ocupacional e Saúde (OSHA, 2003) rege a exposição ao Hg em locais de trabalho. Para a água potável americana, o teor máximo de Hg permitido é de $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Safe Drinking Water Act). Em peixes, o teor máximo de Hg é de $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. A descarga de mercúrio em efluentes americanos é regulamentada pelo "Clean Water Act", o qual especifica os limites para os efluentes de acordo com a classe e categoria da indústria (MICARONI et al., 2000).

No Brasil, em relação ao pescado, o limite máximo de Hg permitido para espécies não predadoras é de 0,5 ppm ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e 1,0 ppm ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) para espécies predadoras, de acordo com a Portaria Normativa nº 42, de 20 de dezembro de 1999, do Ministério da Agricultura (BRASIL, 1999) seguindo o estabelecido no Codex Alimentarius (FAO/WHO, 1994).

No quadro 3 observam-se os indicadores de referência para Hg, seus limites de ingestão diária e a quantidade correspondente detectada através do exame capilar.

Quadro 3. Indicadores e limites máximos indicados para o consumo de mercúrio e nível correspondente detectado na análise do cabelo no homem.

Indicador	Consumo diário de Hg		Hg em cabelo ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)
	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ do indivíduo	$\mu\text{g}/\text{indivíduo}$ de 55kg	
Dose de referência (EPA/OMS)	0,3	16,5	4
Máximo permitido (FAO/OMS)	0,5	27,5	7
Desenvolvimento anormal de crianças	0,7 - 1,5	38,5 - 82,5	10 -20
Sintomas Sub-clínicos	1,5 - 2,1	82,5 -115,5	>20
Sintomas Clínicos-parestesia (OMS 1976)	2,4-5,5	132 - 302,5	>20
Ribeirinhos da Amazônia	1,4	77	19,1

PA = Agência para Proteção do Meio Ambiente – EUA , FAO = Organização para Alimento e Agricultura - Nações Unidas

O Ministério da Saúde é o responsável pelas normas e padrões de potabilidade de água destinadas ao consumo humano em todo o território nacional através da Portaria Nº 36 de 19 de janeiro de 1990. O valor máximo de Hg em águas com qualidade adequada ao consumo humano (água potável) é $1\mu\text{g.L}^{-1}$. O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 1986) classifica as águas em todo território nacional de acordo com a Resolução CONAMA Nº 20, de 18 de Julho de 1986. A classificação é feita através de um total de 9 classes, as águas separadas em:

- Águas doces (salinidade $< 0,05\%$) em 5 tipos: Classe Especial e Classe 1 até 4, nas quais as restrições às impurezas diminuem conforme o número da classe aumenta;
- Águas salinas (salinidade igual ou superior a 3 %): Classe 5 e 6;
- Águas salobras (salinidade entre 0,05 e 3 %): Classe 7 e 8;

Para a classe 1, o teor máximo de mercúrio permitido é de $0,2\mu\text{g.L}^{-1}$, para a classe 2 é de $2\mu\text{g.L}^{-1}$, para as classes 5 e 7 é de $0,1\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto para as demais classes, não são especificados teores máximos para o mercúrio.

No controle dos efluentes, a resolução estipula que estes não podem ser lançados em águas sub-superficiais ou de Classe Especial. Nas demais águas (classes 1 a 8) são tolerados lançamentos de despejos que atenderem às especificações de limites máximos para as diferentes fontes poluentes (para o Hg o limite máximo é de $0,01\text{mg.L}^{-1}$), a vazão máxima de 1,5 vezes a média do período de atividade diária do agente lançador não seja ultrapassada e não façam com que os limites estabelecidos para as respectivas classes se eleve.

A legislação do CONAMA permite uma concentração mais elevada no efluente que no corpo receptor já que este pode sofrer um efeito de diluição. Entretanto, pode ocorrer um efeito de concentração quando várias fontes poluentes contendo uma mesma substância potencialmente prejudicial despejam seus efluentes no mesmo corpo aquático, podendo ultrapassar os limites estabelecidos pela resolução. A legislação brasileira é falha quando se trata do descarte de efluentes, atuando mais efetivamente no controle dos efluentes do que na manutenção da qualidade ambiental do corpo receptor.

Outro fator é que o CONAMA refere-se à concentração e não à carga da substância potencialmente prejudicial. A fonte poluidora pode lançar seu efluente dentro dos parâmetros da resolução numa vazão muito maior que uma outra fonte que despeja seu efluente um pouco mais elevado que os padrões máximos estabelecidos. Desta forma sua contribuição para diminuição da qualidade final das águas receptoras é muito maior, mas não será penalizada, enquanto a outra que lança uma carga menor o será.

No quadro 4 observam-se os teores máximos de mercúrio na água, ar e urina e as normas regulamentadoras correspondentes.

Quadro 4. Limites máximos de mercúrio presente no ar, água e urina e Normas Regulamentadoras correspondentes.

MATRIZ	CONCENTRAÇÃO	INSTITUIÇÃO
Ar	0,04 mg·m ⁻³	ABNT NBR10004 NR-15
Efluentes	0,01 mg.L ⁻¹	CONAMA/FEEMA
Urina	0-5 (µg·g ⁻¹ de creatinina) - Não exposto	OMS/NIOSH/NR-7
	5-35 (µg·g ⁻¹ de creatinina) - Exposto e não contaminado	
	> 35 (µg·g ⁻¹ de creatinina) - Exposto e contaminado	
	Até 33 (µg·g ⁻¹ de creatinina)	ABNT NBR10004

Fonte: YALLOUZ e PEREIRA, 2004

3 MATERIAL E MÉTODO

3.2 MATERIAL

3.2.1 Material permanente

Durante a realização das análises foram utilizados os materiais permanentes pertencentes ao Laboratório de Controle Físico-químico da Faculdade de Veterinária da Universidade Federal Fluminense, listados a seguir:

- Geladeira Brastemp Conquistador;
- Freezer vertical Consul 180 L;
- Estufa Fanem retilínea modelo 002/1;
- Capela de exaustão de gases;
- Balança analítica Mettler AE.200;
- Bloco Digestor Endolab – modelo 046-8/50;
- Analisador de mercúrio BACHARACH COLEMAN modelo MAS - 50B;
- Destilador Quimis;
- Vidraria comum de laboratório;
- Tubos de pirex próprios para hidrólise;
- Bisturi;
- Tesoura;
- Pinça e espátula de aço inoxidável.

3.2.2 Material de consumo

Para a realização das análises foram utilizados os reagentes descritos abaixo:

- Pentóxido de Vanádio QP – Reagen;
- Ácido Nítrico concentrado PA - Merck ;
- Ácido Sulfúrico concentrado PA - Merck ;
- Ácido Clorídrico concentrado PA – Merck;
- Cloreto Estanhoso (II) PA – Merck.

3.1.3 Preparo das soluções

- Solução de cloreto estanhoso a 10%

O preparo desta solução baseou-se na adição de 10g de cloreto de estanho em 20 mL de ácido clorídrico concentrado, com ligeira agitação e aquecimento (quando necessário) para favorecer a dissolução. Em seguida diluiu-se o líquido a 100 mL com água destilada.

3.1.4 Material biológico

As análises foram realizadas em duas espécies de peixes marinhos predadores de elevado consumo e importância na indústria da pesca, o atum albacora (*T. albacares*) do qual foram estudadas oito exemplares e pescada bicuda (*C. microlepidotus*) da qual foram estudadas sete exemplares. Foram retirados destes exemplares de peixes amostras de órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal, com algumas variações entre as espécies, para posterior determinação de Hg total, segundo descrito no quadro 5:

Quadro 5. Número de exemplares e espécies de peixes utilizados com os respectivos materiais biológicos coletado para análise

	Atum (<i>Thunnus albacares</i>)	Pescada Bicuda (<i>Cynoscion microlepidotus</i>)
Número de exemplares	8	7
Material analisado		
Brânquias	+	+
Fígado	+	+
Baço	+	+
Rim	+	+
Estômago	+	+
Conteúdo estomacal	+	-
Intestino	+	+
Cecos pilóricos	+	+
Musculatura branca	+	+
Musculatura vermelha	+	-
Olho	+	-

* + corresponde as amostras analisadas; - corresponde as amostras não analisadas.

3.3 MÉTODO

3.3.1 Obtenção, transporte e coleta de amostras

Os exemplares dos peixes analisados foram adquiridos inteiros, no mercado varejista do município de Niterói, acondicionados em sacos plásticos e identificados com o nome da espécie, data de coleta e local de captura. Segundo informações dos pescadores os atuns foram capturados no litoral do Rio de Janeiro na região próxima a plataforma de petróleo da cidade de Campos e, as pescadas bicudas foram capturadas no litoral da cidade de Cabo-Frio.

Posteriormente foram acondicionados em recipiente isotérmico com gelo, revestidos de polietileno e encaminhados ao Laboratório de Controle Físico-Químico

da Faculdade de Veterinária da Universidade Federal Fluminense. Estas coletas se deram durante o período compreendido entre agosto de 2004 e setembro de 2005.

3.3.2 Preparo das amostras

Inicialmente os peixes foram pesados em balança de precisão e mensurados com o auxílio de régua como demonstram as figuras 2 e 3.



Figura 2. Mensuração de exemplares de atum (*T. albacares*).



Figura 3. Mensuração de um exemplar de pescada bicuda (*C. microlepidotus*).

Em seguida foi realizada a evisceração para separação dos órgãos, tecido muscular (musculatura branca e musculatura vermelha) e conteúdo estomacal, como observado nas figuras 4 e 5. Todos os órgãos e conteúdo estomacal analisados foram pesados individualmente e, em seguida, acondicionados também individualmente em papel alumínio, devidamente identificados e estocados em freezer comercial comum a -25°C .



Figura 4. Evisceração de um exemplar de pescada bicuda (*C. microlepidotus*).



Figura 5. Pescada bicuda (*C. microlepidotus*) após a separação das frações e tecidos.

Anteriormente a realização de cada análise, as amostras sofreram descongelamento lento em geladeira comercial comum a 5°C “over night”. Todas as amostras de órgão, tecido muscular e conteúdo estomacal das duas espécies estudadas foram analisadas em duplicata.

3.2.3 Preparo da vidraria

Ao final de cada análise, toda vidraria utilizada foi devidamente lavada e rinsada com água destilada por no mínimo três vezes. Após sucessivas análises as mesmas foram imersas em solução de ácido nítrico a 2% por 48 horas e, antes da reutilização, foram novamente rinsadas com água destilada e colocada em estufa a 80°C por 10 minutos para secagem.

3.2.4 Determinação de mercúrio total por EAA-VP

A determinação do mercúrio total requer um processo prévio de digestão ácida com destruição da matéria orgânica das amostras, quando se consegue transformar os compostos de mercúrio para a forma inorgânica (Hg^{+2}) eliminando interferências na análise por absorção atômica.

3.2.4.1 Processo de digestão

Inicialmente o processo de digestão foi realizado em tubos de hidrólise contendo quatro gramas de cada porção analisada, em duplicata, onde foi adicionado 0,04g do catalisador (pentóxido de vanádio) e 15mL de ácido nítrico concentrado. Os tubos foram acondicionados em bloco digestor a 140°C por 20 minutos em capela de exaustão de gases e homogeneizados a cada 3 minutos com a finalidade de acelerar a eliminação dos vapores de óxido de nitrogênio, como demonstrado na figura 6. Este possui comprimento de onda semelhante ao do mercúrio podendo interferir no resultado final. Os tubos foram então deixados em repouso por 10 minutos em temperatura ambiente.



Figura 6. Etapa de digestão quantificação de Hg

Após este período de aquecimento e resfriamento, foi adicionado 30 mL de ácido sulfúrico concentrado para completar a digestão da matéria orgânica e destruir o metil mercúrio transformando-o em mercúrio metálico. Em seguida os tubos foram reaquecidos no bloco digestor a 140°C durante 25 minutos e, resfriados durante 10 minutos em temperatura ambiente.

Após esta etapa foram adicionados 10mL de água destilada aos tubos, que sofreram outro período de aquecimento à mesma temperatura durante 20 minutos até completar a digestão. Ao final, os tubos foram retirados e resfriados por 10 minutos em temperatura ambiente.

Na última etapa foi adicionada água destilada completando o volume de 100mL previamente identificados nos tubos, que foram acondicionados novamente no bloco digestor por mais 20 minutos a 100°C. O tempo total do processo de

digestão consiste em aproximadamente 120 minutos ou 3 horas. Ao finalizar o mesmo, os tubos foram colocados em banho de gelo em recipiente isotérmico, para resfriamento das amostras já digeridas e prontas para serem utilizadas no processo de espectrofotometria.

3.2.4.2 Determinação da concentração de mercúrio total

Para a determinação da concentração de mercúrio total, foi realizada a técnica descrita por Deitz, Sell e Bristol (1973) com pequenas modificações. Foi utilizado o analisador Bacharach Coleman, modelo MAS-50 B observado na figura 8 e 9. Está técnica baseia-se na espectrofotometria de absorção atômica por arraste de vapor a frio (EAA -VF), com obtenção dos resultados em microgramas de mercúrio por gramas da amostra ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). O limite mínimo de detecção de Hg total do equipamento utilizado é de $0,01 \mu\text{g}$ e o limite máximo é de $9,0 \mu\text{g}$ no material analisado.



Figura 7. Equipamento Bacharach Coleman, modelo MAS-50 B acompanhado do recipiente de vidro contendo uma amostra digerida e becker com solução redutora.

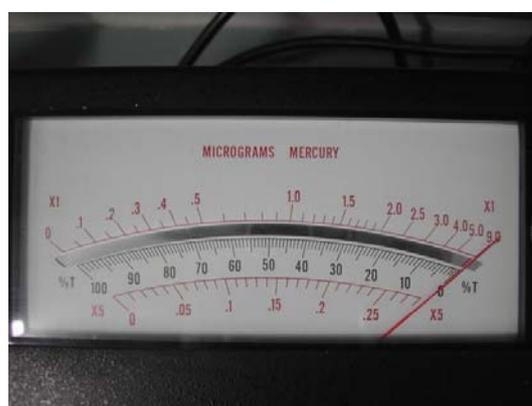


Figura 8. Detalhe da escala do equipamento onde é feita a leitura dos valores de Hg Total em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

O conteúdo de cada um dos tubos de digestão foi transferido para um pequeno recipiente de vidro com boca estreita específica para o encaixe do tudo aerador do aparelho Bacharach Coleman. Em seguida foi adicionado 10mL da

solução redutora através de seringa plástica. O recipiente foi então rapidamente fechado com o dispositivo do analisador captador dos vapores de mercúrio. Essa etapa foi realizada o mais rápido possível, evitando a perda dos vapores de Hg. Os vapores de Hg são formados logo após a adição da solução redutora no conteúdo da digestão. Para que a redução do mercúrio ocorra adequadamente o recipiente deve ser agitado levemente durante alguns minutos. Os resultados foram obtidos em microgramas de Hg por gramas da amostra.

Apesar de serem utilizados reagentes PA, ou seja, com baixo conteúdo de Hg específico para análise de elementos traços, especialmente por absorção atômica, durante a realização das análises foram realizadas as dosagens de branco em cada frasco de reagente utilizado para quantificar e corrigir os resultados. Esse procedimento teve como objetivo avaliar a possibilidade de contaminação dos reagentes por mercúrio e fornecer maior confiança à metodologia.

3.3 EXERCÍCIO DE INTERCALIBRAÇÃO

Com objetivo de validar a metodologia empregada na análise de determinação da concentração de mercúrio total foi realizado um programa de intercalibração em conjunto com o Centro de Tecnologia Mineral (CETEM) localizado no campus da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Inicialmente uma amostra da musculatura do peixe Meca (*Xiphias gladius*), espécie predadora predisposta a apresentar elevada concentração de Hg, foi analisada no Laboratório de Controle Físico-químico da Faculdade de Veterinária da UFF pelo método descrito anteriormente. Em seguida duas alíquotas do mesmo exemplar foram enviadas ao CETEM onde foram analisadas por duas metodologias distintas. Uma técnica utilizou espectrômetro de absorção atômica portátil modelo RA-915+ acoplado a um aparelho de pirólise para sólidos Lumex modelo RP-91C onde o valor da concentração de Hg total representa a média aritmética de três determinações.

A outra análise foi realizada pelo Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA) do CETEM especializado em análise de Hg, e baseia-se na técnica de EAA-VF, sendo a digestão da amostra feita em balão volumétrico de 50mL com 0,5g de amostra. Para a digestão são adicionados 1mL de ácido perclórico, 1mL de ácido nítrico, 5mL de ácido sulfúrico e 1mL de água destilada. O

aquecimento é realizado à 230°C por 20 min, em seguida após resfriamento da amostra efetua-se a correção do volume e posterior leitura em equipamento EAA-VF. Os valores obtidos em cada técnica estão descritos na tabela 1.

Tabela 1. Valores da concentração da Hg total obtidos no exercício de intercalibração, metodologia empregada e local de análise.

	EAA-VF UFF	EAA-VF CETEM	Lumex CETEM
Hg Total meka (<i>Xiphias gladius</i>)	0,78	0,83	0,86

* resultados em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

Os resultados das análises mostraram-se muito semelhantes, sem diferença significativa, caracterizando a seguridade na técnica empregada durante este estudo.

3.4 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS

O tratamento estatístico dos resultados obtidos constou de uma análise descritiva simples e comparação das médias de concentração de Hg Total obtidos em cada porção estudada por análise de variância (ANOVA) e pelo teste não paramétrico de Friedman com objetivo de comparar a magnitude das variações. Outra análise estatística utilizada para interpretação dos resultados foi o Coeficiente de Correlação de Pearson, onde foi medido o grau de correlação entre duas variáveis. O programa computacional utilizado foi o Bio Stat 2,0 (AYRES et al., 2000).

4 RESULTADOS

4.1 ATUM (*T. albacares*)

Os resultados obtidos neste estudo serão apresentados por espécie estudada através de tabelas e figuras. A espécie *T. albacares* foi estudada em função de sua importância comercial e seu hábito alimentar. Foram estudados 08 (oito) exemplares analisando-se órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal após pesagem de cada exemplar e de cada estrutura individualmente. Na tabela 2 relacionam-se os dados relativos ao peso (base úmida), comprimento e origem de cada exemplar. O comprimento dos exemplares variou entre 38,2 e 123,7 cm ($54,25 \pm 1,53$) e, o peso, entre 12,0 e 2,53 ($1,15 \pm 0,07$) quilogramas. Todos os exemplares foram capturados na costa dos estados do Rio de Janeiro próximo à plataforma de petróleo da cidade de Campos.

Tabela 2. Origem, peso total e distribuição das massas em órgãos e tecidos, comprimento e valores mínimos, máximos e desvio padrão destes parâmetros em exemplares de atum (*T. albacares*) analisados:

Espécie	AMOSTRAS								Valor Mín	Valor. Máx	M ± DP
	1	2	3	4	5	6	7	8			
Atum											
Origem	RJ	RJ	RJ	RJ	RJ	RJ	RJ	RJ			
Comprimento (cm)	106,6	65,92	56,51	43,53	42,74	44,22	48,51	49,0	42,74	106,60	57,12 ± 21,46
Peso total (kg)	12,0	8,21	6,73	4,31	3,92	4,41	2,53	3,32	2,53	12,0	5,68 ± 3,15
Fígado	75,25	47,49	42,52	41,34	39,55	39,00	37,25	36,98	36,98	75,25	44,92 ± 12,71
Rim	25,71	17,15	21,91	14,23	16,31	17,20	16,54	17,00	14,23	25,71	18,25 ± 3,69
Baço	19,74	16,62	29,24	8,00	6,41	9,64	8,92	7,98	6,41	29,24	13,32 ± 7,95
Estômago	142,87	118,88	97,36	51,35	57,65	44,52	42,36	43,05	42,36	142,87	74,75 ± 39,47
Brânquias	267,95	193,87	80,31	62,66	56,49	59,80	58,61	57,43	56,49	267,95	104,64 ± 80,76
Intestino	34,35	18,18	13,25	8,39	8,76	9,81	8,62	8,74	8,39	34,35	13,76 ± 8,9
Olho	-	39,25	29,52	25,79	25,31	25,03	24,25	24,78	24,25	39,25	29,14 ± 6,4
Cecos	124,32	56,67	79,94	43,69	45,29	51,80	46,38	45,94	43,69	124,32	61,75 ± 27,91
Conteúdo estomacal	86,23	49,00	11,88	125,45	26,48	38,98	25,64	35,21	11,88	125,45	49,85 ± 37,69

* Peso dos órgãos em grama (g)

Os resultados relacionados à concentração de Hg total nas amostras estudadas demonstram que a distribuição do Hg nas porções estudadas do atum não é uniforme e apresenta ampla dispersão, com variação entre $0,004 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (no fígado, nas brânquias e no baço) e $0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no tecido muscular. Esta porção foi a que apresentou, tanto maior teor médio, quanto maior valor individual. Os valores individuais obtidos para cada órgão ou tecido analisado podem ser observados na tabela 3.

De acordo com os dados obtidos nas concentrações de Hg Total nos diferentes órgãos estudados em base úmida, obteve-se, para o fígado, uma média de $0,018 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,004 - 0,041 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para o rim $0,027 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,011 - 0,055 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para o baço $0,033 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,004 - 0,058 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para o estômago $0,049 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,011 - 0,128 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para as brânquias de $0,023 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,004 - 0,066 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para o intestino $0,023 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,005 - 0,055 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para os olhos $0,013 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,005 - 0,029 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para as amostras de cecos $0,019 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,008 - 0,040 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para as amostras de conteúdo estomacal $0,021 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,006 - 0,085 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para musculatura vermelha $0,059 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,029 - 0,156 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e, para as amostras de musculatura branca observou-se o maior valor, correspondente a $0,080 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,033 - 0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Estes valores podem ser visualizados através da figura 10.

Tabela 3. Concentração individual, valores mínimos, máximos e médios e desvio padrão de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal de atum (*T. albacares*)

Espécie	Amostras								Valor Mín	Valor. Máx	M \pm DP
	Atum	1	2	3	4	5	6	7			
Fígado	0,014	0,005	0,004	0,041	0,017	0,029	0,013	0,025	0,004	0,041	0,018 \pm 0,012
Rim	0,014	0,055	0,019	0,015	0,022	0,027	0,055	0,011	0,011	0,055	0,027 \pm 0,018
Baço	0,034	0,007	0,004	0,027	0,045	0,055	0,058	0,039	0,004	0,058	0,033 \pm 0,020
Estômago	0,128	0,009	0,002	0,012	0,027	0,029	0,080	0,011	0,011	0,128	0,049 \pm 0,044
Brânquias	0,015	0,010	0,004	0,026	0,016	0,040	0,066	0,011	0,004	0,066	0,023 \pm 0,020
Intestino	0,016	0,014	0,005	0,030	0,055	0,036	0,021	0,011	0,005	0,055	0,023 \pm 0,016
Olho	-	0,005	0,010	0,011	0,019	0,029	0,012	0,009	0,005	0,029	0,013 \pm 0,008
Cecos	0,014	0,014	0,008	0,020	0,014	0,040	0,030	0,012	0,008	0,040	0,019 \pm 0,010
Conteúdo Estomacal	0,085	0,012	0,006	0,016	0,013	0,018	0,013	0,009	0,006	0,085	0,021 \pm 0,025
Mus. vermelha	0,056	0,03	0,029	0,036	0,069	0,071	0,054	0,029	0,029	0,156	0,059 \pm 0,043
Mus. branca	0,072	0,078	0,033	0,058	0,033	0,106	0,124	0,043	0,033	0,172	0,080 \pm 0,050

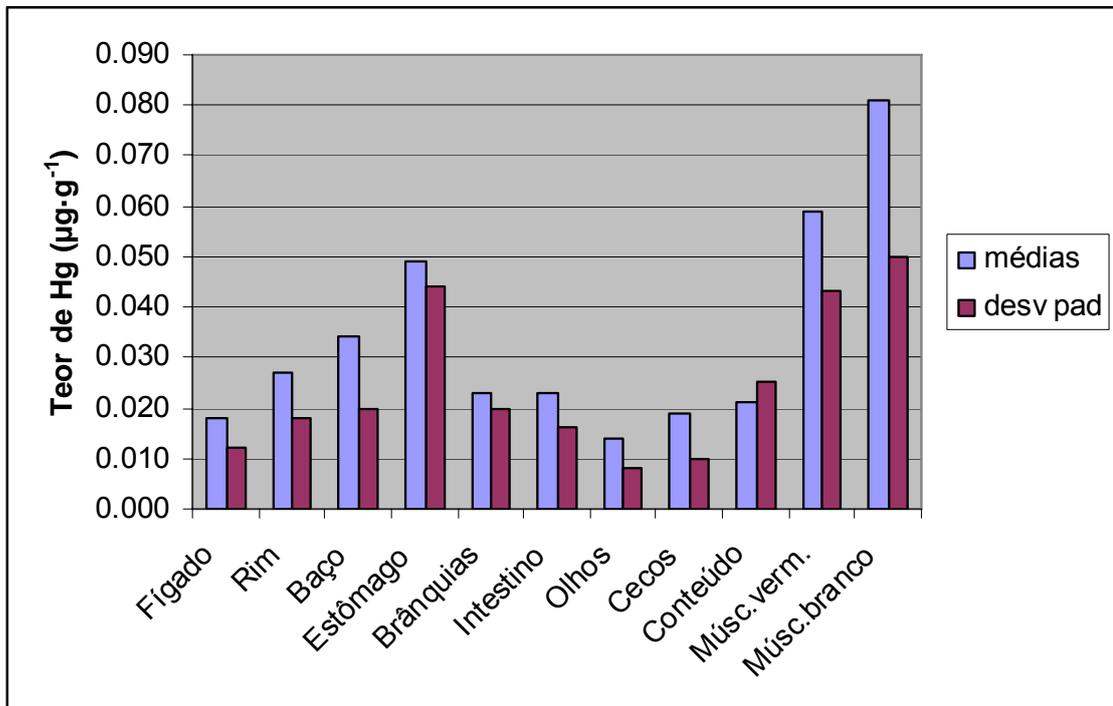


Figura 10. Distribuição da concentração da Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal de atum (*T. albacares*)

É importante ressaltar que o maior teor médio de Hg total foi evidenciado na porção de músculo branco ($0,080 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), seguido pelo músculo vermelho ($0,059 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e que a diferença entre estas porções é significativa ao nível de 5% de probabilidade.

Considerando-se as amostras estudadas, não foi evidenciada correlação entre o tamanho e peso dos exemplares analisados com o teor de Hg total, exceto nas amostras de baço, onde se constatou uma correlação positiva ($R_2=0,528$; $p<0,05$) significativa ao nível de 5% de probabilidade.

4.2 PESCADA BICUDA (*C. microlepidotus*)

Os resultados relativos a esta espécie serão também apresentados através de tabelas e figuras. A espécie pescada bicuda (*C. microlepidotus*) apresenta grande importância comercial e é um importante predador. Dos 7 (sete) exemplares pesquisados, analisaram-se tecidos e órgãos após pesagem de cada exemplar e de cada órgão separadamente. Na tabela 4 relacionam-se os dados relativos aos pesos (base úmida), comprimento, origem de cada exemplar e de cada órgão. O comprimento dos exemplares estudados variou entre 52,0 e 56,82 cm ($54,25 \pm 1,53$) e, o peso, entre 1,07 e 1,29 quilogramas ($1,15 \pm 0,075$). Todos os exemplares foram capturados na costa da cidade de Cabo Frio, Rio de Janeiro.

Tabela 4. Origem e distribuição das massas em órgãos, tecidos e nos exemplares inteiros de pescada bicuda (*C. microlepidotus*):

Espécie	AMOSTRAS							Valor Mín	Valor. Máx	M ± DP
	1	2	3	4	5	6	7			
Pescada bicuda										
Origem	R.J	R.J	RJ	RJ	RJ	RJ	RJ			
Comprimento (cm)	53,42	54,21	53,83	56,82	52,0	55,51	54,0	52,00	56,82	54,25 ± 1,54
Peso total (kg)	1,10	1,11	1,19	1,29	1,07	1,20	1,14	1,07	1,29	1,15 ± 0,07
Fígado	9,25	10,9	13,09	27,07	16,52	11,27	13,90	9,25	27,07	14,57 ± 5,99
Rim	1,22	3,0	4,0	4,12	4,21	6,15	5,0	1,22	6,15	3,95 ± 1,55
Baço	0,80	0,87	1,41	1,19	1,31	0,55	0,70	0,55	1,41	0,97 ± 0,32
Estômago	4,0	7,11	8,82	10,62	8,65	10,35	10,20	4,00	10,62	8,53 ± 2,35
Brânquias	3,79	14,81	20,06	17,24	17,70	25,25	15,70	3,79	25,25	16,36 ± 6,53
Intestino	1,28	3,0	3,0	4,0	3,92	2,75	4,10	1,28	4,10	3,15 ± 0,99
Cecos	3,31	8,18	8,79	10,65	8,59	6,60	7,54	3,31	10,65	7,66 ± 2,28

* Peso dos órgãos em grama (g)

A distribuição do Hg total nos órgãos e na porção muscular da pescada bicuda seguiu o mesmo comportamento descrito para os exemplares de atum, no entanto com médias bastante superiores. A distribuição também não foi uniforme apresentando ampla dispersão, com variação entre $0,013 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (brânquias), a $0,250 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no tecido muscular.

Nesta espécie não foi possível analisar o conteúdo estomacal, pois todos os exemplares apresentavam-se com estômago vazio. Também não foram analisados os olhos e musculatura vermelha. Os valores individuais obtidos para cada amostra estudada podem ser observados na tabela 5.

Tabela 5. Concentração individual, valores mínimos, máximos e médios e desvio padrão de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em órgãos e tecido muscular de pescada bicuda (*C. microlepidotus*):

Espécie	AMOSTRAS							Valor Mín	Valor. Máx	M \pm DP
	1	2	3	4	5	6	7			
Pescada bicuda										
Fígado	0,043	0,068	0,142	0,066	0,020	0,145	0,087	0,020	0,145	0,081 \pm 0,002
Rim	0,014	0,180	0,180	0,135	0,130	0,067	0,137	0,014	0,180	0,120 \pm 0,003
Baço	0,075	0,160	0,120	0,100	0,046	0,200	0,131	0,047	0,200	0,118 \pm 0,002
Estômago	0,062	0,030	0,166	0,183	0,060	0,089	0,058	0,030	0,183	0,092 \pm 0,003
Brânquias	0,031	0,025	0,022	0,020	0,015	0,080	0,013	0,013	0,080	0,029 \pm 0,000
Intestino	0,063	0,030	0,055	0,070	0,047	0,150	0,060	0,030	0,150	0,067 \pm 0,001
Cecos	0,115	0,200	0,080	0,073	0,036	0,175	0,090	0,036	0,200	0,110 \pm 0,003
Musculatura	0,162	0,170	0,181	0,162	0,199	0,250	0,186	0,162	0,250	0,187 \pm 0,000

De acordo com os dados obtidos nas análises dos diferentes órgãos, obteve-se, para o fígado, uma média de $0,081 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,020 - 0,145 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para o músculo foi observado o maior teor médio, de $0,187 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,162 - 0,250 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para os rins, $0,120 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,014 - 0,180 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para as amostras de estômago, $0,092 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,030 - 0,183 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para as amostras de intestino observou-se $0,067 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,030 - 0,150 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para os cecos pilóricos, $0,110 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,036 - 0,200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), para o baço, foi evidenciado o correspondente a $0,118 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,047 - 0,200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e, para as brânquias, observou-se o menor teor médio, de $0,029 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,013 - 0,080 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Estes dados podem ser observados na figura 11.

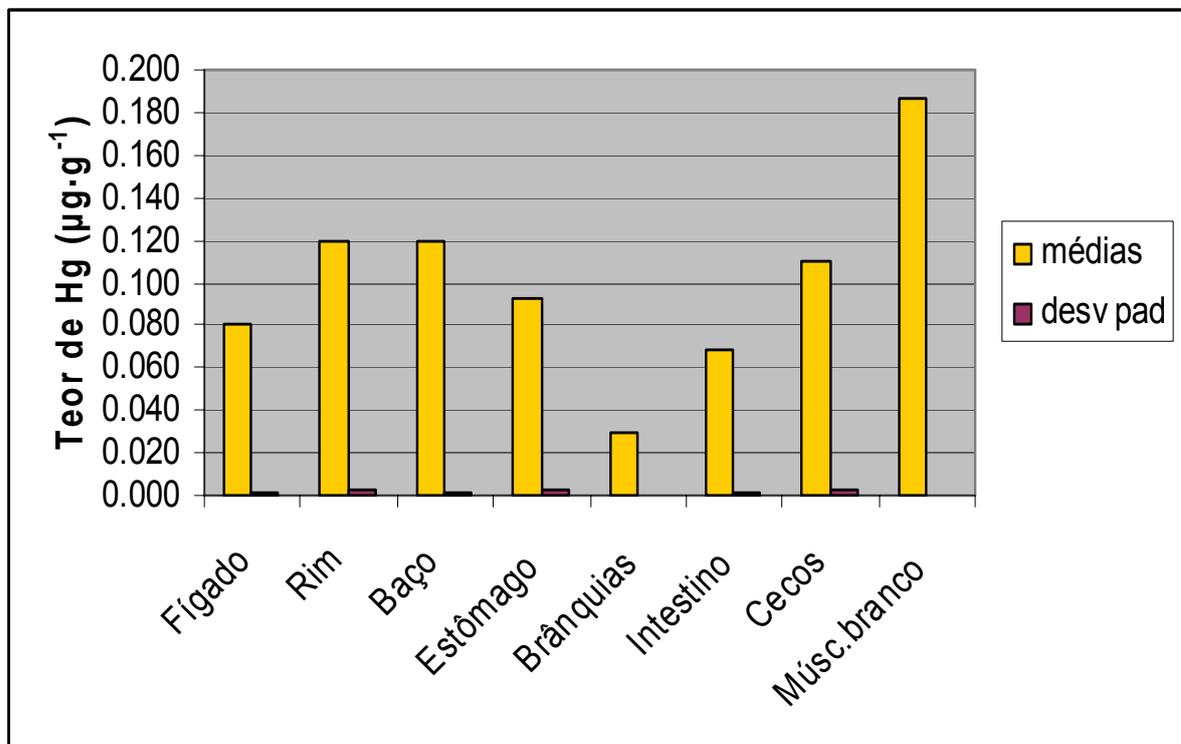


Figura 11. Distribuição do teor de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em órgãos e tecido muscular de pescada bicuda (*C. microlepidotus*)

Considerando-se as amostras estudadas, não foi evidenciada correlação entre o tamanho e peso dos exemplares analisados com o teor de Hg total, em nenhuma estrutura analisada.

4.6 APRESENTAÇÃO GRÁFICA COMPARATIVA DO TEOR DE Hg TOTAL ENTRE OS TECIDOS DAS ESPÉCIES DE PEIXES ESTUDADAS

Na análise comparativa entre o teor de Hg total evidenciados nos órgãos e tecidos do atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*), foi observado que não existe diferença significativa entre a concentração de Hg total no estômago e brânquias quando comparamos as duas espécies. Entre as amostras de fígado, rim, baço, cecos e músculo branco das duas espécies evidencia-se uma diferença estatisticamente significativa ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$) com teores bem mais elevados na pescada bicuda. Para as amostras de intestino esta diferença foi significativa ao nível de 5% de probabilidade ($p < 0,05$), também com o maior valor na pescada bicuda.

Para facilitar a análise comparativa dos resultados obtidos nas análises, apresentamos abaixo as figuras relativas ao teor de Hg total entre os tecidos e órgãos das espécies analisadas (figuras 12 a 19).

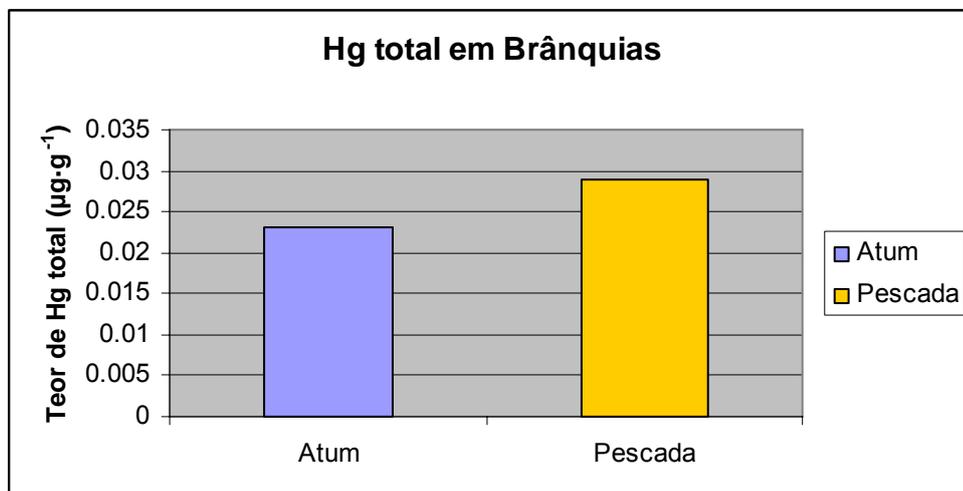


Figura 12. Teor médio de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em amostras de brânquias de atum (*T. albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*).

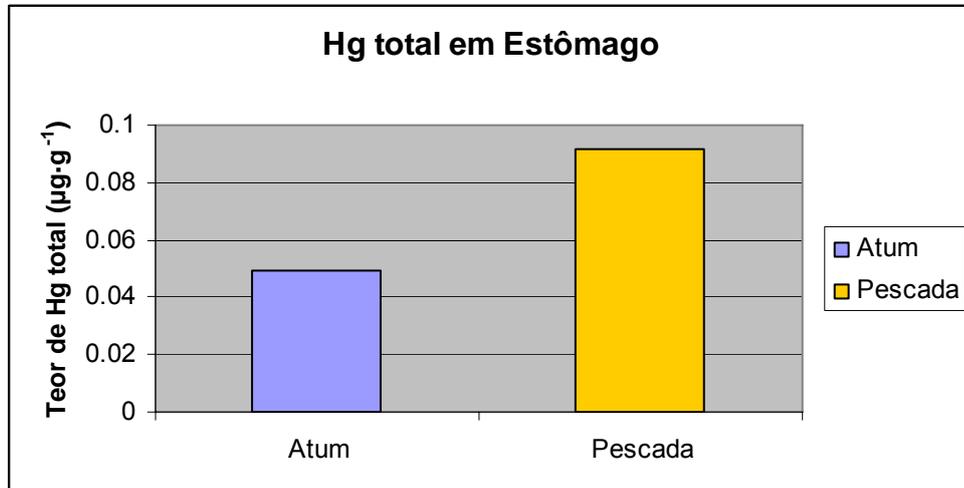
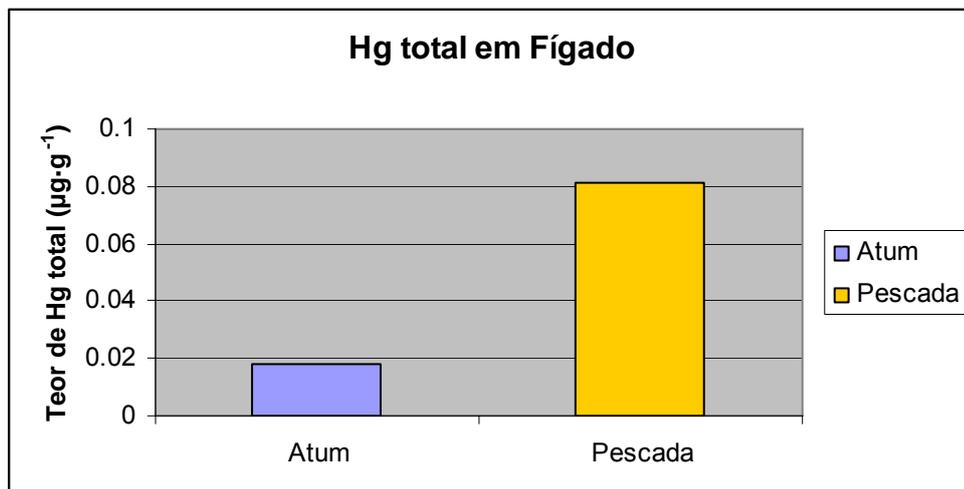


Figura 13. Teor médio de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em amostras de estômago de atum (*T.albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*).



Figuras 14. Teor médio de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em amostras de fígado de atum (*T.albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*).

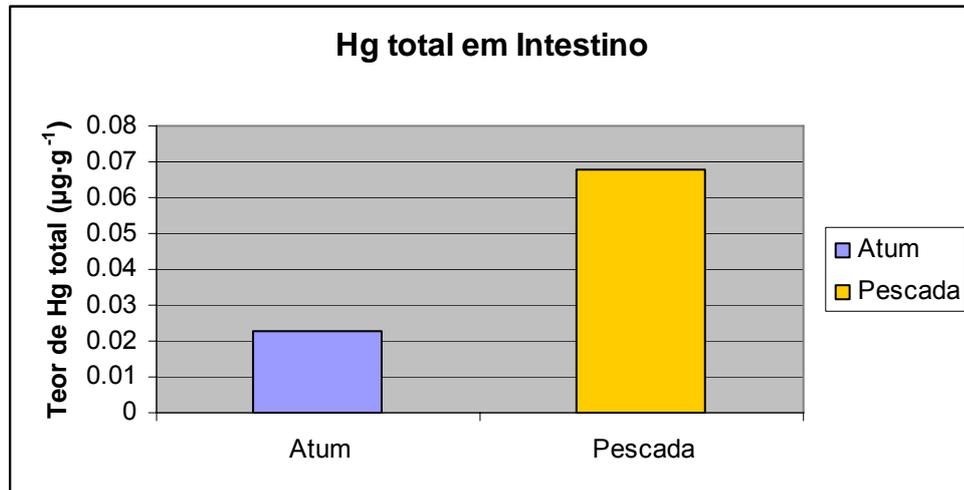


Figura 15. Teor médio de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em amostras de intestino de atum (*T.albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*).

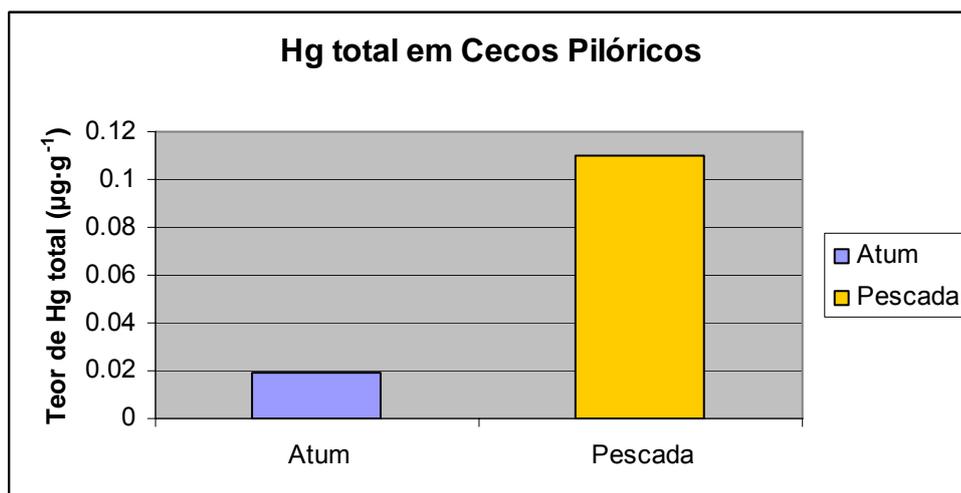


Figura 16. Teor médio de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em amostras de cecos pilóricos de atum (*T.albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*).

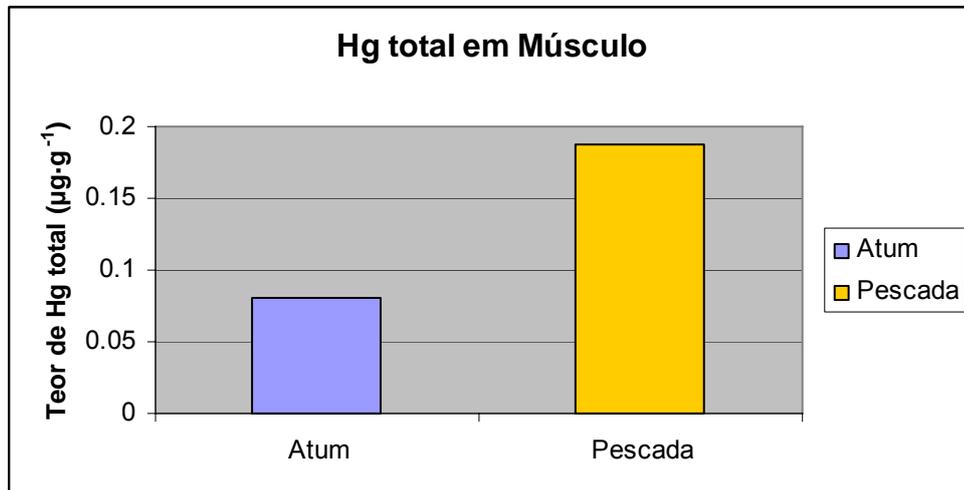


Figura 17. Teor médio de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em amostras de tecido muscular de atum (*T.albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*).

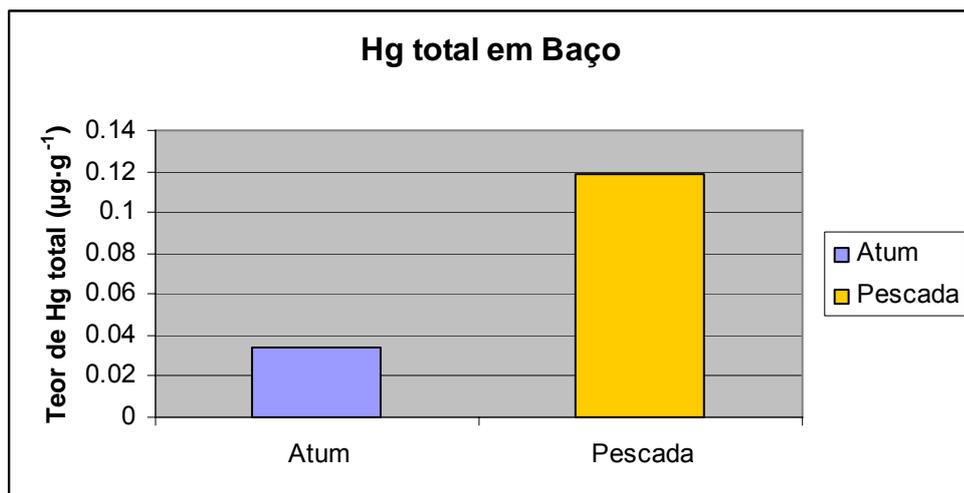


Figura 18. Teor médio de Hg total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em amostras de baço de atum (*T.albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*).

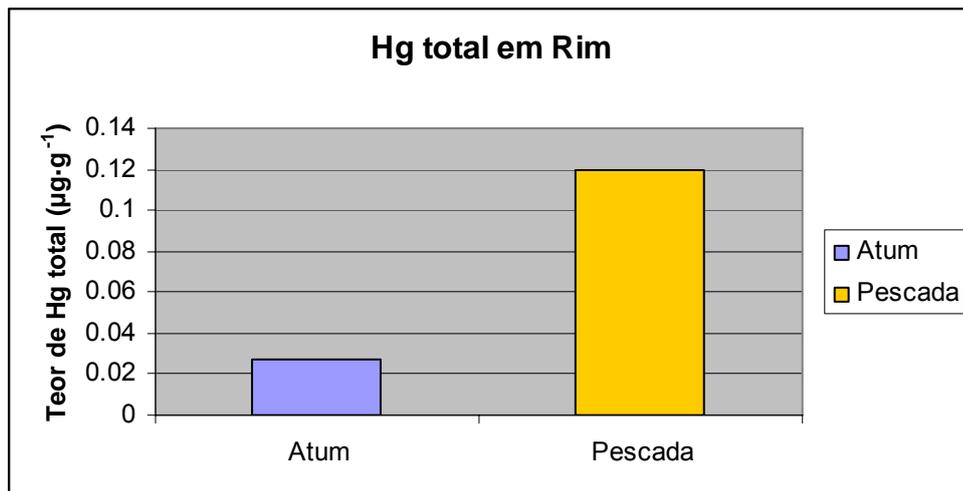


Figura 19. Teor médio de Hg total (µg·g⁻¹) em amostras de rim de atum (*T.albacares*) e pescada bicuda (*C. microlepidotus*).

5 DISCUSSÃO

Este estudo objetivou avaliar a cinética do mercúrio em duas espécies predadoras de peixes marinhos de elevado valor comercial assim como comparar a assimilação deste metal por diferentes órgãos e tecidos nas espécies estudadas. Como acontece com outros contaminantes químicos, observou-se uma ampla dispersão dos valores entre as amostras analisadas caracterizando o fato de que este metal não se distribui uniformemente no organismo dos peixes. Na pescada bicuda os valores variaram entre 0,013 $\mu\text{g.g}^{-1}$ nas brânquias, e 0,250 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na musculatura. No atum, esta dispersão foi mais ampla, variando entre 0,005 $\mu\text{g.g}^{-1}$ no olho e 0,172 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na musculatura branca. Também é importante considerar que, que dentro de um mesmo órgão, houve uma grande variação, como observado no estômago do atum, cuja dispersão foi de 0,011 a 0,128 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e nos cecos pilóricos da pescada, cuja dispersão foi de 0,036 a 0,200 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Como já comentado por Régine et al. (2005) existem diferenças significativas na bioacumulação de Hg entre as espécies em função, principalmente, do seu hábito alimentar. Estes autores também observaram ampla dispersão entre as amostras analisadas, fato caracterizado pelos altos valores do desvio padrão verificados para as estruturas por eles estudadas (músculo, intestino, estômago, fígado e rim). Nas brânquias foi constatada pequena dispersão dos valores, o que está de acordo com os resultados obtidos em nosso estudo, visto que nas sete amostras de brânquias relativa a pescada bicuda o desvio padrão foi de 0 (zero), caracterizando resultados individuais com pequenas variações.

Observou-se que a pescada bicuda (*C. microlepidotus*) apresentou maiores concentrações de Hg total em todos os órgãos e tecidos analisados, com destaque para porção muscular, e o menor valor médio para esta espécie foi evidenciado nas

brânquias. Se considerarmos outros estudos nesta mesma espécie, não teremos padrão de comparação, visto que não existem dados disponíveis na literatura sobre a pescada bicuda. Entretanto, podem-se comparar estes resultados com outros estudos efetuados em peixes predadores como *Cynodon gibbus* e *Hoplias aimara* pesquisados por Régine et al. (2005) que também observaram altos valores na porção muscular e, os menores valores para brânquias. Entretanto, um achado que se contrapõe aos nossos resultados diz respeito aos elevados teores observados no fígado destas espécies, inclusive superando em muito o teor médio observado na porção muscular.

Os valores médios observados para o atum (*T. albacares*) foram bem inferiores aos encontrados na pescada bicuda. Outros estudos neste gênero e em outras espécies, verificaram valores bem mais elevados em fígado e musculatura branca de exemplares de *T. thynnus* e *X. gladius*. Em estudo preliminar, Storelli e Marcotrigiano (2001) analisaram amostras de tecido muscular destas duas espécies capturadas no mar Mediterrâneo sendo observado valores médios bem mais elevados (*T. thynnus* = $1,02 \mu\text{g.g}^{-1}$ e *X. gladius* = $0,49 \mu\text{g.g}^{-1}$) do que os observados na espécie *T. albacares* utilizados em nosso estudo. No ano de 2005, Storelli et al. observaram valores médios mais elevados para Hg total no fígado ($0,39 \pm 0,10 \mu\text{g.g}^{-1}$) e tecido muscular ($0,20 \pm 0,007 \mu\text{g.g}^{-1}$) desta espécie, valores também superiores aos evidenciados nesta pesquisa. Os autores também analisaram os valores médios de Hg total no fígado ($0,19 \pm 0,09 \mu\text{g.g}^{-1}$) e tecido muscular ($0,07 \pm 0,04 \mu\text{g.g}^{-1}$) de *X. gladius*. Nesta espécie, como relatado na espécie anteriormente citada, o fígado apresentou teor de Hg total maior comparando com as amostras de fígado utilizadas nesta pesquisa. Ainda nos exemplos de *X. gladius* descritos pelos autores supracitados, o tecido muscular apresentou valores bem próximos ao observado nesta estrutura nos exemplares de *T. albacares* estudados, inclusive apresentando dispersão semelhante, $0,020 - 0,150$ para *X. gladius* e $0,033 - 0,172$ para *T. albacares*. Johnels, Olson e Westermarck¹ (1967) apud, Holden, 1973, estudando a concentração de Hg total em músculo, fígado e rim de percas (peixe predador de água doce como na Europa) também evidenciaram teores mais elevados no tecido muscular e quantidades bem menores no fígado e rim.

¹ JOHNELS, A.; OLSON, M.; WESTERMARK, T. *Vär föda*, v.7, p.67. 1967.

Berntssen et al. (2003) compararam os valores de Hg total em fígado, rim e cérebro de salmão do atlântico (*Salmo salar*) após quatro meses de exposição a MeHg e Hg inorgânico via ração. Em relação ao MeHg o órgão que apresentou maior concentração foi o fígado, seguido de rim e cérebro. Para a adição de Hg inorgânico a maior concentração foi encontrada no rim, seguido de fígado e cérebro. No ano de 2005, Berntssen et al. repetiram o mesmo experimento descrito anteriormente sendo analisados, desta vez, intestino, sangue, fígado, brânquias, rim, cérebro, e tecido muscular. Foram observados valores mais elevados para sangue, seguido pelo fígado, tecido muscular, rim, intestino, cérebro e brânquias. Para a adição de Hg inorgânico a maior concentração foi encontrada no intestino, seguido pelo rim, fígado, sangue, tecido muscular, brânquias e cérebro. Também é importante considerar que os resultados encontrados no presente estudo diferem dos autores acima citados, porém trata-se de estudos realizados em espécies de peixes diferentes o que mostra a diversidade do comportamento deste metal e a importância de estudos específicos em cada espécie isoladamente. Entretanto, considerando-se que ao analisar o Hg total, cerca de 90% diz respeito ao MeHg (BURGER e GOCHFELD, 2003) pode-se argumentar que o fígado realmente é um órgão de grande concentração deste metal, o que justifica o aprofundamento dos estudos deste órgão nesta ou em outras espécies, visto que não evidenciamos altos valores nos exemplares por nós estudados. Entretanto, os valores observados nas brânquias foram baixos, e esse dado vem ao encontro dos resultados obtidos em nosso estudo. Entretanto, McKim et al. (1976) fornecendo MeHg em diferentes concentrações via água em trutas e posteriormente analisando amostras de cérebro, sangue, brânquias gônada, rim, baço, fígado e porção muscular observaram que o local de maior acumulação deste metal foi o tecido muscular, concordando com nossos resultados, tanto nos exemplares de atum como nos de meka, considerando como já descrito por Burger e Cochfeld (2003), que cerca de 90% do Hg total diz respeito ao MeHg.

Os dados evidenciados na análise do conteúdo estomacal dos atuns, não demonstram concentrações elevadas de Hg total, embora este represente apenas uma refeição diária e o influxo de Hg por apenas uma via de absorção. Com relação a esta questão, é importante que seja comentado a diversidade alimentar desta espécie, que pode modificar de acordo com vários fatores inclusive as estações do

ano segundo Vaske Jr e Castello (1998) e Frodello et al. (2000). Este fato poderá interferir tanto no teor de Hg do conteúdo estomacal, como na distribuição do Hg entre órgãos e tecidos do peixe analisado. Os sete exemplares de pescada bicuda analisados no presente estudo não apresentaram conteúdo estomacal impossibilitando a análise do mesmo.

Por outro lado, os resultados observados no tecido muscular demonstram similaridade com os resultados de outros autores, concordando com o fato de que a musculatura apresenta concentrações elevadas (McKIM et al., 1976; OLSON et al., 1978; YALLOUZ et al., 2001; BERNTSSEN et al., 2004). Nas duas espécies estudadas, foi observado o maior valor de Hg total no tecido muscular. Este fato caracteriza a importância da contínua monitorização nestas espécies, que apresentam uma grande importância comercial e elevado consumo, além de uma atividade pesqueira crescente em ambos os níveis, industrial e artesanal (VASKE JR. e CASTELO, 1998; ZAGAGLIA et al., 2004).

Um dado que merece destaque é o fato de que valores baixos foram evidenciados nas brânquias da pescada bicuda. Segundo Romeo et al. (1999), a concentração de metais nas brânquias reflete a concentração dos metais, incluindo o Hg, na água em que os peixes vivem. Entretanto, Olson et al. (1967) ainda descrevem que baixos teores de Hg nas brânquias são reflexo de dois processos, um que está relacionado a uma rápida permeabilidade através do epitélio branquial, e o outro, à modificações nas ligações do Hg com o epitélio branquial. Desta forma podemos considerar que o influxo do Hg em espécies predadoras está mais relacionado com os hábitos alimentares do que com o processo de adsorção via respiratória.

É importante salientar que diversos autores (OLSON et al., 1978; ROMÉO et al., 1999; BERNTSSEN et al., 2004) destacam o fígado como órgão preferencial de concentração do Hg devido à presença de metalotioninas, proteínas ricas em grupamento sulfidrílico o qual o Hg possui alta afinidade. Entretanto, neste estudo foram observados valores não tão elevados para as amostras de fígado das espécies estudadas, onde a pescada bicuda apresentou uma concentração de Hg total de $0,081 \mu\text{g.g}^{-1}$ ($0,020$ a $0,145 \mu\text{g.g}^{-1}$) e o atum uma concentração de Hg total mais baixa de $0,018 \mu\text{g.g}^{-1}$ ($0,004$ - $0,041 \mu\text{g.g}^{-1}$). Uma vez mais ressalta-se a

importância do estudos mais abrangentes neste órgão, nestas e em outras espécies de peixes.

Com objetivo de avaliar a relação entre a concentração de mercúrio e o peso e tamanho dos peixes, estimou-se coeficiente de correlação linear para cada porção de cada espécie estudada. Trabalhando com um limite para o coeficiente de correlação de 0,5 para indicação de relação, verificou-se que dentro de cada espécie não foi observada uma correlação significativa entre os parâmetros avaliados exceto para o baço do atum que apresentou uma correlação positiva e significativa ao nível de 5% ($R_2 = 0,52$; $p < 0,05$) entre peso e concentração de Hg. Sellanes et al. (2002) também não evidenciaram uma correlação entre tamanho e o teor de mercúrio total em amostras de tunídeos (*T. thynnus*). Outras observações feitas por Souza e Goyannes (1992) também não constataram tal relação em amostras de atuns demonstrando que a concentração de Hg nas amostras de maior tamanho não resultava em uma maior concentração de Hg total. Entretanto, Monteiro e Lopes (1990) ao analisarem 136 exemplares de meka (*X.glandius*) observaram uma correlação significativa entre o tamanho e a concentração de Hg total presente na musculatura em exemplares maiores que 125 cm. Os autores comentam que as fêmeas atingem este comprimento, de uma maneira geral, antes dos machos e, como conseqüência, menos idade. Desta forma apresentam menor concentração de Hg total. Então a correlação na realidade diz respeito à idade dos exemplares estudados, o que pode justificar os baixos resultados obtidos em nosso estudo na espécie *T. albacares*. Johnels, Olson e Westermarck, 1976, sugerem que este fato esteja relacionado com a zona geográfica onde os peixes são capturados. Nos locais onde existe histórico de descarga de rejeitos industriais contendo Hg existe evidências de correlação linear positiva significativa entre os teores encontrados e a idade ou peso/tamanho dos peixes e, onde não há histórico de descarga industrial, tal relação é inexistente.

Em relação aos subprodutos como à farinha de peixe, o concentrado proteico e o peixe hidrolisado, destaca-se a importância da monitorização da concentração da Hg nestes produtos. Estes subprodutos são elaborados a partir de peixes inteiros descartados pelas indústrias e sobras de processamento, como cabeça, carcaça, vísceras e resíduos do processo de filetagem. Durante o processamento tecnológico destes produtos, a matéria prima passa por dois processos importantes, um de

cozimento a 95 -100°C por 15 a 20 minutos (FAO, 1986) e outro de prensagem para a retirada da água e óleo. Neste processo a matéria prima original chega a perder cerca de 50 a 70% de água e 4% de óleo concentrando os elementos nutricionais presentes assim como o Hg (WINDSOR, 2001). Apesar de bastante elevada, esta temperatura de processamento não é suficiente para eliminar este metal através da volatilização, pois, ainda que sua temperatura de fusão seja de 356.73°C (CARREIRA e BEZERRA, 2004), o MeHg por estar fortemente fixado ao grupo sulfidril das proteínas não é eliminado por cozimento ou qualquer outro tipo de tratamento (MARIÑO e MARTÍN, 1976; LACERDA e MENESES, 1995; YALLOUZ et al., 2001; BORGES et al., 2002; GUENKA et al., 2003)

Este fato caracteriza a importância da avaliação das concentrações deste metal nos órgãos, visto que para elaboração destes produtos, os órgãos não são retirados e a temperatura de processamento não será suficiente para eliminar o Hg presente. Ocorrendo, em função da perda de água sofrida durante o processamento tecnológico, uma concentração ainda maior do metal por unidade de peso.

6 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos neste estudo pode-se concluir que há uma ampla dispersão dos valores de Hg total tanto nas espécies estudadas como entre cada órgão ou tecido analisado.

O tecido muscular demonstrou ser, nas duas espécies analisadas, a porção de maior concentração deste metal. Na pescada bicuda as brânquias foram o local de menor concentração e, no atum os menores teores foram evidenciados no fígado seguido dos olhos.

Entre as duas espécies estudadas a pescada bicuda apresentou concentrações mais elevadas em todas as estruturas analisadas, demonstrando a importância do desenvolvimento de estudos mais aprimorados nesta espécie.

Embora os valores obtidos estejam abaixo do limite máximo permitido pela nossa legislação, é de extrema importância a monitorização destas espécies garantindo a qualidade desses alimentos e dos subprodutos desenvolvidos a partir de peixes, garantindo a qualidade desses alimentos e salvaguardando a saúde pública.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT/NBR 12649. Caracterização de Cargas Poluidoras na Mineração. Procedimento. Brasília. Setembro. 30p. 1992.

AFRIS. Animal Feed Resources Information System. Fish meal, fishmeal, tunafish meal, whitefish meal, anchovy meal, herring meal, menhaden meal, salmon meal. . Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/aga/agap/frg/afris/Data/332.HTML>>. Acesso em: Janeiro de 2006a.

_____. Fish Protein Concentrate, Fish Flour, Fish Hydrolyzate. Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/aga/agap/frg/afris/Data/332.HTML>>. Acesso em: Janeiro de 2006b.

ALMKVIST, J. Some Notes on the History of Mercury Intoxication. *Acta Medica Scandinavica*, v. 70, p. 464-475, 1929.

AYRES, M.; AYRES JUNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. Bio Stat 2.0. Aplicações Estatísticas nas áreas das Ciências Biológicas e Médicas. Sociedade civil Mamirauá. Belém. CNPq. 2000.

BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa n. 42, de 20 de dezembro de 1999. Aprova a estrutura regimental do Ministério da Agricultura, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 1999.

_____. Ministério da Saúde. Portaria n. 36, de 19 de janeiro de 1990. Aprova Normas e o Padrão de Potabilidade da Água destinada ao consumo humano. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, ofício n. 15, 23 de jan de 1990.

BARBOSA, A. C.; SILVA S. R.; DOREA, J. G. Concentration of mercury in hair of indigenous mothers and infants from the Amazon basin. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, n. 34, p.100-105, 1998.

BECKER, P. Concentration of Chlorinated Hydrocarbons and Heavy Metals in Alaska Arctic Marine Mammals. *Marine Pollution Bulletin*, v. 40, n. 10, p. 819 -829, 2000.

BERNTSSEN, M. H. G.; AATLAND, A.; HANDY, R. D. Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions, and altered behaviour in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Aquatic Toxicology*, v. 65, n. 1, p.55-72, out. 2003.

_____.; HYLLAND K.; JULSHAMN, K. ; LUNDEBYE, A.-K. ; WAAGBO, R. Maximum limits of organic and inorganic mercury in fish feed. *Aquaculture Nutrition*, v. 10, n.2, p. 83, abr. 2004.

BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O Comportamento do MetilMercúrio (MetilHg) no Ambiente. *Química Nova*, v. 27, n. 4, p. 593-600, 2004.

BRABO, E. S.; SANTOS, E. C. O.; JESUS, I. M.; MASCARENHAS, A. F.; FAIAL, K. F. Níveis de mercúrio em peixes consumidos pela comunidade indígena de Sai Cinza na Reserva Munduruku, Município de Jacareacanga, Estado do Pará, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, n.15, p. 325-331, 1999.

BORGES, R.P.; SÃO CLEMENTE, S. C.; MÁRSICO, E. T. Contaminação por mercúrio em conservas de atum comercializados em Brazil. In: XVII Congresso Panamericano de Ciências Veterinárias, Cuba, n. 839, 2002.

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

CARREIRA, w.; BEZERRA, I. Manuseio de mercúrio: Implicações na saúde, segurança e na responsabilidade social dos laboratórios de metrologia. Enqualab. Encontro para a qualidade de laboratórios. São Paulo, Brasil. 2004. Disponível em:<<http://www.grupocalibracao.com/downloads-files/manuseiodemercurio.pdf>>. Acesso em Janeiro de 2006.

CETEM. Centro de Tecnologia Mineral. Ciclo do Mercúrio no Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.cetem.gov.br/mercurio/semiquanti/Prob.html>> . Acesso em: Janeiro de 2006.

CHICOUREL, E.; TENUTA FILHO, A.; SAKUMA, A.; ZENEBOM, O.; AMORIN, A. Mercúrio em pescado comercializado em São Paulo. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, São Paulo, v.15, n.2, p.144-149, 1995.

CREDIDIO, E. Propriedades Nutricionais do Peixe. *Fish Point*. Disponível em: <<http://www.fishpoint.com.br/2006/nutricao.html>>. Acesso em: Janeiro de 2006.

COUNTER, S.A.; BUCHANAN, L.H. Mercury exposure in children: a review. *Toxicology and Applied Pharmacology*, v.198, n.2, p.209-230, 2004

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. RESOLUÇÃO Nº 20, de 18 de junho de 1986. Ministério do Meio Ambiente. Publicado no Diário Oficial da União em 30/07/86. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.htm>>

DEITZ F.D.; SELL J.L.; BRISTOL D. Metals and others elements – Rapid, sensitive method for determination variety of biological samples. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*. v. 56, p.378-382, 1973.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. A aquicultura e a atividade pesqueira. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/projetos/index.php3?sec=aquic>>. Acesso em: 23/08/2005.

ENDO, T.; HARAGUCHI, K.; CIPRIANO, F.; SIMMONDS, M.; HOTTA, Y.; SAKATA, M. Contamination by mercury and cadmium in the cetacean products from Japanese market. *Chemosphere*, v.54, p. 1653-1662, 2003.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Mercury. 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/mercury/>>. Acesso em: 15 de dezembro de 2005.

EYSINK G.J.; PÁDUA H.B.; MARTINS M.C. Presença do Mercúrio no Ambiente. *Ambiente*, v. 2, n.1, 1988.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. The production of fish meal and oil. Fisheries Technical Paper – 142. Roma, Itália. 1986. Disponível em: <http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/DOCREP/003/X6899E/X6899E00.HTM>. Acesso em: Dezembro de 2005.

FAO/WHO. Food and Agriculture Organization of the United Nations .Codex Alimentarius Commission. Definition of predatory species of fish to which the higher level of methylmercury applies, 1994. Disponível em: <http://www.codexalimentarius.net/web/codex/codex27_en.html> . Acesso em: 05 abril 2004.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Universal software for fishery statistical time series - FISHSTAT Plus. Total production 1950-2003.

Disponível em: <<http://www.fao.org/fi/statist/FISOFT/FISHPLUS.asp>>. Acesso em: Janeiro de 2006.

FARIA, M. A. M. Mercuralismo metálico crônico ocupacional. *Revista de Saúde Pública*. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo v. 37, n. 1, fev. 2003.

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

FRERY, N.; MAURY-BRACHET, R.; MAILLOT, E.; DEHEEGER, M.; MERONA, B.; BOUDOU, A. Gold mining activities and mercury contamination of native ameridian communities in French Guiana: Key role of fish in dietary uptake. *Environmental Health Perspectives*, n. 109, p.449-456, 2001.

FRODELLO, J. P.; ROMÉO M.; VIALE D. Distribution of mercury in the organs and tissues of five toothed-whale species of the Mediterranean. *Environmental Pollution*. v.108, n. 3, p. 447-452, jun. 2000.

FRODELLO, J. P.; VIALE, D.; MARCHAND, B. Metal concentrations in the milk and tissues of a nursing *Tursiops truncatus* female. *Marine Pollution Bulletin*, v. 44, n. 6, p. 551-554, jun. 2002.

GALLI, C.; RESTANI, P. Can Methylmercury present in fish affected human health? *Pharmacological Research*, v. 27, n. 2, p. 115-127, 1993.

GARCIA, M. H. O.; MÁRSICO, E. T.; SÃO CLEMENTE, S. C.;; SANTOS FILHO, J. M. Contaminação por mercúrio em sushi/sashimi comercializados em restaurantes do município de Niterói – RJ – Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Veterinárias*. v. 7, n. 2, p. 83-89, mai-ago. 2000.

GOCHFELD, M. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 56, n. 1, p. 174-179, Set. 2003.

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

HOLDEN, A. V. Mercury in Fish and Shellfish. A Review. *Journal of Food Technology*, v.8, n. 1, p. 1-25, mar. 1973.

HUSS, H.H. Garantia da qualidade dos produtos da pesca. Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura – FAO. Roma. 1997. Disponível em: <<http://www.fao.org/DOCREP/003/T1768P/T1768P01.html>>.

JONSSON, C. M.; FERRACINI, V. L.; PARAÍBA, L. C.; RANGEL, M.; AGUIAR, S. R. Alterações Bioquímicas e Acúmulo em Pacus (*Metynnis argenteus*) Expostos ao Paclobutrazol, *Sci. Agric*, v. 59, n.3, jul-set. 2002.

LACERDA, L. D. Evolution of mercury contamination in Brazil. *Water, air and Soil Pollution*, v.97, p. 247-255, 1997.

_____.; MENESES, C. F. O mercúrio e a contaminação dos reservatórios no Brasil, *Ciência Hoje*, v. 19, n. 110, p. 34-39, jun. 1995.

LIMAVERDE FILHO A.; CAMPOS R. Redução seletiva aplicada à especiação de mercúrio em peixes: uma adaptação do método de magos. *Química Nova*, v.22, n.4, p.477-482, 1999.

MARINS, R.; FILHO, F.; MAIA, S.; LACERDA, L.; MARQUES, W. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. *Química Nova*, v.27, n.5, set./out. 2004.

MARIÑO, M.; MARTÍN, M. Contenido de Mercurio en Distintas Especies de Moluscos y Pescados. *Anales de bromatología*, v. 28, n. 2, p. 155-178, 1978.

MÁRSICO, E. T.; SÃO CLEMENTE, S. C.; SOBREIRO, L. G.; PARDI, H. S. Evaluation of mercury contamination in two species of fish caught in south Brazilian coast. In: XVII Congresso Panamericano de Ciências Veterinárias. Cuba. 2002. n. 841.

MAURISSEN, J. History of Mercury and Mercurialism. *New York State Journal of Medicine*, v.81, p. 1902-1909, 1981.

Mc ALPHINE, D.; ARAKI, S. Minamata disease: An Unusual neurological Disorder Caused by Contaminated Fish. *Lancet*, v.1, n. 7047, p. 629-631, 20 set. 1958.

McKIM, J. M.; OLSON, G. F.; HOLCOMBE, G. W.; HUNT, E. P. Long term effects of methylmercury chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): Toxicity, Accumulation, distribution, and Elimination. *Journal Fisheries research Board of Canada*, v. 33, 1976.

MERCADO DA PESCA. Estatística da Pesca de Atuns e Afins no Brasil - Ano 2004. Disponível em:

<http://www.mercadodapesca.com.br/frame.php?pagina=http://200.198.202.145/seap/info.htm>>. Acesso em janeiro de 2006.

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

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

MONTEIRO-NETO, C; ITAVO, R.; MORAES, L. Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. *Environmental Pollution*, v. 123, n. 2, p. 319-324, 2002.

NIENCHESKI, F.; KATIN, R. Comportamento Físico-Químico do Mercúrio no Ambiente Marinho: Uma Revisão. *Acta Toxicologica*, v.11, n.1, p. 1-26, 1979.

OMS/WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Environmental Health Criteria for Methyl Mercury. International Programme on Chemical Safety, Geneve, 1990. 144p. Disponível em: < <http://www.who.int/mediacentre/notes/2003/np20/en/>> Acesso em: 05 abril de 2004.

OLSON, K.; SQUIBB, K.; COUSINS, R. Tissue uptake, subcellular distribution, and metabolism of $^{14}\text{CH}_3\text{HgCl}$ and $\text{CH}_3^{203}\text{HgCl}$ by Rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Journal Fisheries Research Board of Canada*, v. 35, n. 4, abr. 1978.

OSHA. OCCUPATIONAL SAFETY AND HEALTH ADMINISTRATION. Mercury Vapor In Workplace Atmospheres. 2003. Disponível em: <<http://www.osha.gov/dts/sltc/methods/inorganic/id140/id140.html>>. Acesso Em: 15 de dezembro de 2004.

PINHEIRO, M.; NAKANISHI, J.; OIKAWA, T.; GUIMARÃES, G.; QUARESMA, M.; CARDOSO, B.; AMORAS, W.; HARADA, M.; MAGNO, C.; VIEIRA, J.; XAVIER, M.; BACELAR, D. Exposição humana ao metilmercúrio em comunidades ribeirinhas da Região do Tapajós, Pará, Brasil . *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, Uberaba, v.33, n.3, Mai-Jun. 2000.

RAVICHANDRAN, M. Interactions between mercury and dissolved organic matter – A Review. *Chemosphere*, v.55, n.3, p. 319-331, 2004.

RÉGINE, M.; GILLES, D.; YANNICK, D.; ALAIN, B. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). *Science of The Total Environment* . Article in Press, set . 2005.

ROMÉO, M.; SIAU, Y.; SIDOUMOU, Z.; GNASSIA-BARELLI, M. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. *The Science of The Total Environment*, v. 232, n. 3 , p. 169-175, ago. 1999.

SANTOS, E. C. O.; JESUS, I. M.; CÂMARA, V. M.; BRABO, E. S.; LOUREIRO, E. C. B.; MASCARENHAS, A. S.; WEIRICH, J.; LUIZ, R. R.; CLEARY, D. Exposição ao Mercúrio em Índios Mundurucus da Comunidade de Sai Cinza, Estado do Pará, BRASIL. *Relatório Técnico*, Belém. Seção de Meio Ambiente, Instituto Evandro Chagas, 2001.

SANTOS, E.; CÂMARA, V.; BRABO, E.; LOUREIRO, E.; DE JESUS, I.; FAYAL K.; SAGICA, F. Avaliação dos níveis de exposição ao mercúrio entre índios Pakaanóva, Amazônia, Brasil. *Cad. Saúde Pública*, v.19, n.1, jan./fev. 2003.

SELLANES, A. G.; MÁRSICO E. T.; SANTOS, N. N.; SÃO CLEMENTE S. C.; OLIVEIRA, G. A.; MONTEIRO, A. B. S. Mercúrio em Peixes Marinhos. *Acta Scientiae Veterinariae*, v. 30, n. 2, p. 107-112, 2002.

SOUZA, J. R. Ribeirinhos contaminados na Amazônia. Universidade Federal de Brasília. Disponível em: <<http://www.unb.br/acs/bcopauta/mercurio1.html>>. Acesso em: janeiro de 2006.

SOUZA, J.V.B.; GOYANNES, A.L. Contenido de mercúrio en productos de la pesca por espectrometria de absorción atômica en vapor frio. *Anales de Bromatologia*, n. 44, p. 45-57. 1992.

STORELLI, M. M.; CECI, E.; MARCOTRIGIANO, G. O. Comparison of Total Mercury, Methylmercury, and Selenium in Muscle Tissue and in the liver of *Stenella coeruleoalba* (Meyen) and *Caretta caretta* (Linnaeus). *Bulletin of Environmental Contaminants*, v. 61. p. 541-547, 1998.

_____.; MARCOTRIGIANO, G. O. Environmental Contamination in Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*): Relationship Between Levels Of Metals,

Methylmercury, and Organochlorine Compounds in an Adult female, her neonate, and a Calf. *Bulletin of Environmental Contaminants*, v. 64. p. 333-340, 2000.

_____. Total mercury levels in muscle tissue of swordfish (*Xiphias gladius*) and bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea (Italy). *Journal of Food Protection*. v. 64, n. 7, p. 1058-1061, jul. 2001.

_____.; STUFFLER, R.G.; MARCOTRIGIANO, G.O. Total and methylmercury residues in tuna-fish from the Mediterranean sea. *Food Addit Contaminants*, v. 19, n. 8, p. 715-720, ago. 2002.

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

SUNDERLAND, M.; GOBAS, F.; HEYES, A.; BRANFIREUN, B.; BAYER, A.; CRANSTON, R.; PARSONS, M. Speciation and bioavailability of mercury in well-mixed estuarine sediments. *Marine Chemistry*, in press, 2004.

TAKAHASHI, N. S. ABRAPPESC. Associação Brasileira de Piscicultores e Pesqueiros. Nutrição de Peixes. Disponível em: <<http://www.abrappesq.com.br/materia11.html>>. Acesso em Janeiro de 2006.

TOXNET. Toxicologia Ocupacional. Disponível em: < <http://www.toxnet.com.br>>. Acesso em: janeiro de 2006.

VASKE Jr, T.; CASTELLO, J. P. Conteúdo Estomacal da Albacora-Laje, *Thunnus Albacares*, Durante o Inverno e Primavera no Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 58, n. 4. São Carlos, nov. 1998.

VOEGBORLO, R. B.; EL-METHNANI, A. M.; ABEDIN, M. Z. Mercury, cadmium and lead content of canned tuna fish. *Food Chemistry* . v. 67, n. 4, p. 341-345, dez. 1997.

WASSERMAN, J.; HACON, S.; WASSERMAN, A. O ciclo do mercúrio o ambiente Amazônico. *Mundo e Vida*, v. 2, n.1-2. 2001.

WESTÖÖ, G. Methylmercury as percentage of total mercury in flesh and viscera of salmon and sea trout of various ages. *Science*, v. 181, n. 10, 1973.

WINDSOR, M. L. Fish Meal. FAO. Food and Agriculture Organization. 2001. Disponível em: < <http://www.fao.org/wairdocs/tan/x5926e/x5926e00.htm#Contents>> . Acesso em: Novembro de 2005.

YALLOUZ, A.; CAMPOS, R.; LOUZADA, A. Níveis de mercúrio em atum sólido enlatado comercializado na cidade do Rio de Janeiro. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v.21, n.1, p.1-4, 2001.

_____.; CALIXTO, T.; HACON, S. Semiquantitative mercury determination in fish: a tool for poisoning prevention, *Anais da Academia Brasileira de Ciência*, v.74, n.1, p. 187-191, 2002.

_____.; PEREIRA, D. M. Recicladora artesanal de lâmpadas fluorescentes: estudo de caso do potencial de aplicação de método alternativo de determinação de mercúrio. Centro de Tecnologia Mineral. Disponível em: <http://www.cetem.gov.br/publicacao/serie_anais_XII_jic_2004/10Artigo%20JIC%202004%20Debora%20e%20Allegra.pdf> . Acesso em: Dezembro de 2004.

ZAGAGLIA, C. R.; LORENZZETTI J. A.; STECH J. L. Remote sensing data and longline catches of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the equatorial Atlantic. *Remote Sensing of Environment*, v. 93, n.1-2 , p. 267-281, out. 2004.

ZIFF, S. Almégama: A Tóxica Bomba Relógio. São Paulo: Veja Lux, 1987. 210 p.