

BIBLIOTECA
Faculdade de Ciências Farmacêuticas
Universidade de São Paulo

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS
Curso de Pós-Graduação em Ciência Dos Alimentos
Área de Bromatologia

CONTAMINAÇÃO DE PESCADO DE ÁGUA-DOCE POR MERCÚRIO

Sandra Emi Kitahara

Dissertação para obtenção de grau de
MESTRE

Orientador :
Prof. Dr. Alfredo Tenuta Filho

São Paulo

2000

16.268

DEDALUS - Acervo - CQ



. 30100002897

Ficha Catalográfica
Elaborada pela Divisão de Biblioteca e
Documentação do Conjunto das Químicas da USP.

Kitahara, Sandra Emi
K62c **Contaminação de pescado de água-doce por mercúrio / Sandra Emi Kitahara. -- São Paulo, 2000.**
72p.

Dissertação (mestrado) - Faculdade de Ciências Farmacêuticas da Universidade de São Paulo. Departamento de Alimentos e Nutrição Experimental.
Orientador: Tenuta Filho, Alfredo

1. Bioquímica dos alimentos 2. Toxicologia I. T. II. Tenuta Filho, Alfredo, orientador.

641.1 CDD

SANDRA EMI KITAHARA

CONTAMINAÇÃO DE PESCADO DE ÁGUA-DOCE POR MERCÚRIO

Comissão Julgadora

Dissertação para obtenção do grau de
MESTRE

Prof. Dr. Alfredo Tenuta Filho
Orientador/Presidente

Prof. Dr. Odair Zenebon
1º Examinador

Profa. Dra. Célia Colli
2º Examinador

São Paulo, 17 de Abril de 2000.

Aos meus pais, que sempre me apoiaram e incentivaram, tornando possível mais esta realização.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Alfredo Tenuta Filho pelo apoio e orientação;

Ao Departamento de Alimentos e Nutrição Experimental da FCF/USP pela oportunidade da realização deste trabalho;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pelo suporte financeiro e concessão de bolsa de estudo;

Ao Ministério da Agricultura, pela facilidade oferecida na obtenção das espécies de pescado;

À CEAGESP e firmas comercializadoras de pescado pelo fornecimento das espécies de pescado analisadas;

À Coordenação de Pesquisas em Tecnologia de Alimentos - CPTA do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, na pessoa de Rogério Souza de Jesus, pelo fornecimento das espécies de pescado da região amazônica;

Ao Prof. Jorge Sarkis e Mônica do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN, pelo fornecimento de material de referência;

Ao Instituto Adolfo Lutz, na pessoa de Odair Zenebon, pela oportunidade de trabalho oferecida;

À Alice Sakuma, pela amizade, oportunidade de trabalho e por todas as sugestões;

Às colegas do Laboratório de Equipamentos Especializados do Instituto Adolfo Lutz, principalmente Isaura, pela amizade e por todos ensinamentos generosamente compartilhados;

Ao Laboratório de Química e Bioquímica de Alimentos da FCF/USP, de modo especial à Lúcia e Alberto, pela liofilização de todas as amostras;

Às estagiárias Ana e Cris, pela amizade e auxílio nas análises;

Ao Prof. Mario de Pinna e Wolmar, do Instituto de Biociências - USP, pela identificação zoológica das espécies de pescado analisadas;

Às secretarias do B-14, Isabel, Ângela e Mônica, por todo auxílio dispensado;

À Benê, Elaine e Jorge, da secretaria de pós-graduação, por todo auxílio dispensado;

Ao Gelson, Castro e João, por tantas idas à CEAGESP;

Ao Odair Zenebon, Elizabeth de Souza Nascimento e Célia Colli pelas sugestões;

Aos Professores Júlia Pavan e Rinaldo Artes, do Departamento de Estatística do IME - USP, pela assessoria estatística prestada;

À Joana e Lurdinha, por tornarem o B-14 mais alegre e aconchegante;

Às amigas, Andréa, Isabel, Cristiane e Mariane, não só por todo auxílio e sugestões, mas principalmente pela amizade;

A todos que de alguma forma colaboraram para a realização deste trabalho.

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABELAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	xi
RESUMO	xii
SUMMARY	xiii
1- INTRODUÇÃO	1
2- REVISÃO DA LITERATURA	3
2.1- USO DO MERCÚRIO - HISTÓRICO	3
2.2- OCORRÊNCIA DO MERCÚRIO	3
2.2.1- NATURAL	3
2.2.2- ANTROPOGÊNICA	4
2.3- TRANSPORTE E DISTRIBUIÇÃO DO MERCÚRIO : CICLO GLOBAL E CICLO LOCAL	5
2.3.1- CICLO GLOBAL	5
2.3.2- CICLO LOCAL	6
2.4- INCIDENTES DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL OCORRIDOS ENVOLVENDO O MERCÚRIO	7
2.4.1- INCIDENTES OCORRIDOS NO JAPÃO	7
2.4.1.1- INCIDENTE DE MINAMATA	7
2.1.1.2- INCIDENTE DE NIIGATA	9
2.4.2- INCIDENTES OCORRIDOS NO IRAQUE	9
2.4.3- INCIDENTES OCORRIDOS EM OUTROS LOCAIS	10
2.5- PROPRIEDADES TOXICOLÓGICAS DOS COMPOSTOS MERCURIAIS	12

2.5.1- TOXICOCINÉTICA	13
2.5.1.1-MERCÚRIO ELEMENTAR	13
2.5.1.2- MERCÚRIO INORGÂNICO	13
2.5.1.3- MERCÚRIO ORGÂNICO	14
2.5.2- TOXICODINÂMICA	15
2.6- EFEITOS DO MERCÚRIO NO HOMEM	16
2.6.1- EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO INORGÂNICO	16
2.6.2- EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO ORGÂNICO	17
2.6.2.1- EXPOSIÇÃO PRÉ-NATAL	17
2.7- VALORES DE REFERÊNCIA PARA AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MERCÚRIO	18
2.8- CONSUMO DE PESCADO CONTAMINADO PELO MERCÚRIO : LIMITES DE INGESTÃO E TOLERÂNCIA EM PESCADO	18
2.9- CONTAMINAÇÃO DE PESCADO DE ÁGUA-DOCE PELO MERCÚRIO	20
2.9.1- RELACIONADA À MINERAÇÃO DE OURO	20
2.9.2- RELACIONADA À INDUSTRIALIZAÇÃO	26
3- OBJETIVOS	29
4- MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1- MATERIAL.....	30
4.1.1- REAGENTES	30
4.1.2- VIDRARIA	30
4.1.3- AMOSTRAS	31
4.1.4- MATERIAL DE REFERÊNCIA CERTIFICADO	37
4.1.5- EQUIPAMENTO	37
4.2- MÉTODOS	38

4.2.1- DETERMINAÇÃO DA UMIDADE	38
4.2.2- QUANTIFICAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL	38
4.2.2.1- VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA UTILIZADA	39
4.2.2.1.1- Exatidão	39
4.2.2.1.2- Precisão	39
4.2.2.1.3- Recuperação	39
4.2.2.1.4- Limites de Detecção e Quantificação	40
4.2.2.1.5- Intervalo de Linearidade	40
4.2.3- ANÁLISES ESTATÍSTICAS	40
5- RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1- VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA UTILIZADA PARA A QUANTIFICAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL	41
5.1.1- EXATIDÃO	41
5.1.2- PRECISÃO	41
5.1.3- RECUPERAÇÃO	42
5.1.4- LIMITES DE DETECÇÃO E QUANTIFICAÇÃO	43
5.1.5- INTERVALO DE LINEARIDADE	43
5.2- MERCÚRIO TOTAL EM PESCADO DE ÁGUA-DOCE	44
5.2.1- MANDI	45
5.2.2- TILAPIA	47
5.2.3- SAGÜIRU	49
5.2.4- LAMBARI	50
5.2.5- SARDELA	51
5.2.6- TRAÍRA	52
5.2.7- CURIMBATÁ	54
5.2.8- DOURADO	55

5.2.9- JARAQUI	56
5.2.10- MATRINCHÃ	57
5.2.11- CURIMATÃ	57
5.2.12- GRAUS DE CONTAMINAÇÃO PELO MERCÚRIO DAS ESPÉCIES ANALISADAS	58
6- CONCLUSÕES	62
7- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63

ÍNDICE DE TABELAS

TABELA 1 - Teores de mercúrio total em pescado de água-doce da região amazônica	25
TABELA 2 - Teores de mercúrio total em espécies de pescado de água-doce	28
TABELA 3 - Amostragem e parâmetros considerados da espécie mandi*, <i>Pimelodus maculatus</i> , analisada	33
TABELA 4 - Amostragem e parâmetros considerados da espécie tilápia*, <i>Tilapia sp</i> , analisada	33
TABELA 5 - Amostragem e parâmetros considerados da espécie sagüiru*, <i>Cyphocharax modestus</i> , analisada.....	34
TABELA 6 - Amostragem e parâmetros considerados da espécie lambari*, <i>Astyanax sp</i> , analisada	34
TABELA 7 - Amostragem e parâmetros considerados da espécie sardela*, <i>Triportheus sp</i> , analisada	35
TABELA 8 - Amostragem e parâmetros considerados das espécies traíra, curimatá e dourado, analisadas	35
TABELA 9 - Amostragem e parâmetros considerados da espécie jaraqui*, <i>Semaprochilodus insignis</i> , analisada	36

TABELA 10 - Amostragem e parâmetros considerados da espécie matrinchã*, <i>Brycon sp</i> , analisada	36
TABELA 11 - Amostragem e parâmetros considerados da espécie curimatã*, <i>Prochilodus nigricans</i> , analisada	36
TABELA 12 - Condições de operação do espectrofotômetro de absorção atômica	37
TABELA 13 - Parâmetros de operação do FIAS 200	37
TABELA 14 - Concentração de mercúrio total em material de referência	41
TABELA 15 - Valores para o cálculo da precisão	42
TABELA 16 - Recuperação de mercúrio	42
TABELA 17 - Valores para cálculo de LD e LQ	43
TABELA 18 - Teores de mercúrio total em mandi de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo	47
TABELA 19 - Teores de mercúrio total em tilápia de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo	48
TABELA 20 - Teores de mercúrio total em sagüirú de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo	49
TABELA 21 - Teores de mercúrio total em lambarí de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo	51
TABELA 22 - Teores de mercúrio total em sardela de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo	52

TABELA 23 - Teores de mercúrio total nas espécies traíra, curimatá e dourado, obtidos em supermercado 56

TABELA 24 - Teores de mercúrio total nas espécies jaraqui, matrinhã e curimatã, originárias da região amazônica 58

TABELA 25 - Concentração de mercúrio total nas espécies de pescado de água-doce estudadas 60

TABELA 26 - Comparação estatística das concentração de mercúrio total das espécies de pescado de água-doce estudadas em relação às procedências comerciais 61

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1 - Produção brasileira de pescado de água-doce (ton) em 1997 ..	2
FIGURA 2 - Produção brasileira de ouro (ton/ano)	22
FIGURA 3 - Intervalo de linearidade da curva de calibração	44

1- INTRODUÇÃO

O tema - contaminação de pescado por mercúrio - vem sendo estudado há anos, com vários enfoques. Neste trabalho abordou-se a problemática sob o aspecto alimentar, ou seja, a possibilidade do homem estar sendo intoxicado pela ingestão de pescado de água-doce excessivamente contaminado.

Sob o aspecto nutricional, o pescado constitui-se em um dos alimentos de maior importância para o homem. Está no mesmo patamar nutricional das carnes, leite e ovos. É rico principalmente em proteína, fornecendo todos os aminoácidos essenciais para o adequado funcionamento do corpo humano.

O IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis - estima que em 1996, a produção nacional de pescado de água-doce tenha sido de 193.309 ton para a pesca extrativista e 69.200 ton para a pesca de cultivo. Em relação a 1997, a estimativa é de 178.871 e 77.493,5 ton, respectivamente, conforme a Figura 1 (IBAMA, 2000).

Com a revolução industrial, o lançamento de poluentes industriais em sistemas hídricos aumentou drasticamente, desencadeando uma rápida elevação dos níveis de contaminação da água por diversos compostos químicos, dentre eles, o mercúrio. Além disso, no Brasil a questão da contaminação mercurial tem ainda outro agravante - a atividade do garimpo de ouro. Atualmente, muitos trabalhos nacionais e internacionais focalizam a região amazônica com relação à contaminação mercurial. A preocupação não é apenas devido às grandes quantidades de mercúrio envolvidas, mas também devido à complexidade e importância ecológica do ecossistema amazônico, que pode resultar em impactos completamente imprevisíveis no meio ambiente e na saúde da população.

O pescado é então atingido pelo mercúrio, contaminando-se através da cadeia trófica, principalmente, e da água em que habita. Por sua vez,

esse pescado contaminaria o homem, desde que fosse usado como alimento.

Devido às suas características toxicocinéticas, o mercúrio pode ser altamente tóxico, dependendo de sua forma química. As principais características do mercúrio são a alta toxicidade e o seu efeito cumulativo, provocado pela elevada absorção e lenta eliminação no organismo. Observa-se que a forma química do mercúrio de maior ocorrência no pescado é o metilmercúrio, cuja meia-vida biológica é de 70 dias, e que se caracteriza por ser neurotóxico. Na literatura há inequívoca comprovação de que é gravíssima a intoxicação do homem pelo mercúrio.

É importante, portanto, estudar o mercúrio do ponto de vista químico e toxicológico, tendo em conta os incidentes de contaminação já ocorridos, para poder prever uma possível situação de risco à Saúde Pública.

3- REVISÃO DA LITERATURA

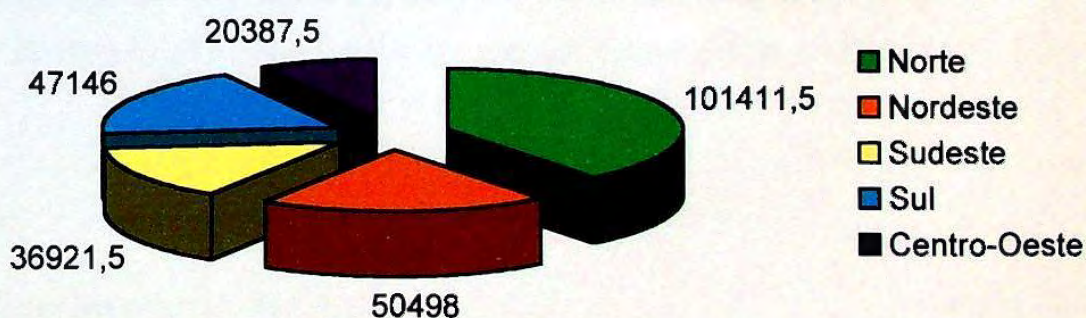


Figura 1 : Produção brasileira de pescado de água-doce (ton) em 1997.

(*) Produção Total = 256.364,5 ton.

2- REVISÃO DA LITERATURA

2.1- Uso do Mercúrio - Histórico

O mercúrio e seus minérios são conhecidos e utilizados pelo homem há cerca de 3000 anos.

O primeiro registro da utilização do mercúrio, feito por Aristóteles, na antiga Grécia, data do século 4 a.C. (SAHA, 1972; KIRK & OTHMER, 1978). Os árabes usavam compostos mercuriais como medicamentos desde o século 6 a.C. Compostos mercuriais também foram utilizados com finalidade medicinal pelo grego Pedanius, no século 1 a.C., e ainda por Rhazes (852-932), Mesue (925-1015) e Aviceenna (980-1037), para tratamento de doenças da pele. Paracelsus (1493-1541) introduziu o mercúrio no tratamento da sífilis (SAHA, 1972).

No século 16, o mercúrio começou a ser utilizado na amalgamação de prata. Em 1643, Torricelli inventou o barômetro usando o mercúrio. Em 1720, Fahrenheit inventou o termômetro de mercúrio. A partir de 1900, houve uma grande expansão da indústria, principalmente elétrica, e o mercúrio passou a ser utilizado em diversas aplicações (KIRK & OTHMER, 1978).

2.2- Ocorrência do Mercúrio

2.2.1- Natural

O mercúrio ocorre naturalmente no meio ambiente, sendo encontrado em quantidades pequenas na litosfera (rochas e solo), hidrosfera, atmosfera e biosfera (tecidos de plantas e animais) (GOLDWATER, 1971). Desta forma, ele é liberado ao meio ambiente como consequência da

degaseificação da crosta terrestre, das erupções vulcânicas e das evaporações naturais da água, que consistem nas principais fontes naturais do mercúrio. A forma de mercúrio emitida, nesses casos, é a elementar, Hg^0 (WHO, 1990).

2.2.2- Antropogênica

O mercúrio tem sido largamente utilizado pelo homem. As principais fontes antropogênicas de mercúrio são a mineração de cinábrio, a queima de carvão, os despejos industriais (KANTIN & NIENCHESKI, 1979) e a mineração de ouro (LACERDA, 1992).

Diversos minerais contêm mercúrio em sua composição - cinábrio, livingstonita, tiémanita, tetraédrita, coloradoíta e metacinábrio (DUD'A & REJL, 1994). O cinábrio, HgS , é o único minério com quantidades suficientes de Hg para extração comercial. Era utilizado inicialmente como pigmento, já que possui uma coloração vermelha brilhante. Somente nos tempos medievais é que o mercúrio começou a ser extraído do minério para a produção de medicamentos e outros compostos (GOLDWATER, 1971).

O mercúrio é usado nos garimpos para aumentar a produtividade, pois aglutina-se com as finas partículas de ouro, formando um amálgama que posteriormente é queimado para a purificação do ouro. Para a extração de 1g de ouro, tem sido estimada a utilização mínima de cerca de 1,7 g de mercúrio (EYSINK, PÁDUA & MARTINS; 1988).

Diversos têm sido os usos do mercúrio :

- Agricultura : como praguicidas, principalmente fungicidas;
- Indústria elétrica : em baterias, lâmpadas e interruptores;

- Indústria de instrumentos de controle : em termômetros, barômetros e válvulas;
- Indústria de tintas : como fungicida e bactericida;
- Indústria de papel : na preservação da polpa úmida contra fungos ;
- Indústria química : na produção de cloreto de vinila, soda cáustica e gás cloro;
- Indústria farmacêutica : como diuréticos e anti-sépticos - mertiolate e mercurocromo (KIRK & OTHMER, 1978; WHO, 1990).

2.3- Transporte e Distribuição do Mercúrio : Ciclo Global e Ciclo Local

Dois ciclos estão envolvidos no transporte e na distribuição do mercúrio, o global e o local (WHO, 1989).

2.3.1- Ciclo Global

O ciclo global envolve a circulação atmosférica do vapor do mercúrio elementar, de fontes terrestres para os oceanos. Estima-se que o tempo de residência do mercúrio na atmosfera seja em torno de 1 ano, conseqüentemente, grande parte do metal liberado é distribuído por uma vasta área geográfica (CLARKSON, 1997). O vapor de mercúrio é transformado numa forma hidrossolúvel, presumidamente mercúrio inorgânico divalente, Hg^{2+} . O mercúrio hidrossolúvel retorna então à superfície da terra com a chuva. O mercúrio depositado na superfície terrestre pode então ser reemitido para a atmosfera.

2.3.2- Ciclo Local

O ciclo local envolve a metilação do mercúrio inorgânico, principalmente de fontes antropogênicas (EYSINK, PÁDUA & MARTINS, 1988; WHO, 1989). A transformação do mercúrio inorgânico para as formas metiladas é a primeira etapa para o processo de bioacumulação aquática (WHO, 1990). Dois tipos de metilação são possíveis : biológica (ou enzimática) e química (ou não-enzimática).

Em 1969, JENSEN & JERNELOV estudaram o processo de metilação do mercúrio. Relataram que, apesar do mercúrio despejado nos rios e oceanos estar na forma inorgânica ou como fenilmercúrio, o metal era encontrado no sedimento na forma metilada. A possível explicação para esse fato seria a metilação dos compostos mercuriais por atividade biológica.

O mecanismo de metilação pode ocorrer sob condições aeróbicas ou anaeróbicas. A metilação ocorre a partir de um átomo de Co^{3+} ligado a um constituinte comum dos microrganismos, uma molécula de metilcobalamina (forma metilada da vitamina B_{12}). O grupo metílico da metilcobalamina é transferido para o íon Hg^{2+} (transmetilação) para formar CH_3Hg^+ e $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ (KANTIN & NIENCHESKI, 1979).

A transmetilação é aumentada pela concentração de mercúrio presente no sistema aquático e pelo número de bactérias capazes de sintetizar alquilcobalaminas (WOOD, KENNEDY & ROSEN, 1968). Muitos microrganismos são capazes de metilação, dentre eles o *Clostridium sticklandii*, *Clostridium thermoaceticum* (CONCON, 1988); *Clostridium cochlearium*, *Escherichia coli*, *Enterobacter aerogenes*, *Aspergillus niger* e *Saccharomyces cerevisiae* (OCHIAI, 1987).

A metilação do mercúrio pela metilcobalamina aparentemente não requer participação direta de enzimas, porém nesse caso ocorre mais lentamente (WOOD, KENNEDY & ROSEN, 1968; BERTILSSON & NEUJAHR, 1971; WOOD, PENLEY & DESIMONE, 1972).

2.4- Incidentes de Contaminação Ambiental Ocorridos Envolvendo o Mercúrio

2.4.1- Incidentes Ocorridos no Japão

2.4.1.1- Incidente de Minamata

Ocorreu especificamente na baía de Minamata, província de Kumamoto, situada na ilha de Kyushu. Resultou da contaminação ambiental causada pelo despejo de subprodutos da indústria química Chisso Co. diretamente na referida baía. Já existiam evidências de contaminação marinha nas proximidades dessa indústria desde 1925. A indústria Chisso Co., uma das maiores e mais modernas indústrias químicas do Japão, fabricava diversos produtos, dentre eles fertilizantes químicos, fibras sintéticas e materiais plásticos (HARADA, 1995).

Aproximadamente um ano antes do aparecimento dos primeiros casos de intoxicação, a indústria começou a produzir acetaldeído e cloreto de vinila, onde o mercúrio, na sua forma inorgânica, era utilizado como catalisador. Durante o processo, parte do mercúrio era convertido a metilmercúrio. Esse metilmercúrio e o mercúrio inorgânico eram despejados na baía de Minamata juntamente com outros subprodutos, contaminando a água e conseqüentemente, os organismos marinhos (NEWBERNE, 1974).

HARADA (1995) relata que a partir de 1950, muitos fatos incomuns começaram a ocorrer. Primeiramente foram os peixes que apareciam flutuando na superfície do mar, assim como moluscos e vegetais mortos. Em seguida, foram os pássaros. Era comum vê-los caírem no mar em pleno vôo. Depois foi a vez de gatos, cães e porcos, que apresentavam excessiva salivação, convulsões ou movimentos rotacionais violentos e tinham dificuldade em andar. Alguns anos depois, uma menina de 6 anos apresentou sinais de severo dano cerebral. Descobriu-se logo em seguida que outras pessoas apresentavam o mesmo quadro clínico. Desde esse "primeiro caso", muitos outros foram então sendo detectados.

HARADA (1995) relata ainda que em 1956 a "Doença de Minamata" foi oficialmente "descoberta". Foi assim chamada pois sua causa era até então desconhecida. Em 1959, o "Minamata Disease Research Group" relatou ao Ministério da Saúde japonês, que a Doença de Minamata tratava-se de uma intoxicação por metilmercúrio contido nos dejetos da indústria Chisso Co.

A concentração média de mercúrio em peixes coletados na baía de Minamata durante o incidente era de 11 mg/Kg (OPS, 1978).

Amostras de cabelo e sangue humanos foram analisadas inicialmente pelo método de ditizona - método colorimétrico de determinação de mercúrio. Foram obtidos valores mínimos de 52 mg/Kg para o cabelo e 0,2 mg/L para o sangue correspondentes ao aparecimento de sintomas. Com a reanálise das amostras de cabelo pelo método de espectrofotometria de absorção atômica, obteve-se valor de 82,6 mg/Kg correspondente ao aparecimento de sintomas (WHO, 1990).

Altos níveis de mercúrio também foram encontrados em pessoas que morreram contaminadas : 22 a 70,5 mg/Kg no fígado; 2,6 a 24,8 mg/Kg no cérebro e 21,2 a 140 mg/Kg nos rins. Oficialmente, 2520 pacientes foram

vítimas da doença de Minamata e 1043 chegaram a óbito. Acredita-se, porém, que esses números tenham sido bem maiores, pois muitos pacientes não foram reconhecidos oficialmente, por não apresentarem todos os sintomas da doença ou então por apresentarem sintomas mais leves (HARADA, 1995).

A doença de Minamata é, provavelmente, a mais conhecida intoxicação por mercúrio tendo o pescado como veículo. A partir deste incidente, o mercúrio passou a ser visto como importante ameaça à Saúde Pública (NEWBERNE, 1974).

2.4.1.2- Incidente de Niigata

Em 1964/1965, outro incidente ocorreu no Japão, desta vez na província de Niigata. Novamente a contaminação foi devido ao consumo de peixes e mariscos contaminados com metilmercúrio. Os compostos de metilmercúrio eram produzidos no processo de manufatura de acetaldeído, da indústria Showa Denko Co., e despejados no rio Agano. O valor médio de mercúrio nos peixes era de 10 mg/Kg. Mais de 500 casos foram identificados (OPS, 1978).

2.4.2- Incidentes Ocorridos no Iraque

AL-DAMLUJI (1976) relatou dois importantes incidentes ocorridos no Iraque. O primeiro foi na década de 50, mais precisamente de 1955 a 1959. Compostos organomercuriais eram utilizados como praguicidas no tratamento de grãos de trigo e cevada destinados ao plantio. Apesar dos alertas governamentais contra o uso alimentar, esses grãos foram utilizados na fabricação de pão. Este incidente envolveu cerca de 200 pessoas, das quais 70 morreram. O segundo incidente ocorreu na década de 60,

novamente pelo consumo de pães feitos com grãos de trigo tratados com praguicida organomercurial. Estiveram envolvidas cerca de 1000 pessoas e aproximadamente 200 morreram.

AL-TIKRITI & AL-MUFTI (1976) relataram um terceiro incidente no Iraque, ocorrido em 1971/1972. Pode-se dizer que esse foi o mais catastrófico relatado, em termos de extensão. Novamente, a intoxicação ocorreu através da ingestão de pães preparados com sementes contaminadas. Mais de 6000 pessoas foram contaminadas e hospitalizadas, e cerca de 400 morreram (BAKIR *et al.*, 1973; AL-TIKRITI & AL-MUFTI, 1976; WHO, 1990).

Inicialmente, suspeitava-se que o etilmercúrio fosse o responsável pela contaminação, mas existiam diferenças nas manifestações clínicas relativas a esse incidente com outros envolvendo o etilmercúrio (AL-DAMLUJI & AL-TIKRITI, 1972). Após análise da farinha de trigo utilizada na fabricação dos pães, observou-se que em todas as amostras, a forma química predominante era o metilmercúrio (AL-TIKRITI & AL-MUFTI, 1976). Amostras de cabelo também analisadas revelaram o metilmercúrio como a forma predominante encontrada (BAKIR *et al.*, 1973).

Todos os casos relatados ocorreram na área rural, onde as próprias famílias preparavam os pães (AL-TIKRITI & AL-MUFTI, 1976). As amostras de farinha de trigo utilizadas na fabricação dos pães consumidos continham em média 9,1 mg/Kg de metilmercúrio (BAKIR *et al.*, 1973).

2.4.3- Incidentes Ocorridos em Outros Locais

Outros incidentes ocorreram em outros países, porém, em menor escala. Em 1961, no Paquistão, mais de 30 pessoas foram contaminadas pelo consumo de trigo. Em 1965, na Guatemala, também pelo consumo de

trigo, 45 pessoas intoxicaram-se e 20 morreram. Nos Estados Unidos da América, em 1969, 7 pessoas foram contaminadas pelo consumo de carne de porco (CONCON, 1988; JOHNSTON & SAVAGE, 1991).

Até a década de 70, o setor agro-industrial era o principal responsável pelas emissões antropogênicas de mercúrio no Brasil. Incidentes envolvendo o uso de praguicidas organomercuriais e as descargas de resíduos industriais em sistemas hídricos ocorreram esporadicamente, principalmente na região sul e sudeste do país (LACERDA, 1997c).

O primeiro caso de contaminação por mercúrio ocorreu em São Paulo, em 1966. Compostos metoxietilmercuriais (principalmente cloreto de metoxietilmercúrio) eram utilizados legalmente como praguicidas para grãos destinados exclusivamente ao plantio. Porém, com o intuito de proteger suas plantações e obter maior produtividade, agricultores utilizaram indevidamente esses compostos como praguicidas para vegetais, principalmente tomate. Centenas de amostras de tomate foram analisadas e os lotes contaminados, assim como as plantações de onde provinham, foram destruídos (PREGNOLATTO, GARRIDO & TOLEDO, 1974; ALMEIDA, PREGNOLATTO & PIGATI, 1976).

Em 1974, no Rio Grande do Sul, amostras de peixes contaminados motivaram a análise de peixes de água-doce e salgada dessa região (PREGNOLATTO, TOLEDO & SANTESSO, 1979). Em 1975, incidente envolvendo peixes e crustáceos ocorreu na Bahia, na Enseada dos Tainheiros (PREGNOLATTO, TOLEDO & SANTESSO, 1979; CETESB, 1983). Uma fábrica de cloro-soda operava nessa região e, ao longo de 11 anos pelo menos, 10 toneladas de mercúrio inorgânico foram despejados (CARVALHO, TAVARES & MENEZES, 1985). FERREIRO *et al.* (1980) estudaram indivíduos da população local e relataram que, apesar de peixes e mariscos apresentarem concentrações altas de mercúrio, o mesmo não foi observado nas pessoas estudadas.

EYSINK, PÁDUA & MARTINS (1988) relatam que em 1976, em São Paulo, o derramamento acidental de grandes quantidades de lixívia negra industrial contendo mercúrio em sua composição, contaminou o rio Moji-Guaçu, causando grande mortandade de peixes.

Nessa mesma época, o despejo de efluentes da indústria Companhia Agro-industrial Igarassú, produtora de cloro e soda, provocou a contaminação do rio Botafogo, em Pernambuco. Cerca de 54% das amostras da fauna aquática (peixes e ostras) analisadas, apresentaram níveis acima de 0,5 mgHg/Kg (CETESB, 1981; EYSINK, PÁDUA & MARTINS, 1988).

Em 1989, batatas produzidas em São João da Boa Vista - SP apresentaram evidências de uso de um fungicida mercurial proibido, que combatia um fungo que atacava as folhas da planta. Amostras foram colhidas em 28 fazendas e 32% apresentaram teores superiores ao limite de 0,01 mg/Kg estabelecido pela legislação (FAINTUCH & ROCHA, 1990).

2.5- Propriedades Toxicológicas dos Compostos Mercuriais

Em termos de especiação química, o mercúrio pode existir em três formas que vão influenciar a sua toxicidade : Elementar (Hg^0), que possui alta pressão de vapor, Inorgânica (Hg_2^{2+} e Hg^{2+}) e Orgânica. A forma orgânica refere-se a todos os compostos nos quais o mercúrio forma ligações com pelo menos um átomo de carbono (ex.: CH_3Hg^+ , $C_2H_5Hg^+$).

2.5.1- Toxicocinética

2.5.1.1- Mercúrio Elementar

O mercúrio metálico ou elementar, por sua alta pressão de vapor, volatiliza-se à temperatura ambiente. Cerca de 80% do vapor de mercúrio inalado é absorvido e dissolve-se no sangue, quando este passa pela circulação pulmonar. O vapor de mercúrio dissolvido é então lentamente oxidado a mercúrio inorgânico (Hg^{2+}), parte nas células vermelhas do sangue e parte após a difusão em outros tecidos. O vapor de mercúrio inalado pode atravessar as barreiras hematoencefálica e placentária (WHO, 1991).

Absorção do mercúrio metálico também ocorre lentamente no trato gastro-intestinal. Dados de estudos realizados com ratos, publicados pela OPS, em 1978, indicam que a absorção é menor que 0,01%. Também pode ocorrer absorção pela pele, porém esta corresponde a apenas 1% da absorção por inalação (WHO, 1991).

2.5.1.2- Mercúrio Inorgânico

A absorção no trato gastro-intestinal depende da solubilidade dos compostos inorgânicos. As formas mercuriosas, como o calomelano (cloreto mercurioso, Hg_2Cl_2), têm baixas solubilidades e assim são relativamente menos tóxicas. Já, os sais mercúricos, mais solúveis, são mais tóxicos, sendo que o nível de toxicidade depende do tipo de ânion associado ao metal (CONCON, 1988).

Diferentemente do vapor de mercúrio inalado e do metilmercúrio, a passagem do mercúrio inorgânico através das barreiras hematoencefálica e placentária é mínima (OPS, 1978).

A excreção ocorre principalmente pelas vias urinária e fecal, com uma pequena fração sendo eliminada com o ar exalado. Ocorre também baixa excreção através do suor (WHO, 1991).

2.5.1.3- Mercúrio Orgânico

Compostos organomercuriais são mais tóxicos do que os sais inorgânicos de mercúrio, porém com diversos graus de toxicidade. Alguns poucos casos de intoxicação envolvendo o metoxietilmercúrio foram relatados. Intoxicações por compostos fenilmercuriais são raras, apesar de ter sido observado proteinúria após exposições agudas (SAHA, 1972). Após absorção, compostos mercuriais metoxietílicos e fenílicos convertem-se rapidamente a mercúrio inorgânico (OPS, 1978).

Vários relatos foram feitos com relação à intoxicação por compostos etilmercuriais. Na maior parte dos casos, a intoxicação resultou da ingestão oral do composto (SAHA, 1972).

O metilmercúrio é, sem dúvida, o mais tóxico dos compostos organomercuriais. Estudos sobre a exposição ocupacional a compostos metilmercuriais, pela inalação de vapor, e também pela utilização de cremes para pele contendo metilmercúrio foram publicados, porém as mais severas exposições relatadas foram as não-ocupacionais, devido ao consumo de alimentos contendo metilmercúrio (SAHA, 1972).

O metilmercúrio da dieta é quase completamente absorvido na corrente sanguínea. Após a absorção, ocorre a distribuição para todos os tecidos. Em aproximadamente quatro dias, a distribuição é completa, porém níveis máximos no cérebro são atingidos após um ou dois dias. Nesse momento, o cérebro contém aproximadamente 6% da dose (WHO, 1990).

O metilmercúrio atravessa facilmente as barreiras hematoencefálica e placentária (OPS, 1978).

A conversão do metilmercúrio a mercúrio inorgânico (Hg^{2+}) ocorre lentamente. Essa transformação parece ser uma importante etapa para o processo de excreção, onde o metilmercúrio está submetido a um ciclo de secreção - reabsorção, também chamado de circulação enterohepática. A principal via de excreção do metilmercúrio é a fecal, e considera-se que quase todo mercúrio presente nas fezes esteja na forma inorgânica (WHO, 1990).

O que define a toxicidade do metilmercúrio é sua elevada meia-vida biológica - 70 dias, caracterizando a sua bioacumulação no organismo (WHO, 1990).

2.5.2- Toxicodinâmica

Os compostos mercuriais apresentam uma grande afinidade por grupos sulfidrilas (-SH) de proteínas, enzimas e compostos de menores pesos moleculares, como a coenzima A, cisteína e glutation. A ligação entre o mercúrio e o enxofre se estabelece facilmente por ligação covalente. Mesmo em baixas concentrações, os compostos mercuriais são capazes de inativar as enzimas sulfidrílicas, interferindo no metabolismo e nas funções celulares. Inibição de outras enzimas também ocorre em presença de compostos mercuriais, como a isocitratato desidrogenase, succinato desidrogenase, glicose-6-fosfatase, glicose-6-fosfato desidrogenase e β -galactosidase (AZEVEDO, 1989a; VIEIRA & PASSARELI, 1995).

2.6- Efeitos do Mercúrio no Homem

2.6.1- Exposição ao Mercúrio Inorgânico

Sintomas após exposições agudas ao vapor de mercúrio incluem dores no tórax, dispnéia, tosse, hemoptise, enfraquecimento da função pulmonar e pneumonia. Mais especificamente no sistema nervoso central, ocorrem reações psicóticas caracterizadas por delírios, alucinações e tendência suicida. As exposições crônicas ao vapor de mercúrio resultam em eretismo, com irritabilidade, excitabilidade, perda de memória, timidez excessiva e insônia. Com exposição contínua, desenvolve-se tremor, inicialmente nas mãos e depois espalhando-se para as pálpebras, lábios e língua, causando espasmos musculares violentos nos casos mais severos (WHO, 1991). Em relação aos rins, que são o principal órgão-alvo, após exposição ao vapor e sais inorgânicos de mercúrio, podem ocorrer proteinúria e nefropatia severa, caracterizada por extensiva perda da função e viabilidade dos túbulos contornados proximais (MIURA *et al.*, 1995).

Nas exposições ao mercúrio inorgânico, os sintomas incluem lesões gastrointestinais, desde leves gastrites até severas úlceras necrozantes da mucosa, e lesões renais resultando em colapso renal (WHO, 1991).

Existem alguns relatos de crianças expostas ao vapor de mercúrio derivado de acetato de fenilmercúrio que era utilizado como anti-fúngico na composição de tintas látex para pinturas de interiores (BEZERRA, 1990). Elas desenvolveram acrodinia, tornando-se irritadas e com dificuldade para dormir. Seguiram-se outros sintomas, como suor excessivo, fotofobia e erupções generalizadas na pele (WHO, 1991).

2.6.2- Exposição ao Mercúrio Orgânico

Os efeitos da exposição ao metilmercúrio são quase exclusivamente limitados ao sistema nervoso, especialmente o central (SNC). Áreas de dano ao cérebro são altamente localizadas - o córtex visual e a camada granular do cerebelo, especialmente em regiões com sulcos, são afetados. Os primeiros sintomas são parestesia, mal-estar e visão obscura. Posteriormente aparecem sintomas como a constrição concêntrica do campo visual, surdez, disartria e ataxia. Em exposições a altas doses de metilmercúrio, o sistema nervoso periférico também é afetado. Nos casos mais severos ocorrem coma e morte (WHO, 1990).

2.6.2.1- Exposição Pré-natal

Observações em humanos e também em animais de experimentação indicam que o sistema nervoso central em desenvolvimento é mais sensível a danos provocados pelo metilmercúrio que o de adulto. No caso de exposição pré-natal, os sintomas são dose-dependentes. Os efeitos resultam na migração anormal e incompleta das células neuronais da camada de geração embriológica até o cerebelo e córtex cerebral. Esse desenvolvimento neuronal anormal resulta em alteração da arquitetura do cérebro e diminuição de seu tamanho. O metilmercúrio interfere ainda na síntese de proteínas neuronais, na divisão celular durante etapas críticas da formação do sistema nervoso central e altera o sistema de microtúbulos. Em exposições de altos níveis de metilmercúrio no sangue materno, os sintomas incluem paralisia cerebral, microcefalia, reflexos patológicos e enfraquecimento motor e mental. Ao contrário da exposição de metilmercúrio em adultos, a exposição pré-natal no cérebro não é localizada, mas sim, generalizada (WHO, 1990).

HARADA (1995) relata que no incidente de Minamata, apesar das mães aparentemente serem assintomáticas, seus filhos apresentavam sintomas de exposição pré-natal ao metilmercúrio. Após exame detalhado, descobriu-se que essas mães apresentavam sintomas da doença, porém em níveis mais suaves do que seus filhos.

2.7- Valores de Referência para Avaliação de Contaminação por Mercúrio

Valores de referência foram determinados com base em estudos realizados em vários países, para servirem como indicadores biológicos da contaminação pelo mercúrio. Em populações não-expostas, têm-se os valores médios de referência de 8 µgHg/L para o sangue, 2 mgHg/Kg para o cabelo, 4 µgHg/L para a urina e 10 mgHg/Kg para a placenta (WHO, 1990).

2.8- Consumo de Pescado Contaminado pelo Mercúrio : Limites de Ingestão e Tolerância em Pescado

A maioria dos alimentos possui conteúdo de mercúrio total abaixo de 0,02 mg/Kg, estando a maior parte na forma inorgânica (WHO, 1990). Exceção ocorre em relação ao pescado. O pescado e os produtos derivados são as principais fontes de mercúrio na dieta humana e, em quase sua totalidade, encontra-se como metilmercúrio (WESTÖÖ, 1966; 1967).

Em 1966, foi proposto pela FAO/WHO uma concentração máxima de 0,05 mg/Kg de mercúrio em alimentos. Porém, logo ficou claro que esse valor era impraticável, já que muitos alimentos possuíam valores acima desse limite (SAHA, 1972).

HUGUNIN (1975) relata que em 1967, o governo sueco estabeleceu um limite de tolerância de 1 mgHg/Kg de pescado. Para a determinação desse limite, consideraram-se a concentração de metilmercúrio em diferentes alimentos, a sua ingestão pela população através de alimentos contaminados, a relação da ingestão e níveis corporais de metilmercúrio e os níveis tóxicos de metilmercúrio para o homem. Com relação a ingestão de mercúrio, dois valores de ingestão diária aceitável (IDA) foram estabelecidos : 0,1 mgHg/dia, baseado no consumo estimado de mercúrio através de pescado e na concentração do metal nos eritrócitos, com um fator de segurança de 10; e, 0,06 mgHg/dia, com base na concentração crítica de mercúrio no cérebro, distribuição no corpo e taxas de excreção, também com fator de segurança de 10.

O FDA - Food and Drug Administration (1969) estabeleceu um limite de 0,5 mgHg/Kg em pescado, valor este baseado na informação toxicológica e metodologia analítica disponível até então (CELESTE & SHANE, 1970).

Em 1972, no 16º relatório do comitê misto FAO/WHO (JECFA - Joint FAO/WHO Expert Comitee on Food Additives), recomendou-se uma ingestão semanal tolerável provisória de 0,3 mg de mercúrio, sendo que não mais que 0,2 mg poderia estar na forma de metilmercúrio. Expressando-se esses valores em peso corporal, para um indivíduo adulto de 60 Kg, a ingestão semanal tolerável provisória é de 0,005 mg/Kg de peso, para o mercúrio total e, 0,0033 mg/Kg de peso para o metilmercúrio (WHO, 1972).

O Canadá não permite níveis maiores que 0,5 mgHg/Kg, enquanto o limite estabelecido nos Estados Unidos, Japão, Suécia e Finlândia é de 1,0 mgHg/Kg. Na União Européia, o máximo permitido para a maioria das espécies é de 0,5 mgHg/Kg e 1,0 mgHg/Kg para as espécies predadoras, sendo o critério sugerido pelo Codex Alimentarius (CONNELL, 1995).

No Brasil, o Ministério da Saúde, através da Secretaria de Vigilância Sanitária, em sua resolução nº 685/98, fixa a tolerância em relação ao mercúrio total em 0,5 mg/Kg em pescado não-predador e 1,0 mg/Kg em pescado predador (BRASIL, 1998).

2.9- Contaminação de Pescado de Água-Doce pelo Mercúrio

Na maioria das espécies de pescado marinho, o mercúrio não ultrapassa 0,5 mg/Kg (WHO, 1972), mas peixes predadores, como o cação, tendem a acumular níveis acima de 1,2 mg/Kg (WHO, 1990). Essa característica resulta do fato das espécies marinhas capturadas pela pesca industrial não habitarem regiões contaminadas pelo mercúrio. O caso das espécies predadoras, com elevados níveis de mercúrio, depende do fato de estarem localizadas no topo da cadeia trófica, e não da contaminação ambiental.

O caso do pescado de água-doce é diferente. A vulnerabilidade em relação à contaminação ambiental pelo mercúrio é muitíssimo maior e não depende primariamente do fato de a espécie ser predadora.

Entre nós, podemos identificar a contaminação mercurial do pescado de água-doce como consequência de duas atividades principais - mineração de ouro e práticas industriais.

2.9.1- Relacionada à Mineração de Ouro

No Brasil, a exploração comercial de ouro iniciou-se em 1700, na região central do país. Até 1960, a produção não era significativa.

Anualmente cerca de 5 ton de ouro eram produzidas, sendo a metade pela técnica de amalgamação (LACERDA, 1997b, 1997c).

Em 1979, anúncios oficiais enfatizaram a existência de ouro na Amazônia oriental, particularmente no Pará. Com a descoberta do metal em Serra Pelada, em 1980, estabeleceu-se definitivamente a corrida-do-ouro na Amazônia (MALLAS & BENEDICTO, 1986). Em 1989, pico das atividades garimpeiras, foi estimado que aproximadamente 1 milhão de pessoas participavam da atividade de mineração de ouro, só na região amazônica (LACERDA, 1997a).

Muitos estudos enfocam os garimpos de ouro do Brasil em relação à contaminação mercurial, pelos motivos ambientais óbvios, sendo a região amazônica a principal área de estudo.

No processo de extração do ouro, o mercúrio é utilizado com a finalidade de aumentar a produtividade (EYSINK, PÁDUA & MARTINS, 1988). A extração de ouro inicia-se através de uma prévia concentração do sedimento fluvial, por processos gravimétricos. Grandes quantidades de mercúrio metálico são misturadas às partículas de ouro contidas no sedimento pré-concentrado, formando um amálgama ouro-mercúrio. Este amálgama é então aquecido para a eliminação do mercúrio por volatilização (MALLAS & BENEDICTO, 1986; EYSINK, PÁDUA & MARTINS, 1988; PFEIFFER *et al.*, 1990; LACERDA & MENESES, 1995).

A grande preocupação em relação aos garimpos, é que neste processo de extração ocorrem emissões de mercúrio para o meio ambiente durante a amalgamação - perdas de mercúrio metálico diretamente nos rios e solos - e também durante a "queima" do amálgama - perda por volatilização.

Para a formação do amálgama, várias proporções de ouro:mercúrio são utilizadas. MALLAS & BENEDICTO (1986); PFEIFFER & LACERDA (1988) e EYSINK, PÁDUA & MARTINS (1988) estimaram essas proporções entre 1:1,7 e 1:10.

Esses valores mostram-se altamente preocupantes, se for observada a produção de ouro nos garimpos. De acordo com estimativas feitas na época, a produção e comercialização de ouro era de 40-100 ton/ano na Amazônia, usando a técnica de amalgamação (PFEIFFER & LACERDA, 1988).

Segundo o Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), a produção de ouro no Brasil, em 1997, foi de aproximadamente 58 ton e, a de 1998, de 49 ton segundo os dados parciais (Figura 2) (DNPM, 2000).

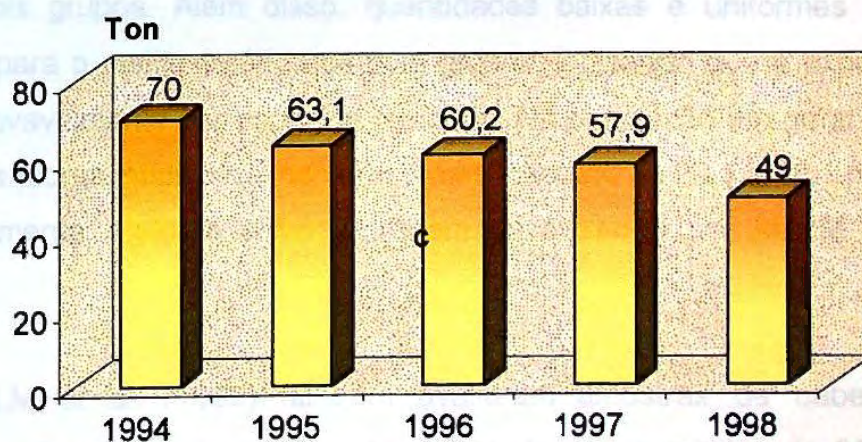


Figura 2 : Produção brasileira de ouro (ton/ano).

Considerando-se o grande volume usado na produção de ouro, não tem faltado competentes alertas em relação às conseqüências dessa transferência de mercúrio para o meio ambiente.

AKAGI *et al.* (1995) avaliaram o mercúrio em amostras de cabelo, de grupos de indivíduos de cinco vilas ao longo do rio Tapajós. Entre os garimpeiros, foi relatado um valor médio de 2,7 mgHg/Kg. Já, no grupo de comerciantes de lojas de ouro, o nível médio encontrado foi de 11,6 mgHg/Kg. Esse maior valor encontrado é devido ao seguinte fato : os garimpeiros realizam a queima do amálgama ouro:mercúrio geralmente a céu aberto, o mercúrio volatilizado é então dispersado na atmosfera. Já no caso dos comerciantes de lojas de ouro, estes realizam uma segunda queima para a purificação do mercúrio residual presente no ouro, e essa queima é realizada em recinto fechado, pouco ventilado. A exposição desse segundo grupo é portanto maior que a do primeiro grupo, como foi comprovado observando-se os níveis de mercúrio em amostras de cabelo desses dois grupos. Além disso, quantidades baixas e uniformes foram relatadas para o metilmercúrio nos dois grupos, indicando que a exposição se deu provavelmente por vapor de mercúrio. Na população em geral foram detectados teores médios de mercúrio e metilmercúrio de 20,1 e 18,1 mg/Kg, respectivamente. Valores próximos foram encontrados por MALM *et al.* (1990).

MALM *et al.* (1995) também avaliaram amostras de cabelo de populações ribeirinhas do rio Tapajós, relatando níveis médios de 25 e 26 mgHg/Kg para os habitantes de Jacareacanga e Brasília Legal, respectivamente, que se mostraram superiores aos relatados por LEBEL *et al.* (1996; 1997).

BARBOSA, GARCIA & SOUZA (1997) analisaram amostras de cabelo de população indígena da reserva ao longo do rio Teles Pires, detectando em média 34 mgHg/Kg.

PALHETA & TAYLOR (1995) analisaram amostras de sangue, urina e cabelo de garimpeiros e da população do Pará. Os garimpeiros tinham de 2 a 29,3 $\mu\text{gHg/L}$ no sangue, 1 a 155 $\mu\text{gHg/L}$ na urina e 0,4 a 32 mgHg/Kg no cabelo. Na população foram encontrados 2,7 a 9,6 $\mu\text{gHg/L}$ no sangue, 1 a 2,5 $\mu\text{gHg/L}$ na urina e 0,8 a 4,6 mgHg/Kg no cabelo.

Em trabalho realizado pelo CEPIS - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, foram verificadas concentrações de mercúrio abaixo de 10 $\mu\text{g/L}$ em urina da população de Poconé, no Estado de Mato Grosso (CÂMARA *et al.*, 1998).

Os altos valores encontrados na literatura mencionada, em comparação aos valores de referência das populações não-expostas, sangue-8 $\mu\text{gHg/L}$; cabelo-2 mgHg/Kg e urina-4 $\mu\text{gHg/L}$, são fortes indicativos da exposição do homem ao mercúrio, proveniente das operações de garimpo (WHO, 1990).

Da mesma forma, o pescado analisado em relação ao mercúrio, tem servido para comprovar a existência de contaminação ambiental na região e o risco conseqüente que a população está exposta. O pescado analisado em várias localidades amazônicas indicam a presença excessiva de mercúrio em muitos casos, em teores tão elevados quanto 12,78 mg/Kg (Tabela 1), ou 24 vezes mais que o limite aceito de 0,5 mgHg/Kg (peixe não-predador) (BRASIL, 1998).

Tabela 1 : Teores de mercúrio total em pescado de água-doce da região amazônica.

Local de origem (Referência)	Peixe (Hábito alimentar)	Hg (mg/Kg)
Rio Madeira, próximo a Porto Velho - RO (MARTINELLI <i>et al.</i> , 1988; PFEIFFER <i>et al.</i> , 1989; MALM <i>et al.</i> , 1990)	<i>Prochilodus sp.</i> -curimatã (H)	0,21
	<i>Salminus sp.</i> -dourado (C)	1,43
	<i>Cichla sp.</i> -tucunaré (C)	0,47
	<i>Colossoma brachipomum</i> -pirapitinga (D,H)	0,82
Rio Madeira, à 100 Km da área garimpeira - RO (MARTINELLI <i>et al.</i> , 1988; MALM <i>et al.</i> , 1990)	<i>Brachyplatystoma sp.</i> -filhote (C)	1,47
	<i>Pygopristis sp.</i> -piranha (C)	0,60
	<i>Prochilodus sp.</i> -curimatã (H)	0,10
	<i>Colossoma macropomum</i> -tambaqui (D,H)	1,01
Rio Jamari - RO (PFEIFFER <i>et al.</i> , 1989; MALM <i>et al.</i> , 1990)	<i>Arapaima gigas</i> -pirarucú (C)	0,17
	<i>Brycon sp.</i> -jatuarana (NC)	0,08
Rio Tapajós, entre Brasília Legal e Itaituba - PA (AKAGI <i>et al.</i> , 1995; LEBEL <i>et al.</i> , 1997)	Pacu	0,01-0,10
	Tucunaré	0,21-1,16
	Traíra	0,49
Rio Tapajós, entre Itaituba e Jacareacanga - PA (BIDONE <i>et al.</i> , 1997a)	<i>Pimelodus blochii</i> -mandi (C)	0,28
	<i>Hoplias sp.</i> -traíra (C)	0,62
	<i>Semaprochilodus brama</i> -jaraqui (NC)	0,087
	<i>Brycon sp.</i> -matrinchá (NC)	0,052
Rio Tapajós, próximo a Santarém - PA (AKAGI <i>et al.</i> , 1995; CASTILHOS, BIDONE & LACERDA, 1998)	Apapá (C)	0,54-0,60
	<i>Hoplias sp.</i> -traíra (C)	0,102
	<i>Hypophtalmus marginatus</i> -mapará (NC)	0,149
Rio Teles Pires, perto de Alta Floresta -MT (AKAGI <i>et al.</i> , 1995)	Dourada	0,6
	Jaú	0,39-1,03
	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i> -Piraíba	2,85-3,82
Rio Tartarugalzinho - AM (BIDONE <i>et al.</i> , 1997b)	<i>Hoplias malabaricus</i> -traíra (C)	0,335
	<i>Cichla sp.</i> -tucunaré (C)	0,441
	<i>Brycon sp.</i> (O)	0,263
Rios Itacaiúnas-Parauapebas - PA (LACERDA <i>et al.</i> , 1994)	<i>Hoplias malabaricus</i> (C)	0,30-0,91
	<i>Pimelodus sp.</i> (C)	0,05-0,25
	<i>Brycon sp.</i> (H)	0,04-0,16
	<i>Serrasalmus nattereri</i> (C)	0,01-1,37
Pantanal - MT (HYLANDER <i>et al.</i> , 1994)	<i>Pseudoplatystoma coruscans</i> (C)	0,26
	<i>Pygocentrus nattereri</i> (C)	0,28
Pantanal - rio Cuiabá - MT (ALHO & VIEIRA, 1997)	<i>Pseudoplatystoma coruscans</i> -pintado (C)	2,33
	<i>Serrasalmus nattereri</i> -piranha (C)	5,27
	<i>Pimelodus maculatus</i> -bagre (O)	7,78
	<i>Pseudoplatystoma fasciatus</i> -cachara	9,76
Pantanal - rio Bento Gomes - MT (ALHO & VIEIRA, 1997)	<i>Hoplias malabaricus</i> -traíra	7,29
	<i>Serrasalmus nattereri</i> -piranha	10,25
	<i>Pseudoplatystoma fasciatus</i> -cachara	12,78
Pantanal - rio Paraguai - MT (ALHO & VIEIRA, 1997)	<i>Pseudoplatystoma fasciatus</i> -cachara	1,36
	<i>Pseudoplatystoma coruscans</i> -pintado	1,21
	<i>Serrasalmus nattereri</i> -piranha	1,04

O = omnívoro, D = detritívoro, H = herbívoro, C = carnívoro, NC = não-carnívoro.

2.9.2- Relacionada à Industrialização

O uso industrial do mercúrio é bastante diversificado, como foi visto anteriormente. Segundo a CETESB, em 1983, dez eram as atividades principais que consumiam quase todo o mercúrio, dentre as quais a produção de cloro e soda, lâmpadas fluorescentes, tintas, fármacos, artigos dentários, produtos químicos e plásticos. A indústria de cloro e soda representava a maior fonte de poluição por mercúrio (CETESB, 1983).

Atualmente, apesar do declínio da utilização industrial e da tentativa do governo de impor maior controle sobre os efluentes industriais, o mercúrio ainda é objeto de preocupação, sendo os setores de produção de lâmpadas fluorescentes e de cloro e soda as fontes mais importantes do referido metal (MOREIRA & PIVETA, 1997).

No Estado de São Paulo, algumas regiões são monitoradas por apresentarem histórico de contaminação mercurial e/ou por serem importantes regiões industriais.

O município de Cubatão é a região de maior desenvolvimento industrial da Baixada Santista. Em 1984 existiam 33 indústrias, sendo as principais atividades correspondentes aos setores petroquímico, siderúrgico e de fertilizantes. A zona industrial era cortada por rios que recebiam toda a descarga de esgotos domésticos e industriais da região (CETESB, 1984).

AZEVEDO *et al.* (1989b) quantificaram os níveis de mercúrio no sangue da população infantil de Cubatão, verificando que variavam entre 2,8 e 45,3 µg/L. SANTOS-FILHO *et al.* (1993) procederam à mesma avaliação, correlacionando os teores de mercúrio no sangue de crianças com o consumo de pescado. Os níveis médios relatados foram de 14,65 µg/L para crianças com alto consumo de pescado (proveniente do rio Cubatão) e 10

µg/L para as não-consumidoras de organismos aquáticos de qualquer origem. Esses valores apresentaram-se acima do valor médio considerado normal.

A Baixada Santista é uma região que foi bastante estudada por ter sido considerada crítica com relação à poluição, por receber os despejos do complexo industrial de Cubatão e também pelas atividades portuárias, incluindo os terminais de armazenamento e transferências de produtos químicos, derramamento de petróleo, etc (BOLDRINI & PEREIRA, 1987).

O reservatório Billings também constituiu objeto de estudo por ter sido usado como receptor dos esgotos da Capital, lançados através dos canais de fuga da Usina Hidrelétrica Henry Borden (EYSINK, 1990).

Os rios Pardo e Moji-Guaçu também foram estudados em relação à contaminação por mercúrio. A bacia do rio Pardo representava a maior carga orgânica poluidora do Estado de São Paulo, devido às indústrias alimentícias, usinas de açúcar e destilarias, indústrias de papel e celulose e esgoto doméstico. A bacia do rio Moji-Guaçu recebia uma pesada carga poluidora, proveniente de indústrias de papel e celulose e usinas de açúcar e álcool (CETESB, 1988).

Em Pernambuco, devido ao incidente ocorrido em 1975, a CETESB avaliou a contaminação da água, sedimento e peixes do rio Botafogo e também realizou um levantamento das cargas e dispersões de mercúrio no referido rio (CETESB, 1981; 1984).

Na Bahia, devido ao incidente que contaminou a Enseada dos Tainheiros, FERREIRO *et al.* (1980) analisaram amostras de cabelo de habitantes da região. Níveis de mercúrio encontrados variaram de 0,55 a 16,9 mg/Kg, com uma média de 3,36 mg/Kg. Em outro estudo realizado por CARVALHO, TAVARES & MENEZES (1985), desta vez avaliando apenas

indivíduos que apresentaram grande consumo de pescado, o teor médio quantificado foi de 1,36 mg/Kg, variando de 0,32 a 3,02 mg/Kg.

Na Tabela 2 constam resultados encontrados na literatura correspondentes à presença de mercúrio em pescado originário de regiões suspeitas de contaminação. Em alguns casos, esses resultados refletiram a contaminação ambiental pelo mercúrio na época em que os estudos foram realizados.

Tabela 2 : Teores de mercúrio total em espécies de pescado de água-doce.

Local de origem (Referência)	Peixe (Hábito alimentar)	Hg (mg/Kg)
Represa de Barra Bonita – rio Piracicaba (CETESB, 1986)	<i>Prochilodus scrofa</i> (I)	0,12
	<i>Curimata gilberti</i> (I)	0,07
	<i>Pimelodus maculatus</i> (O)	0,1
	<i>Hoplias malabaricus</i> (C)	0,62
Represa de Barra Bonita - rio Tietê (CETESB, 1986)	<i>Pimelodus maculatus</i> (O)	0,23
	<i>Hoplias malabaricus</i> (C)	0,31
Rio Cubatão (BOLDRINI, 1990)	<i>Pimelodus sp</i> -mandi (O)	0,22-0,26
	<i>Tilapia sp</i> -tilápia (H)	0,14
	<i>Astyanax sp</i> -lambari (O)	0,08
Rio Moji-Guaçu - SP (CETESB, 1980; BOLDRINI <i>et al.</i> , 1983)	<i>Prochilodus scrofa</i> (I)	0,35
	<i>Curimata gilberti</i> (I)	0,21
	<i>Pimelodus maculatus</i> (O)	0,36
	<i>Tilapia melanopleura</i> (O)	0,03
	<i>Hoplias malabaricus</i> (C)	0,52
	<i>Astyanax schubarti</i> - lambari (O)	0,26
Rio Moji-Guaçu - SP (CETESB, 1988)	<i>Prochilodus scrofa</i> -curimbatá (I)	0,113
	<i>Pimelodus maculatus</i> -mandi (O)	0,6
	<i>Hoplias malabaricus</i> -traíra (C)	0,4
Rio Pardo - SP (CETESB, 1980; BOLDRINI <i>et al.</i> , 1983)	<i>Prochilodus scrofa</i> (I)	0,29
	<i>Curimata gilberti</i> (I)	0,22
	<i>Pimelodus maculatus</i> (O)	0,43
	<i>Tilapia melanopleura</i> (O)	0,22
	<i>Hoplias malabaricus</i> (C)	0,48
	<i>Astyanax schubarti</i> - lambari (O)	0,84
Rio Pardo - SP (CETESB, 1988)	<i>Prochilodus scrofa</i> - curimbatá (I)	0,107
	<i>Tilapia rendalli</i> -tilápia(I)	0,023
	<i>Pimelodus maculatus</i> -mandi (O)	0,287
	<i>Hoplias malabaricus</i> -traíra (C)	0,123
Reservatório Billings - SP (ROCHA, PEREIRA & PÁDUA, 1985)	<i>Hoplias malabaricus</i> -traíra	0,20-2,77
	<i>Tilapia rendalli</i> -tilápia	0,07-0,71
	<i>Pimelodus sp</i> -mandi	0,10
	<i>Astyanax bimaculatus</i> -lambari (O)	0,04

O = omnívoro, I = iliófago, H = herbívoro, C = carnívoro, NC = não-carnívoro.

3- OBJETIVOS

- 1) Avaliar a contaminação de espécies de peixes de água-doce comercializados em São Paulo - SP em relação ao mercúrio, considerando diferentes origens comerciais;
- 2) Avaliar a contaminação de espécies de peixes comercializados em Manaus - AM em relação ao mercúrio, considerando diferentes locais de desembarque.

4- MATERIAL E MÉTODOS

4.1- Material

4.1.1- Reagentes

Todos os reagentes utilizados tinham grau de pureza necessário para análise de mercúrio por espectrofotometria de absorção atômica.

Os reagentes utilizados assim como os respectivos graus de pureza são descritos a seguir :

- ácido sulfúrico concentrado (95-97%), com teor máximo de 5×10^{-7} % Hg - Merck (cod.732);
- ácido clorídrico concentrado (30%), Suprapur - Merck (cod. 318);
- cloreto estanoso p.a. - Synth (cod. 33280);
- peróxido de hidrogênio 50% p.a. - Peróxidos do Brasil (cod. IX 501);
- permanganato de potássio, com teor máximo de 5×10^{-6} % Hg - Merck (cod.5084);
- cloridrato de hidroxilamina, com teor máximo de 10^{-6} % Hg - Merck (cod. 4619);
- padrão de mercúrio de 20 mg/L, - Merck e,
- solução estoque de mercúrio - 10 mg/L, preparada a partir da solução padrão.

4.1.2- Vidraria

Toda a vidraria utilizada foi antes lavada com detergente neutro e descontaminada, por imersão em solução de ácido nítrico a 20%, durante 24 horas, operação esta repetida uma vez mais, empregando-se uma outra solução ácida, também a 20%. Em seguida, a vidraria foi enxaguada com

água destilada-desionizada, secada em estufa a 40°C e então protegida com filme plástico para evitar contaminação posterior.

4.1.3- Amostras

As espécies de peixes de água-doce foram estudadas tendo por base a importância comercial, principalmente, e consideradas as origens comerciais e os hábitos alimentares das mesmas. A importância comercial para as espécies coletadas em São Paulo - SP foi definida com base na oferta comercial correspondente atual, registrada no Setor de Estatística da Companhia de Entrepostos e Armazéns Gerais do Estado de São Paulo - CEAGESP.

As espécies analisadas foram coletadas em três locais, na CEAGESP e em um determinado supermercado, em São Paulo - SP, e na região amazônica. Na CEAGESP foram coletadas as espécies mandi - *Pimelodus maculatus*, tilápia - *Tilapia sp*, sagüiru - *Cyphocharax modestus*, espécie reclassificada em 1992, lambari - *Astyanax sp* e sardela - *Triportheus sp*. Para a espécie mandi, foram amostrados 75 espécimes, divididos em 15 coletas, realizadas em um prazo máximo de 2 meses. O mesmo procedimento foi realizado para as espécies tilápia, sagüiru e sardela. Já, para o lambari, foram coletados 79 espécimes divididos em 15 coletas, realizadas também em um prazo máximo de 2 meses. No supermercado foram obtidas as espécies traíra - *Hoplias sp*, curimatã - *Prochilodus sp* e dourado - *Salminus sp*. Foram amostrados 6 exemplares de cada espécie, divididos em 3 coletas, realizadas em um prazo máximo de 3 meses. Na região amazônica foram coletadas as espécies jaraqui - *Semaprochilodus insignis*, 13 espécimes divididos em 3 coletas, matrinchã - *Brycon sp*, 11 exemplares divididos em 3 coletas, e curimatã - *Prochilodus nigricans*, 15 espécimes divididos em 3 coletas.

Para as amostragens feitas na CEAGESP, contou-se com a colaboração e facilidades da referida organização, do Serviço de Inspeção Federal, do Ministério da Agricultura, ali instalado, e de empresas comercializadoras que repassaram o pescado solicitado, sem ônus. O supermercado no qual se deram as amostragens é representado por uma grande rede de estabelecimentos. Possui uma plataforma de pescado em Florianópolis - SC, de onde todos esses estabelecimentos recebem a matéria-prima. Para a coleta das amostras na região amazônica, contou-se com a colaboração da Coordenação de Pesquisas em Tecnologia de Alimentos - CPTA, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, em Manaus - AM. Essas amostras, mantidas em gelo seco, em caixas de isopor, por um tempo não superior a 24 horas, foram transportadas para São Paulo - SP, via aérea.

As espécies foram pesadas e medidas individualmente, evisceradas, lavadas, filetadas (sem pele) e reunidas em grupos de dois a seis espécimes, para formarem amostras médias representativas correspondentes. Em seguida, foram congeladas a -20°C e assim mantidas até o momento da liofilização. As amostras liofilizadas foram acondicionadas em recipientes de vidro e adequadamente protegidas, até o momento das análises.

Nas Tabelas 3 a 11, constam as espécies estudadas e os parâmetros correspondentes considerados.

Parte das amostras foram empregadas na classificação zoológica das espécies.

Tabela 3 : Amostragem e parâmetros considerados da espécie mandi*,
Pimelodus maculatus, analisada.

Data das coletas	Procedência comercial	Peso (g)(**)	Comprimento (cm)(**)	n
11/08/98	Represa de Guarapiranga - SP	188,71	20,0	5
02/09/98		189,10	20,3	5
08/09/98		221,35	21,8	5
12/08/98	Santa Maria da Serra -SP	211,23	21,1	5
01/09/98		212,82	20,8	5
17/09/98		765,41	32,5	5
13/08/98	Terra-Roxa -SP	147,99	18,7	5
11/09/98		618,73	30,2	5
18/09/98		180,30	20,2	5
14/08/98	Embú-Guaçu -SP	217,50	20,9	5
03/09/98		182,23	22,9	5
12/09/98		317,61	23,9	5
15/08/98	Riacho Grande - SP	227,57	21,1	5
04/09/98		160,38	19,6	5
10/09/98		213,74	22,0	5

(*) Hábito alimentar - Omnívoro.

(**) Valores médios dos n espécimes.

Tabela 4 : Amostragem e parâmetros considerados da espécie tilápia*,
Tilapia sp, analisada.

Data das coletas	Procedência Comercial	Peso (g)(**)	Comprimento (cm)(**)	n
11/08/98	Represa de Guarapiranga -SP	141,42	15,0	5
02/09/98		170,22	16,4	5
08/09/98		235,31	19,5	5
12/08/98	Santa Maria da Serra -SP	189,29	16,7	5
01/09/98		148,31	16,1	5
09/09/98		370,84	21,8	5
13/08/98	Terra-Roxa -SP	165,60	15,9	5
05/09/98		134,01	15,5	5
11/09/98		233,33	18,6	5
14/08/98	Embú-Guaçu -SP	161,39	16,2	5
03/09/98		142,24	15,9	5
15/09/98		370,10	22,4	5
15/08/98	Riacho Grande - SP	172,58	15,9	5
04/09/98		250,14	19,5	5
10/09/98		242,75	19,2	5

(*) Hábito alimentar - Omnívoro.

(**) Valores médios dos n espécimes.

Tabela 5 : Amostragem e parâmetros considerados da espécie sagüiru*, *Cyphocharax modestus*, analisada.

Data das coletas	Procedência comercial	Peso (g)(**)	Comprimento (cm)(**)	n
23/09/98	São Bernardo do Campo - SP	62,64	13,9	5
30/09/98		61,47	13,7	5
08/10/98		58,19	13,4	5
24/09/98	Embú-Guaçu -SP	60,90	13,7	5
03/10/98		65,00	14,0	5
06/10/98		51,37	12,9	5
25/09/98	Terra Roxa -SP	65,30	14,0	5
02/10/98		60,52	13,7	5
09/10/98		63,09	13,9	5
21/10/98	Santa Maria da Serra -SP	52,83	13,3	5
28/10/98		80,49	14,2	5
06/11/98		57,40	13,6	5
23/10/98	Represa de Guarapiranga -SP	58,26	13,5	5
29/10/98		81,55	14,4	5
07/11/98		52,81	13,1	5

(*) Hábito alimentar - Iliófago.

(**) Valores médios dos n espécimes.

Tabela 6 : Amostragem e parâmetros considerados da espécie lambari*, *Astyanax sp*, analisada.

Data das coletas	Procedência comercial	Peso (g)(**)	Comprimento (cm)(**)	n
23/09/98	São Bernardo do Campo - SP	24,92	9,6	5
30/09/98		28,39	10,1	5
08/10/98		24,96	9,8	6
24/09/98	Embú-Guaçu -SP	42,66	12,3	5
03/10/98		24,90	9,7	5
06/10/98		24,47	9,6	6
25/09/98	Terra Roxa -SP	22,98	9,6	5
02/10/98		27,11	9,7	5
09/10/98		23,61	9,4	6
20/10/98	Santa Maria da Serra -SP	16,38	8,5	5
31/10/98		15,54	8,6	5
06/11/98		22,87	9,6	6
21/10/98	Represa de Guarapiranga -SP	16,56	8,5	5
30/10/98		13,84	8,1	5
07/11/98		26,77	10,0	5

(*) Hábito alimentar - Omnívoro

(**) Valores médios dos n espécimes.

Tabela 7 : Amostragem e parâmetros considerados da espécie sardela*, *Triportheus sp*, analisada.

Data das coletas	Procedência comercial	Peso (g)(**)	Comprimento (cm)(**)	n
10/11/98	Ibitinga- SP	149,29	19,9	5
25/11/98		111,62	18,2	5
03/12/98		140,0	19,0	5
13/11/98	Santa Maria da Serra -SP	135,95	19,8	5
28/11/98		87,96	17,3	5
04/12/98		80,43	17,1	5
14/11/98	Piracicaba -SP	135,95	19,8	5
26/11/98		59,76	15,0	5
02/12/98		89,18	17,1	5
18/12/98	Embú-Guaçu -SP	81,39	17,2	5
22/12/98		62,19	15,4	5
29/12/98		68,98	16,4	5
16/12/98	Riacho Grande - SP	71,86	16,5	5
22/12/98		81,27	17,1	5
29/12/98		80,76	16,9	5

(*) Hábito alimentar - Omnívoro

(**) Valores médios dos n espécimes.

Tabela 8 : Amostragem e parâmetros considerados das espécies traíra, curimatá e dourado, analisadas.

Nome comum	Espécie		Hábito alimentar	Data das coletas	Procedência comercial	Peso (g)(*)	Comprimento (cm)(*)	n
	Nome científico							
Traíra	<i>Hoplias sp</i>	Carnívoro	13/04/99	Florianópolis - SC	700,00	35,5	2	
			27/04/99		1015,00	38,5	2	
			06/07/99		555,00	33,0	2	
Curimatá	<i>Prochilodus sp</i>	Iliófago	13/04/99	Florianópolis - SC	1500,00	42,5	2	
			27/04/99		1507,50	41,0	2	
			06/07/99		1300,00	40,0	2	
Dourado	<i>Salminus sp</i>	Carnívoro	27/04/99	Florianópolis - SC	3950,00	62,0	2	
			06/07/99		4000,00	63,0	2	
			22/07/99		4000,00	61,0	2	

(*) Valores médios dos n espécimes.

Tabela 9 : Amostragem e parâmetros considerados da espécie jaraqui*, *Semaprochilodus insignis*, analisada.

Data das coletas	Procedência comercial	Peso (g)(**)	Comprimento (cm)(**)	n
27/05/99	Rio Solimões	438,83	24,9	5
12/10/99	Rio Madeira	44,83	16,33	3***
22/11/99	Mercado	400****	23,48	5

(*) Hábito alimentar - Omnívoro

(**) Valores médios dos n espécimes.

(***) Amostras recebidas já evisceradas e filetadas.

(****) Peso calculado com base no comprimento dos espécimes.

Tabela 10 : Amostragem e parâmetros considerados da espécie matrinhã*, *Brycon sp*, analisada.

Data das coletas	Procedência comercial	Peso (g)(**)	Comprimento (cm)(**)	n
27/05/99	Rio Solimões	699,60	31,7	5
12/10/99	Rio Madeira	813,34	34,07	3
22/11/99	Mercado	1000***	42,67	3

(*) Hábito alimentar - Omnívoro

(**) Valores médios dos n espécimes.

(***) Peso calculado com base no comprimento dos espécimes.

Tabela 11 : Amostragem e parâmetros considerados da espécie curimatã*, *Prochilodus nigricans*, analisada.

Data das coletas	Procedência comercial	Peso (g)(**)	Comprimento (cm)(**)	n
27/05/99	Rio Solimões	538,41	27,4	5
12/10/99	Rio Madeira	1314,51	35,9	5
22/11/99	Mercado	700***	29,68	5

(*) Hábito alimentar - Iliófago

(**) Valores médios dos n espécimes.

(***) Peso calculado com base no comprimento dos espécimes.

4.1.4- Material de Referência Certificado

Para a avaliação da metodologia empregada para a quantificação de mercúrio total, utilizou-se o material de referência ALBACORE TUNA do National Bureau of Standards, dos Estados Unidos da América, representado pelo músculo liofilizado de atum, com valor certificado de $0,95 \pm 0,1$ mgHg/Kg.

4.1.5- Equipamento

Foi utilizado o espectrofotômetro de absorção atômica, da marca Perkin Elmer, modelo 3110, equipado com gerador de vapor frio, acoplado a um sistema de injeção de fluxo, modelo FIAS 200. As condições operacionais estão indicadas nas Tabelas 12 e 13.

Tabela 12 : Condições de operação do espectrofotômetro de absorção atômica.

Condições operacionais	Valor
Corrente da lâmpada de descarga de eletrodo de mercúrio	5 mA
Comprimento de onda	253,7 nm
Fenda do monocromador	0,7 low
Volume de amostra do "loop"	500 μ L
Tempo de integração	20 seg
Temperatura da célula de absorção	150°C

Tabela 13 : Parâmetros de operação do FIAS 200.

ETAPA	TEMPO (seg)	BOMBAS		VÁLVULA	LEITURA
		P1 (rpm)	P2 (rpm)		
1	20	100	120	ENCHER	
2	25	0	120	INJETAR	X

4.2- Métodos

4.2.1- Determinação da Umidade

Através da secagem em estufa a 105 °C, até peso constante, segundo as normas analíticas do Instituto Adolfo Lutz (1985).

4.2.2- Quantificação de Mercúrio Total

A destruição da matriz orgânica e a oxidação do mercúrio total à forma Hg^{2+} , foram feitas utilizando-se a mistura de $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ a 50% (1:1), proposta por ZENEBON (1995). Para tanto, cerca de 0,2 g de amostra liofilizada foi umedecida com 1 mL de água desionizada (milli-Q) e então adicionada de 10 mL de H_2SO_4 concentrado, sob resfriamento com banho-de-gelo. Após 1 hora, a amostra foi adicionada de 1 mL da solução $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ a 50% (1:1), sob resfriamento e deixada em repouso por 1 hora. Após esse período, foi aquecida em banho-de-água a 80 °C \pm 5, por 1 hora, com eventual agitação. Em seguida foi resfriada, adicionada de pequena quantidade de cristais de KMnO_4 e novamente aquecida. Este procedimento foi repetido até coloração rósea persistente. O excesso de KMnO_4 foi reduzido com solução de cloridato de hidroxilamina a 50%, e o produto digerido quantitativamente transferido para balão volumétrico de 25 mL, completando o volume com uma solução de H_2SO_4 a 10%.

Foi usada a técnica de espectrofotometria de absorção atômica com geração de vapor frio (HATCH & OTT, 1968). Consiste basicamente na geração de átomos de mercúrio pela redução de íons Hg^{2+} , com cloreto estanoso, em meio ácido :



No presente trabalho, utilizou-se o FIAS - sistema de análise de injeção de fluxo. Consiste na injeção seqüencial de pequenos volumes reprodutíveis da amostra no fluxo contínuo de uma solução carreadora. A geração de átomos de Hg^0 descrita anteriormente ocorre na câmara de reação. Os átomos de Hg^0 formados passam então por um separador de gás-líquido e são arrastados, por intermédio de um gás inerte (argônio) até a célula de absorção, onde encontra o feixe óptico. O vapor de mercúrio absorve a luz emitida pela lâmpada de mercúrio e gera um sinal elétrico que é detectado e registrado.

A presente metodologia vem sendo adotada pelo Instituto Adolfo Lutz.

4.2.2.1- Validação da Metodologia Utilizada

Na avaliação da metodologia utilizada no presente trabalho para a quantificação do mercúrio total, foram consideradas a exatidão, precisão, recuperação, limites de detecção e quantificação e intervalo de linearidade.

4.2.2.1.1- Exatidão

A exatidão refere-se ao valor correto ou verdadeiro de um dado. Para sua avaliação fez-se uso de material de referência certificado (KEITH *et al.*, 1983).

4.2.2.1.2- Precisão

A precisão descreve o grau no qual um dado gerado pela replicata ou medida repetitiva difere uma da outra. Foi calculada a partir de medidas repetidas de uma mesma amostra (KEITH *et al.*, 1983).

4.2.2.1.3- Recuperação

Para o cálculo da taxa de recuperação do mercúrio foi utilizado o método de adição de padrão (2 $\mu\text{g/L}$ e 4 $\mu\text{g/L}$) (KEITH *et al.*, 1983).

4.2.2.1.4- Limites de Detecção e Quantificação

O limite de detecção (LD) é definido como o nível de concentração mais baixo que pode ser detectado sendo estatisticamente diferente do branco. Para tanto foram realizadas 10 leituras do branco e então utilizou-se o valor de três vezes o desvio padrão, conforme KEITH *et al.* (1983) e LONG & WINEFORDNER (1983).

O limite de quantificação (LQ) é definido como o nível acima do qual resultados quantitativos podem ser obtidos com um certo grau de confiança. O LQ foi calculado sendo 10 vezes o valor do desvio padrão, de acordo com KEITH *et al.* (1983) e LONG & WINEFORDNER (1983).

4.2.2.1.5- Intervalo de Linearidade

O intervalo de linearidade foi verificado através do coeficiente de correlação da curva de calibração, construída pelo método da análise de regressão após leitura dos valores de absorbância (altura de pico) dos padrões preparados por diluições sucessivas de uma solução padrão de 20 mgHg/L (FUNK, DAMMANN & DONNEVERT, 1995). As concentrações utilizadas foram 1,0; 2,0; 5,0 e 10,0 µg/L.

4.2.3- Análises Estatísticas

Os resultados obtidos foram expressos como médias \pm desvio padrão calculados pelo Microsoft Excel 7.0 da Microsoft Inc. Para comparação estatística os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, em seguida efetuou-se o teste de Tukey, através do programa Minitab.

5- RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1- Validação da Metodologia Utilizada Para a Quantificação de Mercúrio Total

Para a validação de metodologias, freqüentemente são utilizados como parâmetros a exatidão, precisão, recuperação, intervalo de linearidade e limites de detecção e quantificação. Os parâmetros indicados apresentaram resultados representativos da adequação do método para a determinação de mercúrio total na matriz utilizada (músculo de peixe liofilizado).

5.1.1- Exatidão

A exatidão foi obtida com a dosagem de mercúrio total em material de referência. O valor médio encontrado (Tabela 14) correspondeu a 94,7% do valor certificado, estando de acordo com este último.

Tabela 14 : Concentração de mercúrio total em material de referência.

Material certificado	Hg (mg/Kg)*	
	Valor certificado	Valor encontrado
ALBACORE TUNA	0,95 ± 0,1 cv = 10,53 %	0,90 ± 0,0495 cv = 5,51%

* Média ± desvio-padrão; cv = Coeficiente de variação.

5.1.2- Precisão

Tendo por base a variação de 5,76% (Tabela 15), a precisão da metodologia em apreço foi considerada aceitável.

5.1.4- Tabela 15 : Valores para o cálculo da precisão.

AMOSTRA	Hg (mg/Kg)
1	0,02856
2	0,03198
3	0,03082
4	0,03069
5	0,03092
6	0,03365
7	0,02863
8	0,02851
9	0,02987
10	0,03252
Média	0,03062
DP	0,001763
cv	5,76%

DP = Desvio-padrão; cv = Coeficiente de variação.

5.1.3- Recuperação

A recuperação do mercúrio foi avaliada pelo procedimento de adição de padrão em concentrações conhecidas. A recuperação média verificada foi de cerca de 100% e por isso considerada adequada (Tabela 16).

5.1.5- Intervalo de Linearidade

Tabela 16 : Recuperação de mercúrio

Hg adicionado ($\mu\text{g/L}$)	Hg recuperado (%)
2	105,3 \pm 8,75
4	95,3 \pm 2,75

5.1.4- Limites de Detecção e Quantificação

De acordo com a Tabela 17, foram observados um Limite de Detecção (LD) de 0,13 $\mu\text{gHg/L}$, correspondente a três vezes o valor do desvio padrão, e um Limite de Quantificação (LQ) de 0,43 $\mu\text{gHg/L}$, ou 10 vezes o valor do desvio padrão de 10 leituras do branco.

Tabela 17 : Valores para cálculo de LD e LQ.

REPLICATA	Hg ($\mu\text{g/L}$)
1	0,31
2	0,19
3	0,17
4	0,19
5	0,19
6	0,19
7	0,21
8	0,23
9	0,27
10	0,21
Média	0,216
DP	0,0433

DP = Desvio-padrão.

5.1.5- Intervalo de Linearidade

O coeficiente de correlação obtido de 0,9998 representou boa linearidade da curva no intervalo estudado (Figura 3).

A ocorrência de níveis de mercúrio acima do permitido seria perfeitamente cabível, já que valores altos foram encontrados na literatura citada anteriormente, e dessa forma estaria registrando uma contaminação ambiental pelo referido metal. De acordo com os resultados obtidos,

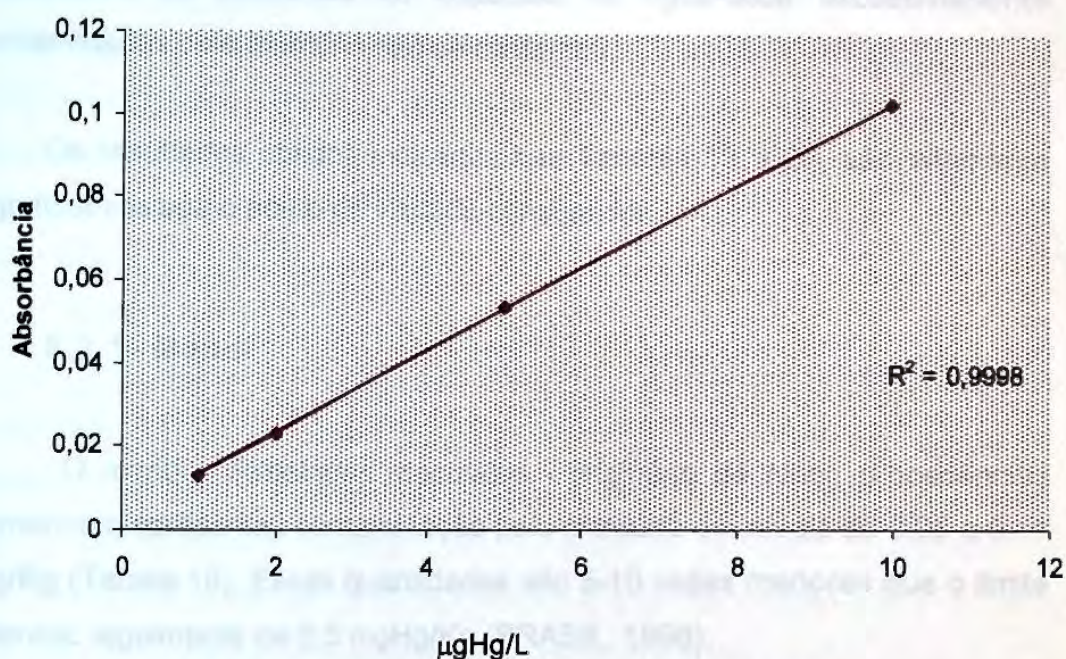


Figura 3 : Intervalo de Linearidade da Curva de Calibração.

5.2- Mercúrio Total em Pescado de Água-Doce

O estudo feito teve como finalidade examinar a ocorrência de mercúrio total em pescado de água-doce usado como alimento humano. Os valores quantificados nas diversas espécies de peixes estudadas encontram-se nas Tabelas 18 a 24. Nenhuma dessas espécies apresentou quantidade acima dos limites de tolerância de 0,5 mgHg/Kg, no caso de peixe não-predador, ou de 1,0 mgHg/Kg, no caso de peixe predador, regulados por legislação específica (BRASIL, 1998).

A ocorrência de níveis de mercúrio acima do permitido seria perfeitamente cabível, já que valores altos foram encontrados na literatura citada anteriormente, e dessa forma estaria registrando uma contaminação ambiental pelo referido metal. De acordo com os resultados obtidos, a

expectativa da existência de espécies de água-doce excessivamente contaminadas pelo mercúrio não se confirmou.

Os resultados obtidos indicados nas Tabelas 18 a 24, são altamente significativos sob o ponto de vista do consumidor.

5.2.1- Mandi

O mandi - *Pimelodus maculatus* - originário de cinco procedências comerciais apresentou contaminação pelo mercúrio em níveis de 0,05 a 0,11 mg/Kg (Tabela 18). Essas quantidades são 5-10 vezes menores que o limite tolerado legalmente de 0,5 mgHg/Kg (BRASIL, 1998).

FUKUMOTO & OLIVEIRA (1995) analisaram várias espécies de peixes de água-doce e marinhas, comercializadas em feiras-livres e mercados localizados em diversas regiões do Município de São Paulo - SP. Como no presente trabalho, a preocupação desses autores também foi verificar a ocorrência e o grau de contaminação do mercúrio em pescado usado como alimento. Em relação à espécie de mandi *Pimelodus sp* estudada, os autores obtiveram praticamente os mesmos resultados do presente trabalho (Tabela 18), variando de 0,04-0,14 mgHg/Kg.

Outros estudos envolvendo o mandi e outras espécies de pescado de água-doce que aparecem na literatura consultada, alguns não tão atuais, foram realizados sob o aspecto da contaminação ambiental. Os relacionados à região amazônica são vinculados à questão do garimpo de ouro.

A CETESB havia estudado o mandi *Pimelodus maculatus* em quatro importantes rios do Estado de São Paulo, que eram, na época, suspeitos de contaminação, por receberem despejos domésticos e industriais. Foram verificados níveis de mercúrio entre 0,1 a 0,6 mg/Kg, bem maiores que os

observados na Tabela 18, inclusive acima do limite de 0,5 mg/Kg (BRASIL, 1998). Nos rios Moji-Guaçu e Pardo foram encontrados teores de 0,36 e 0,43 mgHg/Kg (CETESB, 1980) e, em um outro momento, 0,6 e 0,287 mgHg/Kg (CETESB, 1988), respectivamente. Nos rios Piracicaba e Tietê, o mercúrio detectado atingiu 0,1 e 0,23 mg/Kg, respectivamente (CETESB, 1986).

Os estudos realizados pela CETESB foram em consequência de suspeitas de contaminação ambiental na época correspondente. Ao se observar os níveis relativamente elevados do metal na espécie de mandi estudada, é possível verificar que os mesmos já eram um reflexo da contaminação ambiental pelo mercúrio. Uma contaminação maior poderia por isso ser esperada em relação à espécies carnívoras, já que o mandi é de hábito alimentar não-carnívoro.

ROCHA, PEREIRA & PÁDUA (1985) preocuparam-se com a contaminação da Represa Billings, na Grande São Paulo, e o reflexo nas espécies de peixes que analisaram. O mandi *Pimelodus sp* estudado, entre outras espécies, não se mostrou excessivamente contaminado, com 0,10 mgHg/Kg. Já o mandi *Pimelodus sp* originário do rio Cubatão, na Baixada Santista, apresentou-se mais contaminado, ou seja, 0,22-0,26 mgHg/Kg (BOLDRINI, 1990), mas não o suficiente para superar o limite de tolerância de 0,5 mgHg/Kg (BRASIL, 1998).

Pelo menos duas espécies de mandi foram estudadas na região amazônica. BIDONE *et al.* (1997a) relataram a presença de $0,28 \pm 0,068$ mgHg/Kg e PADOVANI, FORSBERG & PIMENTEL (1995) de $0,26 \pm 0,13$ mgHg/Kg, no mandi *Pimelodus blochii*, do rio Tapajós – PA. LEBEL *et al.* (1997) indicaram 0,26-0,35 mgHg/Kg em mandi (espécie não mencionada) também do rio Tapajós - PA; enquanto LACERDA *et al.* (1994), 0,05-0,25 mgHg/Kg, em *Pimelodus sp*, dos rios Itacaiúnas-Parauapebas - PA; e

PALHETA & TAYLOR (1995), 0,18 mgHg/Kg, em *Pimelodus blochii* oriundo de cursos de água próximos ao garimpo de Gurupi-PA. Esses resultados estão abaixo do limite de tolerância (0,5 mgHg/Kg, BRASIL, 1998) mas indicam tendência de contaminação ambiental.

ALHO & VIEIRA (1997), no entanto, detectaram quantidades de até 7,78 mgHg/Kg em *Pimelodus maculatus* do rio Cuiabá, na região do Pantanal - MT, caracterizando fortemente uma contaminação ambiental pelo mercúrio.

Tabela 18 : Teores de mercúrio total em mandi de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo.

Procedência comercial	Hg (mg/Kg)*		
	MIN	MAX	MED ± DP
Represa de Guarapiranga - SP	0,08	0,11	0,10 ± 0,013
Santa Maria da Serra - SP	0,02	0,09	0,06 ± 0,037
Embú-Guaçu - SP	0,04	0,06	0,05 ± 0,009
Terra Roxa - SP	0,03	0,14	0,11 ± 0,006
Riacho Grande - SP	0,06	0,07	0,07 ± 0,003

* Média ± desvio padrão, em peso úmido.

5.2.2- Tilápia

A tilápia *Tilapia sp*, procedente comercialmente dos mesmos locais que o mandi (Tabela 18), apresentou uma contaminação bem menor que este último, com um máximo de 0,02 mgHg/Kg (Tabela 19), ou 25 vezes menos que o tolerado (0,5 mgHg/Kg, BRASIL, 1998).

Os resultados obtidos por FUKUMOTO & OLIVEIRA (1995) em relação à *Tilapia rendalli* comercializada em São Paulo-SP, foram um pouco superiores aos relatados no presente trabalho (Tabela 19), variando entre 0,02 a 0,06 mgHg/Kg, e igualmente bastante inferiores ao limite legal de 0,5 mgHg/Kg (BRASIL, 1998).

A CETESB (1980) incluiu também a tilápia - *Tilapia melanopleura* - em seus estudos, observando-se teores de mercúrio muito maiores - 0,22 mgHg/Kg - no caso de espécimes do rio Pardo, e apenas 0,03 mg/Kg em exemplares do rio Moji-Guaçu. Em trabalho posterior feito no rio Pardo com a *Tilapia rendalli*, o mercúrio encontrado foi de 0,023 mg/Kg, ou seja, 10 vezes menos, podendo estar ligado a uma diminuição da contaminação ambiental na época (CETESB, 1988).

A *Tilapia sp* originária do rio Cubatão, analisada por BOLDRINI (1990), estava contaminada com 0,14 mgHg/Kg, enquanto a *Tilapia rendalli* estudada por ROCHA, PEREIRA & PÁDUA (1985) e procedente da Represa Billings, apresentou valores entre 0,07-0,71 mgHg/Kg, sendo este último superior ao limite de tolerância de 0,5 mg/Kg (BRASIL, 1998).

Tabela 19 : Teores de mercúrio total em tilápia de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo.

Procedência comercial	Hg (mg/Kg)*		
	MIN	MAX	MED ± DP
Represa de Guarapiranga - SP	0,01	0,02	0,02 ± 0,002
Santa Maria da Serra - SP	0,01	0,02	0,02 ± 0,004
Embú-Guaçu - SP	0,01	0,02	0,02 ± 0,005
Terra Roxa - SP	0,01	0,02	0,01 ± 0,006
Riacho Grande - SP	0,01	0,02	0,01 ± 0,001

*Média ± desvio padrão, em peso úmido.

5.2.3- Sagüiru

Originário pelo menos de quatro das cinco procedências comerciais do mandi (Tabela 18) e da tilápia (Tabela 19), o sagüiru - *Cyphocharax modestus* (espécie reclassificada em 1992) - apresentou níveis de mercúrio entre 0,03 a 0,04 mg/Kg (Tabela 20), 13 a 17 vezes menos que o tolerado (0,5 mg/Kg; BRASIL, 1998).

Concentrações muito maiores foram encontradas em um trabalho realizado pela CETESB (1980). O sagüiru *Curimata gilberti* apresentou teores de 0,27 e 0,22 mgHg/Kg, espécimes oriundas dos rios Moji-Guaçu e Pardo, respectivamente. Valores próximos foram relatados por BOLDRINI *et al.* (1983) em três espécies de sagüiru coletadas nesses mesmos rios. Para o *Curimata elegans*, *Curimata gilberti* e *Curimata sp*, tanto do rio Moji-Guaçu, como do rio Pardo, foram detectados níveis de 0,21 a 0,29 mgHg/Kg. Em outro estudo da CETESB (1986), desta vez realizado no rio Piracicaba, valor de 0,07 mgHg/Kg foi encontrado no sagüiru - *Curimata gilberti*.

Tabela 20 : Teores de mercúrio total em sagüiru de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo.

Procedência comercial	Hg (mg/Kg)*		
	MIN	MAX	MED ± DP
São Bernardo do Campo - SP	0,02	0,03	0,03 ± 0,004
Embú-Guaçu - SP	0,02	0,04	0,03 ± 0,019
Terra Roxa - SP	0,02	0,04	0,03 ± 0,009
Santa Maria da Serra - SP	0,01	0,04	0,03 ± 0,014
Represa de Guarapiranga - SP	0,03	0,06	0,04 ± 0,016

*Média ± desvio padrão, em peso úmido.

5.2.4- Lambari

No lambari - *Astyanax sp* - procedente dos mesmos locais comerciais do sagüiru (Tabela 20), foi observada uma concentração entre 0,07 a 0,17 mgHg/Kg (Tabela 21), correspondendo a 3-7 vezes menos que o limite de tolerância brasileiro (0,5 mgHg/Kg; BRASIL, 1998).

Os resultados obtidos no presente trabalho (Tabela 21) estão muito próximos aos relatados por FUKUMOTO & OLIVEIRA (1995), que detectaram 0,06-0,18 mgHg/Kg, em amostras de lambari - *Astyanax sp* - disponíveis comercialmente em São Paulo - SP.

O lambari *Astyanax bimaculatus* coletado na represa Billings, analisado por ROCHA, PEREIRA & PÁDUA (1985), apresentou 0,04 mgHg/Kg. Segundo BOLDRINI (1990) foi de 0,08 mg/Kg o teor de mercúrio do lambari *Astyanax sp*, originário do rio Cubatão, enquanto quantidades de 0,09 a 0,84 mgHg/Kg haviam sido relatadas anteriormente para três espécies de rios diferentes (BOLDRINI *et al.*, 1983). Para as espécies *Astyanax bimaculatus* foram relatados 0,21 e 0,09 mgHg/Kg, para *Astyanax fasciatus* 0,27 e 0,22 mgHg/Kg e para *Astyanax schubarti* 0,26 e 0,84 mgHg/Kg, respectivamente oriundas dos rios Moji-Guaçu e Pardo. Ficou em evidência o elevado teor registrado para a espécie *Astyanax schubarti* - 0,84 mgHg/Kg - do rio Pardo, notadamente por se tratar de espécie de hábito alimentar não-carnívoro.

Tabela 21 : Teores de mercúrio total em lambari de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo.

Procedência comercial	Hg (mg/Kg)*		
	MIN	MAX	MED ± DP
São Bernardo do Campo - SP	0,07	0,08	0,07 ± 0,006
Embú-Guaçu - SP	0,07	0,09	0,08 ± 0,008
Terra Roxa - SP	0,06	0,08	0,07 ± 0,011
Santa Maria da Serra - SP	0,05	0,17	0,11 ± 0,064
Represa de Guarapiranga - SP	0,05	0,15	0,11 ± 0,051

* Média ± desvio padrão, em peso úmido.

5.2.6- Trilha

5.2.5- Sardela

No caso da sardela - *Triportheus sp* - a contaminação foi de 0,06 a 0,10 mgHg/Kg (Tabela 22), representando de 5 a 8 vezes menos que o limite estabelecido de 0,5 mg/Kg (BRASIL, 1998).

Em sardinha – *Triportheus sp* – originária de cursos d'água vizinhos ao garimpo de ouro de Grajaú, a 18 Km de Vizeu-PA, QUEIROZ (1995) encontrou 0,279 e 0,29 mg/Kg de metilmercúrio e mercúrio total, respectivamente.

Tabela 22 : Teores de mercúrio total em sardela de distintas procedências comerciais no Estado de São Paulo.

Procedência comercial	Hg (mg/Kg)*		
	MIN	MAX	MED ± DP
Ibitinga - SP	0,05	0,16	0,10 ± 0,055
Santa Maria da Serra - SP	0,07	0,15	0,10 ± 0,043
Piracicaba - SP	0,06	0,09	0,08 ± 0,015
Embú-Guaçu - SP	0,04	0,08	0,06 ± 0,023
Riacho Grande - SP	0,05	0,08	0,07 ± 0,011

* Média ± desvio padrão, em peso úmido.

5.2.6- Traíra

A traíra, assim como o curimatá e o dourado, teve Florianópolis-SC como procedência comercial e as amostragens correspondentes feitas em supermercado (Tabela 23).

O nível de mercúrio total observado na traíra - *Hoplias sp* - foi de 0,23 a 0,28 mgHg/Kg, ou seja, aproximadamente 2 vezes menos que o limite aceito pela legislação brasileira de 1,0 mg/Kg (BRASIL, 1998).

Os resultados do presente trabalho (Tabela 23) de certa forma foram inferiores em relação ao valor máximo mencionado por FUKUMOTO & OLIVEIRA (1995), para amostras de traíra - *Hoplias malabaricus* - comercializados em São Paulo-SP - 0,15 a 0,45 mgHg/Kg.

A traíra é uma espécie bastante comum, ocorrendo em várias regiões brasileiras. É de hábito alimentar carnívoro, sendo muito utilizada como indicadora de contaminação mercurial ambiental.

Quantidades de mercúrio mais elevadas foram relatadas por BOLDRINI *et al.* (1983), em amostras de traíra *Hoplias malabaricus* coletadas nos rios Pardo e Moji-Guaçu - 0,60 e 0,51 mgHg/Kg, respectivamente. Níveis de mercúrio nessa mesma espécie também foi observada pela CETESB, em diversos rios do Estado de São Paulo. Em trabalho realizado com espécimes coletados nos mesmos rios mencionados anteriormente, foram verificados níveis de 0,48 e 0,52 mgHg/Kg (CETESB, 1980) e, em estudo posterior, 0,123 e 0,4 mgHg/Kg (CETESB, 1988), respectivamente. Já em amostras coletadas em outros dois rios do Estado de São Paulo, Piracicaba e Tietê, foram mencionados conteúdos de 0,62 e 0,31 mgHg/Kg, respectivamente (CETESB, 1986).

ROCHA, PEREIRA & PÁDUA (1985), analisando espécimes coletados na Represa Billings, encontraram uma concentração máxima de 2,77 mgHg/Kg, valor altamente preocupante se considerar a ISTP – Ingestão Semanal Tolerável Provisória- de 0,3 mgHg, sendo não mais que 0,2 mg na forma de metilmercúrio (WHO, 1972). Bastariam apenas 108 g peixe/semana para se atingir a ISTP. De acordo com o IBGE (2000), o consumo "per capita" médio da população brasileira, nas regiões metropolitanas, é de aproximadamente 3,0 Kg pescado/ano. Dessa forma, há uma ingestão semanal de pescado de 62,5 g, valor seguro mesmo para a concentração máxima de mercúrio encontrada por ROCHA, PEREIRA & PÁDUA (1985). Por outro lado, se for considerado o consumo anual "per capita" da população de Belém - PA - 13,96 Kg de pescado, uma ingestão de 290 g pescado/semana indicaria um considerável risco à Saúde Pública.

Na região amazônica, a traíra também tem sido objeto de vários estudos. De maneira geral, os valores obtidos para essa região são maiores que os citados anteriormente, podendo ser o reflexo do uso do mercúrio nos garimpos. Em relação à *Hoplias sp.*, AKAGI *et al.* (1995) relataram 0,95 mgHg/Kg em espécimes coletados no rio Rato-PA. BIDONE *et al.* (1997a), LEBEL *et al.* (1997) e CASTILHOS, BIDONE & LACERDA (1998), com

espécimes do rio Tapajós-PA, indicaram conteúdos de $0,62 \pm 0,21$, $0,49$ e $0,102 \pm 0,032$ mgHg/Kg, respectivamente. Em relação à *Hoplias malabaricus*, LACERDA *et al.* (1994) publicaram níveis de mercúrio de 0,30 a 0,91 mg/Kg e PADOVANI, FORSBERG & PIMENTEL (1995), de 0,12 a 0,30 mg/Kg, em amostras procedentes respectivamente dos rios Itacaiúnas-Parauapebas-PA e rio Guajará-Mirim-RO. Já, PALHETA & TAYLOR (1995) verificaram valor de 0,61 mg/Kg em espécimes coletados em cursos d'água próximos ao garimpo de Gurupi-PA, e BIDONE *et al.* (1997b), 0,335 mgHg/Kg, no rio Tartarugalzinho-AP. O nível mais elevado de mercúrio na traíra foi verificado por ALHO & VIEIRA (1997) em *Hoplias malabaricus* procedente do rio Bento Gomes, região do Pantanal-MT - 7,29 mgHg/Kg, valor que indica forte contaminação ambiental.

Os elevados valores citados são preocupantes, já que populações ribeirinhas têm maior consumo de pescado, representando importante fonte de proteínas. Se considerado, por exemplo, o valor de 7,92 mgHg/Kg encontrado na traíra por ALHO & VIEIRA (1997), a ISTP (WHO, 1972) seria alcançada com um consumo de apenas 41 g dessa referida espécie.

5.2.7- Curimbatá

Os teores de mercúrio correspondentes ao curimbatá - *Prochilodus sp* - foram de 0,05 a 0,07 mg/Kg (Tabela 23) ou 7 a 10 vezes menos que o limite legal de 0,5 mg/Kg (BRASIL, 1998).

Concentrações semelhantes, entre 0,02 e 0,09 mgHg/Kg, foram anunciadas em amostras comerciais do curimbatá *Prochilodus scrofa*, por FUKUMOTO & OLIVEIRA (1995).

Níveis mais altos foram verificados por BOLDRINI *et al.* (1983) no *Prochilodus scrofa* coletado nos rios Moji-Guaçu e Pardo, de 0,35 e 0,28

mgHg/Kg, respectivamente. Esses resultados foram semelhantes aos encontrados pela CETESB (1980), isto é, 0,35 e 0,29 mgHg/Kg, respectivamente. Em 1988, em outro trabalho com exemplares coletados nesses mesmos rios, o conteúdo de mercúrio encontrado foi de 0,113 e 0,107 mg/Kg, respectivamente (CETESB, 1988). Já no curimatã *Prochilodus scrofa* coletado no rio Piracicaba, a concentração foi de 0,12 mgHg/Kg, segundo a CETESB (1986).

5.2.8- Dourado

Os níveis de mercúrio observados no dourado - *Salminus sp* - variaram de 0,28 a 0,48 mg/Kg (Tabela 23), o que correspondeu a 2-3 vezes menos que o limite de 1,0 mg/Kg (BRASIL, 1998).

BOLDRINI *et al.* (1983) observaram concentrações de 1,96 e 0,78 mgHg/Kg no dourado *Salminus hilarii* e 1,26 e 0,40 mgHg/Kg no dourado *Salminus maxillosus*, dos rios Moji-Guaçu e Pardo, respectivamente.

No dourado - *Salminus sp* - oriundo do rio Madeira-RO, na região amazônica, foi detectado 1,43 mgHg/Kg (PFEIFFER *et al.*, 1989).

Na literatura consultada, encontraram-se poucos estudos envolvendo o dourado, fato estranho já que trata-se de uma espécie carnívora situada no topo da cadeia trófica, possuindo portanto grande probabilidade de excessiva contaminação mercurial, como visto nos trabalhos citados anteriormente.

Tabela 23 : Teores de mercúrio total nas espécies traíra, curimatá e dourado, obtidos em supermercado.

Espécie	Procedência comercial	Hg (mg/Kg)*		
		MIN	MAX	MED ± DP
Traíra	Florianópolis -SC	0,23	0,28	0,26 ± 0,029
Curimatá	Florianópolis - SC	0,05	0,07	0,06 ± 0,009
Dourado	Florianópolis - SC	0,28	0,48	0,39 ± 0,102

* Média ± desvio padrão, em peso úmido.

5.2.9- Jaraqui

O jaraqui, como o matrinhã e o curimatá, é procedente da região amazônica, mais especificamente do rio Solimões, rio Madeira e de um mercado de Manaus - AM (Tabela 24).

No jaraqui - *Semaprochilodus insignis* - foi detectada uma concentração média de 0,08 mgHg/Kg (Tabela 24), o que representa cerca de 6 vezes menos o limite de tolerância de 0,5 mgHg/Kg (BRASIL, 1998).

BIDONE *et al.* (1997a) e CASTILHOS, BIDONE & LACERDA (1998) estudaram o jaraqui - *Semaprochilodus brama* - do rio Tapajós-PA e detectaram também relativas baixas quantidades de mercúrio, $0,087 \pm 0,073$ e $0,036 \pm 0,026$ mg/Kg, respectivamente. Segundo BIDONE *et al.* (1997a), o jaraqui e o matrinhã pertencem ao grupo das espécies mais capturadas, consumidas e comercializadas no Pará, sendo portanto importante sua monitoração em relação à contaminação mercurial.

5.2.10- Matrinchã

O matrinchã - *Brycon sp* - continha em média 0,08 mgHg/Kg, segundo a Tabela 24, ou cerca de 6 vezes menos que o limite aceito de 0,5 mgHg/Kg (BRASIL, 1998).

Níveis variáveis de mercúrio foram detectados no matrinchã ou matrinhão - *Brycon sp*. MALM *et al.*(1990) relataram valor próximo aos encontrados no presente trabalho, isto é, 0,08 mgHg/Kg, em espécime coletado no rio Jamari-RO. BIDONE *et al.* (1997a,b) relataram $0,052 \pm 0,025$ e $0,263 \pm 0,102$ mgHg/Kg, em exemplares do rio Tapajós-PA e do rio Tartarugalzinho-AP, respectivamente. LACERDA *et al.* (1994) encontraram de 0,04 a 0,16 mgHg/Kg e PADOVANI, FORSBERG & PIMENTEL (1995) de 0,08 a 0,17 mgHg/Kg, em espécimes respectivamente dos rios Itacaiúnas-Parauapebas-PA e rio Madeira-RO.

5.2.11- Curimatã

No curimatã - *Prochilodus nigricans* - o teor médio de mercúrio quantificado foi de 0,05 mg/Kg (Tabela 24), isto é, 10 vezes menos que o limite aceito pela legislação vigente (0,5 mg/Kg; BRASIL, 1998).

O *Prochilodus nigricans* originário do rio Tapajós - PA apresentou uma concentração de $0,016 \pm 0,007$ mgHg/Kg, segundo CASTILHOS, BIDONE & LACERDA (1998), enquanto o dos rios Itacaiúnas-Parauapebas - PA de 0,01 a 0,31 mgHg/Kg, de acordo com LACERDA *et al.* (1994), o do rio Madeira - RO (próximo a região garimpeira) de 0,04 a 0,46 mgHg/Kg, e o do rio Guajará-Mirim - RO de 0,08 a 0,16 mgHg/Kg, segundo PADOVANI, FORSBERG & PIMENTEL (1995). Já o *Prochilodus sp*, coletado no rio Madeira - RO e estudado por PFEIFFER *et al.* (1989), apresentou 0,21 mgHg/Kg.

Tabela 24 : Teores de mercúrio total nas espécies jaraqui, matrinchã e curimatã, originárias da região amazônica.

Espécie		Procedência comercial	Hg (mg/Kg)*
Nome Comum	Nome Científico		
Jaraqui	<i>Semaprochilodus insignis</i>	Rio Solimões - Iranduba - AM	0,07
		Rio Madeira - Itaquiara - AM	0,08
		Mercado em Manaus - AM	0,08
Matrinchã	<i>Brycon sp</i>	Rio Solimões - Iranduba - AM	0,06
		Rio Madeira - Itaquiara - AM	0,04
		Mercado em Manaus - AM	0,14
Curimatã	<i>Prochilodus nigricans</i>	Rio Solimões - Iranduba - AM	0,02
		Rio Madeira - Itaquiara - AM	0,06
		Mercado em Manaus - AM	0,06

*Valor em peso úmido.

5.2.12- Graus de Contaminação pelo Mercúrio das Espécies Analisadas

A Tabela 25 reúne as espécies analisadas, juntamente com os hábitos alimentares e suas procedências comerciais correspondentes. Pode se observar, como apontado anteriormente, que todas as espécies apresentaram conteúdos de mercúrio abaixo dos limites de tolerância de 0,5 e 1,0 mg/Kg para o pescado não-predador e predador, respectivamente (BRASIL, 1998).

Na grande variação (desvio padrão) constatada para a maioria das espécies estudadas, considerando a mesma procedência comercial, está implícito o fato de não ter havido o controle sobre o local exato de captura, procedimento este inviável de ser realizado.

De um modo geral, as espécies iliófagas, que alimentam-se de sedimento de rios e lagos, apresentaram níveis menores que as omnívoras, ou seja, as que consomem alimentos de origem animal e vegetal, resultados esses não conflitantes.

A menor contaminação observada para a tilápia em relação às demais espécies omnívoras, pode muito bem estar ligada ao fato da mesma ser uma espécie cultivada, a única entre as estudadas. Essa observação é significativa, considerando que isso pode ser o reflexo de uma adequada qualidade da água usada no processo de cultivo.

Quanto às espécies de hábito alimentar carnívoro - traíra e dourado - estas apresentaram valores bem maiores que as não-carnívoras, como era esperado. Deve ser destacada a necessidade de atenção em relação ao consumo de espécies carnívoras, já que essa seria uma forma de prevenção de intoxicação do homem pelo mercúrio, na impossibilidade de um monitoramento ambiental mais rígido.

Em relação às espécies procedentes da região amazônica, pelas concentrações baixas observadas, pode-se dizer que isso era o esperado pois principalmente na região onde foram coletadas não há atividade garimpeira. Essas baixas concentrações, aliadas à dificuldade na obtenção e transporte das referidas espécies, resultaram na não repetição das coletas nos locais considerados. Muitos trabalhos realizados focalizaram determinados locais da região amazônica, demonstrando a existência de contaminação mercurial, o que não pode ser considerada de forma generalizada, quando na realidade parece ser restrita à algumas áreas com intensa atividade garimpeira.

A comparação estatística das concentrações de mercúrio total das espécies em relação às procedências comerciais foi incluída na Tabela 26.

Tabela 25 : Concentração de mercúrio total nas espécies de pescado de água-doce estudadas.

Espécie	Hábito alimentar	Procedência comercial	Hg (mg/Kg)*
Mandi	Omnívoro	Represa de Guarapiranga - SP	0,10 ± 0,013
		Santa Maria da Serra - SP	0,06 ± 0,037
		Embú-Guaçu - SP	0,05 ± 0,009
		Terra Roxa - SP	0,11 ± 0,006
		Riacho Grande - SP	0,07 ± 0,003
Tilápia	Omnívoro	Represa de Guarapiranga - SP	0,02 ± 0,002
		Santa Maria da Serra - SP	0,02 ± 0,004
		Embú-Guaçu - SP	0,02 ± 0,005
		Terra Roxa - SP	0,01 ± 0,006
		Riacho Grande - SP	0,01 ± 0,001
Sagüiru	Iliófago	São Bernardo do Campo - SP	0,03 ± 0,004
		Embú-Guaçu - SP	0,03 ± 0,019
		Terra Roxa - SP	0,03 ± 0,009
		Santa Maria da Serra - SP	0,03 ± 0,014
		Represa de Guarapiranga - SP	0,04 ± 0,016
Lambari	Omnívoro	São Bernardo do Campo - SP	0,07 ± 0,006
		Embú-Guaçu - SP	0,08 ± 0,008
		Terra Roxa - SP	0,07 ± 0,011
		Santa Maria da Serra - SP	0,11 ± 0,064
		Represa de Guarapiranga - SP	0,11 ± 0,051
Sardela	Omnívoro	Ibitinga - SP	0,10 ± 0,055
		Santa Maria da Serra - SP	0,10 ± 0,043
		Piracicaba - SP	0,08 ± 0,015
		Embú-Guaçu - SP	0,06 ± 0,023
		Riacho Grande - SP	0,07 ± 0,011
Traira	Carnívoro	Florianópolis -SC	0,26 ± 0,029
Curimatá	Iliófago	Florianópolis -SC	0,06 ± 0,009
Dourado	Carnívoro	Florianópolis -SC	0,39 ± 0,102
Jaraqui	Omnívoro	Rio Solimões - Iranduba - AM	0,07
		Rio Madeira - Itaquiara - AM	0,08
		Mercado de Manaus - AM	0,08
Matrinchá	Omnívoro	Rio Solimões - Iranduba - AM	0,06
		Rio Madeira - Itaquiara - AM	0,04
		Mercado em Manaus - AM	0,14
Curimatã	Iliófago	Rio Solimões - Iranduba - AM	0,02
		Rio Madeira - Itaquiara - AM	0,06
		Mercado de Manaus - AM	0,06

*Valores médios, segundo as Tabelas 18 a 24.

Tabela 26 : Comparação estatística das concentrações de mercúrio total das espécies de pescado de água-doce estudadas em relação às procedências comerciais.

Procedência Comercial	Espécie	mgHg/Kg
Represa de Guarapiranga - SP	Mandi	0,10 ± 0,013 ^a
	Tilápia	0,02 ± 0,002 ^b
	Sagüiru	0,04 ± 0,016 ^b
	Lambari	0,11 ± 0,051 ^a
Santa Maria da Serra - SP	Mandi	0,06 ± 0,037 ^a
	Tilápia	0,02 ± 0,004 ^b
	Sagüiru	0,03 ± 0,014 ^b
	Lambari	0,11 ± 0,064 ^c
	Sardela	0,10 ± 0,043 ^{a,c}
Embú-Guaçu - SP	Mandi	0,05 ± 0,009 ^b
	Tilápia	0,02 ± 0,005 ^a
	Sagüiru	0,03 ± 0,019 ^a
	Lambari	0,08 ± 0,008 ^c
	Sardela	0,06 ± 0,023 ^d
Terra Roxa - SP	Mandi	0,11 ± 0,006 ^c
	Tilápia	0,01 ± 0,006 ^b
	Sagüiru	0,03 ± 0,009 ^{a,b}
	Lambari	0,07 ± 0,011 ^{a,c}
Riacho Grande - SP	Mandi	0,07 ± 0,003 ^a
	Tilápia	0,01 ± 0,001 ^b
	Sardela	0,07 ± 0,011 ^a
São Bernardo do Campo - SP	Sagüiru	0,03 ± 0,004 ^a
	Lambari	0,07 ± 0,006 ^b
Florianópolis - SC	Traíra	0,26 ± 0,029 ^a
	Curimatá	0,06 ± 0,009 ^b
	Dourado	0,39 ± 0,102 ^c
Rio Solimões - Iranduba - AM	Jaraqui	0,07 ^a
	Matrinchã	0,06 ^b
	Curimatã	0,02 ^c
Rio Madeira - Itaquiara - AM	Jaraqui	0,08 ^a
	Matrinchã	0,04 ^b
	Curimatã	0,06 ^{a,b}
Mercado de Manaus - AM	Jaraqui	0,08 ^a
	Matrinchã	0,14 ^b
	Curimatã	0,06 ^a

Com base nas Tabelas 18 a 24.

Letras diferentes indicam diferença significativa ($p < 0,05$).

6- CONCLUSÕES

Nenhuma das espécies estudadas apresentou quantidades de mercúrio acima dos limites de tolerância, independentemente de serem peixes predadores ou não-predadores. Nesses termos, a expectativa da existência de espécies de água-doce excessivamente contaminadas não se confirmou. Esse fato é de suma importância para os consumidores, pois trata-se de uma indicação, pelo menos em termos de mercúrio em pescado de água-doce, de qualidade satisfatória.

Em relação aos locais de origem das espécies, não foi encontrada nenhuma relação para a concentração de mercúrio total entre o local de coleta e a espécie analisada.

Finalmente, cabe lembrar que um monitoramento constante se faz necessário, principalmente para as espécies de hábito alimentar carnívoro, para acompanhar o comportamento desse metal no pescado e assim garantir sua qualidade e segurança.

7- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAGI, H. *et al.* Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. **Sci. Total Environ.**, Amsterdam, v. 175, p. 85-95, 1995.

AL-DAMLUJI, S.F. Organomercury poisoning in Iraq : History prior to the 1971-1972 outbreak. **Bull. WHO**, Geneva, v.53 (Suppl.), p. 11-14, 1976.

AL-DAMLUJI, S.F. & AL-TIKRITI, K. Mercury poisoning from wheat. **Br. Med. J.**, London, v. 1, p. 804, 1972.

ALHO, C.J.R. & VIEIRA, L.M. Fish and wildlife resources in the Pantanal wetlands of Brazil and potential disturbances from the release of environmental contaminants. **Environ. Toxicol. Chem.**, New York, v. 16, n.1, p. 71-74, 1997.

ALMEIDA, W.F.; PREGNOLATTO, W. & PIGATI, P. Misuse of organomercury fungicides in Brazil. **Bull. WHO**, Geneva, v. 53 (Suppl.), p. 133-138, 1976.

AL-TIKRITI, K. & AL-MUFTI, A.W. An outbreak of organomercury poisoning among Iraqi farmers. **Bull. WHO**, v. 53 (Suppl.), Geneva, p. 15-21, 1976.

AZEVEDO, F.A. Algumas bases bioquímicas da toxicodinâmica do mercúrio. **Rev. Soc. Bras. Toxicol.**, Salvador, v. 2, n. 1, p.1-9, 1989a.

AZEVEDO, F.A. *et al.* Avaliação tóxico-epidemiológica da exposição ambiental da população infantil do município de Cubatão (SP-Brasil) a metais pesados : chumbo e mercúrio. **Rev. Soc. Bras. Toxicol.**, Salvador, v.2, n.1, p. 25-32, 1989b.

BAKIR, F. *et al.* Methylmercury poisoning in Iraq. **Science**, Washington, v. 181, n. 4096, p. 231-241, 1973.

- BARBOSA, A.C.; GARCIA, A.M & SOUZA, J.R. Mercury contamination in hair of riverine populations of Apicás reserve in the Brazilian Amazon. **Water, Air, Soil Pollut.**, v. 97, n. (1/2), p. 1-7, 1997.
- BERTILSSON, L. & NEUJAHN, H.Y. Methylation of mercury compounds by methylcobalamin. **Biochemistry**, Washington, v. 10, n. 14, p. 2805-2808, 1971.
- BEZERRA, J.F.M. Estimativas de cargas de mercúrio liberadas para o meio ambiente por atividades industriais-caracterização das fontes. **Riscos e Conseqüências do uso de mercúrio. Seminário Nacional**, 1990, 311p.
- BIDONE, E.D. *et al.* Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós river basin, Pará State, Amazon, Brazil: A screening approach. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, v.59, n.2, p.194-201, 1997a.
- BIDONE, E.D. *et al.* Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho river, Amapá State, northern Amazon, Brazil. A screening approach. **Water, Air, Soil Pollut.**, v. 97, p. 9-15, 1997b.
- BOLDRINI, C.V. Mercúrio na Baixada Santista. **Riscos e Conseqüências do Uso do Mercúrio. Seminário Nacional**, 1990, 311p.
- BOLDRINI, C.V. & PEREIRA, D.N. Metais pesados na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente. Bioacumulação. **Ambiente**, São Paulo, v. 1, n.3, p.118-127, 1987.
- BOLDRINI, C.V. *et al.* Contaminação por mercúrio nos rios Mogi-Guaçu e Pardo (SP). **Rev. DAE**, São Paulo, n.135, p.106-117, 1983.
- BRASIL. Leis, decretos, etc. Portaria nº685/98. **Diário Oficial da União**, Brasília, seq.1, pt.1, p.1415-1437, 24 set 1998.

- CÂMARA, Volney de M. *et al.* Estudo da saúde : Níveis de exposição ao mercúrio metálico e seus efeitos à saúde. contaminação ambiental por mercúrio metálico na região amazônica: subsídios para um programa de vigilância das populações expostas. [online]. Available from : Internet : <URL: <http://www.cepis.org.pe>>. [16/05/98].
- CARVALHO, F.M.; TAVARES, T.M. & MENEZES, G.M. Mercury in a brazilian population eating a large quantities of shellfish. **Ciênc. Cult.**, São Paulo, v. 37, n.12, p. 2063-2066, 1985.
- CASTILHOS, Z.C.; BIDONE, E.D. & LACERDA, L.D. Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajós river region, Pará state, Amazon. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, v.61, n.2, p.202-209, 1998.
- CELESTE, A.C. & SHANE, C.G. Mercury in Fish. **FDA papers**. v.4. nº9. p. 27-29. 1970. *apud* HUGUNIN, A.G. Exposure of man to mercury. A review. **J. Milk Food Technol.**, Ames, v. 38, n.6, p. 354-368, 1975.
- CETESB, Avaliação do quadro atual de contaminação por mercúrio nos rios Moji-Guaçu e Pardo (SP). São Paulo, 1988, 39p.
- CETESB, Níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes da represa de Barra Bonita e seus rios formadores : Piracicaba e Tietê (São Paulo, Brasil). São Paulo, 1986, 115p.
- CETESB, Levantamento de cargas e dispersão de mercúrio do rio Botafogo, em Recife, PE. São Paulo, 1984, 109p.
- CETESB, Abatimento da poluição por mercúrio. São Paulo, 1983, 282p.
- CETESB, Estudo de mercúrio nas águas e estuário do rio Botafogo (Pernambuco). Estudo Preliminar - fase 1. São Paulo, 1981, 39p.

- CETESB, Avaliação da situação atual de contaminação dos rios Moji-Guaçú e Pardo e seus reflexos sobre as comunidades biológicas. São Paulo, 1980, 177p.
- CLARKSON, T.W. The toxicology of mercury. **CRC Crit. Rev. Clin. Lab. Sci.**, Cleveland, v. 34, n.3, p. 369-403, 1997.
- CONCON, J.M. Contaminants and additives. **Food Toxicol.**, 1988, 1371p.
- CONNELL, J.J. **Control of fish quality**, 4ed., Surrey : Fishing News Books, 1995, 245p.
- DNPM- Departamento Nacional de Produção Mineral. **Estimativa da produção mineral brasileira**. [online]. Available from :Internet:<URL: <http://www.dnpm.gov.br/estima98.html> >.[20/01/00].
- DUD'A, R. & REJL, L. **A grande enciclopédia dos minerais**, Trad. Rui de Carvalho, Editorial Inquérito, Portugal, 1994, 518p.
- EYSINK, G.G.J. A presença de mercúrio nos ecossistemas aquáticos do Estado de São Paulo. **Riscos e Conseqüências do uso de mercúrio**. **Seminário Nacional**, 1990, 311p.
- EYSINK, G.G.J., PÁDUA, H.B. & MARTINS, M.C. Presença do mercúrio no ambiente. **Ambiente**, São Paulo, v. 2, n.1, p.43-50, 1988.
- FAINTUCH, J.J. & ROCHA, A.S. Intoxicação por mercúrio no Brasil. **Rev. Bras. Med.**, Rio de Janeiro, v. 47, n.10, p. 505-509, 1990.
- FERREIRO, M.F. *et al.* Avaliação do nível de mercúrio na população de Alagados. **Ciênc. Cult.**, São Paulo, v. 32, n.1, p. 89-95, 1980.
- FUKUMOTO, C.J. & OLIVEIRA, C.A.F. Determinação de mercúrio em pescado comercializado no município de São Paulo, SP-Brasil. **Hig. Aliment.**, São Paulo, v. 9, n.40, p. 27-30, 1995.

- FUNK, W.; DAMMANN, V. & DONNEVERT, G. **Quality assurance in analytical chemistry**, Weinheim : VCH, 1995, 238p.
- GOLDWATER, L.J. Mercury in the environment. **Sci. Am.**, New York, v. 224, n.5, p. 15-21, 1971.
- HARADA, M. Minamata disease : methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. **Crit. Rev. Toxicol.**, Cleveland, v. 25, n.1, p.1-24, 1995.
- HATCH, W.R. & OTT, W.L. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. **Anal. Chem.**, Washington, v.40, n.14, p.2086-2087, 1968.
- HUGUNIN, A.G. Exposure of man to mercury. a review. **J. Milk Food Technol.**, Ames, v. 38, n.6, p. 354-368, 1975.
- HYLANDER, L.D. *et al.* Mercury levels in Alto Pantanal : A Screening Study. **Ambio**, Oslo, v. 23, n. 8, p. 478-484, 1994.
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Estatística da pesca**. [online]. Available from : Internet: < URL : <http://www.ibama.gov.br/atua.html>>. [20/01/00].
- INSTITUTO ADOLFO LUTZ. Normas Analíticas do Instituto Adolfo Lutz : métodos químicos e físicos para análise de alimentos. 3ed. São Paulo, 1985, v.1, 533p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Consumo alimentar domiciliar per capita anual**. [online]. Available from : Internet: <URL:<http://www.sidra.ibge.gov.br/cgi-bin/prtab>. [20/01/00].
- JENSEN, S. & JERNELOV, A. biological methylation of mercury in aquatic organisms. **Nature**, London, v. 223, p. 753-754, 1969.

- JOHNSTON, J.N. & SAVAGE, G.P. Mercury consumption and toxicity with reference to fish and fish meal. **Nutr. Abstr. Rev. (Series A)**, Slough, v. 61, n. 2, p. 73-116, 1991.
- KANTIN, R. & NIENCHESKI, L.F. Comportamento físico-químico do mercúrio no ambiente marinho : uma revisão. **Acta Technol.**, Pelotas, v. 2, n.1, p. 1-26, 1979.
- KEITH, L.H. *et al.* Principles of environmental analysis. **Anal. Chem.**, Washington, v. 55, n. 14, p. 2211-2218, 1983.
- KIRK, R.E. & OTHMER, D.F. **Encyclopedia of Chemical Technology**, v. 15, 3^{ed.}, Wiley Interscience Publication, USA, 1978.
- LACERDA, L.D. Evolution of mercury contamination in Brazil. **Water, Air, Soil Pollut.**, v.97, n. 3/4, p.247-255, 1997c.
- LACERDA, L.D. Contaminação por mercúrio no Brasil : fontes industriais vs garimpo de ouro. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 20, n.2, p. 196-199, 1997b.
- LACERDA, L.D. Atmospheric mercury and fish contamination in the Amazon. **Ciênc. Cult.**, São Paulo, v. 49, n.1/2, p.54-57, 1997a.
- LACERDA, L.D. & MENESES, C.F. O Mercúrio e a contaminação de reservatórios no Brasil. **Ciênc. Hoje**, São Paulo, v. 19, n. 110, p. 34-39, 1995.
- LACERDA, L.D. *et al.* Mercury concentrations in fish from the Itacaiúnas-Parauapebas river system, Carajás region, Amazon. **An. Acad. Bras. Ci.**, Rio de Janeiro, v. 66, n. 3, p.373-379, 1994.
- LACERDA, L.D. Mercury from gold mining in the Amazon environment - An overview. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 155-160, 1992.

-
- LEBEL, J. *et al.* Fish diet and mercury exposure in a riparian amazonian population. **Water, Air, Soil Pollut.**, v.97, 1997.
- LEBEL, J. *et al.* Evidence of early nervous system dysfunction in amazonian populations exposed to low-levels of methylmercury. **Neurotoxicology**, Little Rock, v.17, n. 1, p. 157-168, 1996.
- LONG, G.L. & winefordner, J.D.. Limit of detection, a closer look at the IUPAC definition. **Anal.Chem.**, Washington, v.55, n.7, p.712-724, 1983.
- MALLAS, J. & BENEDICTO, N. Mercury and goldmining in the brazilian Amazon. **Ambio**, Oslo, v.15, n.4, p.248-249, 1986.
- MALM, O. *et al.* Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **Sci. Total Environ.**, Amsterdam, v. 175, n.2, p. 141-150, 1995.
- MALM, O. *et al.* Mercury pollution due to gold mining in the Madeira river basin, Brazil. **Ambio**, Oslo, v. 19, n.1, p. 11-15, 1990.
- MARTINELLI, L.A. *et al.* Mercury contamination in the Amazon : a gold rush consequence. **Ambio**, Oslo, v. 17, n. 4, p. 252-254, 1988.
- MIURA, K. *et al.* Mercury toxicity. **Toxicology of Metals. Biochemical Aspects**, Springer-Verlag, Germany, 1995, 467p.
- MOREIRA, J.C. & PIVETTA, F. Human and environmental contamination by mercury from industrial uses in Brazil. **Water, Air, Soil Pollut.**, v.97, n.3/4, p.241-246, 1997.
- NEWBERNE, P.M. Mercury in fish : a literature review. **CRC Crit. Rev. Food Technol.**, Cleveland, p. 311-335, 1974.
- OCHIAI, E. **General Principles of Biochemistry of the Elements**, New York, Plenum Press, 1987, 461p.

- ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD (OPAS). **Mercurio**, Criterios de Salud Ambiental 1, USA, 1978.
- PADOVANI, C.R.; FORSBERG, B.R. & PIMENTEL, T.P. Contaminação mercurial em peixes do rio Madeira : resultados e recomendações para consumo humano. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 25, n.1/2, p. 127-136, 1995.
- PALHETA, D. & TAYLOR, A. Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon Region of Brazil. **Sci. Total Environ.**, Amsterdam, v. 168, n.1, p. 63-69, 1995.
- PFEIFER, W.C. *et al.* A ameaça do mercúrio nos garimpos. **Ciênc. Hoje**, São Paulo, v. 11, n.61, p. 10-12, 1990.
- PFEIFER, W.C. *et al.* Mercury concentrations in island waters of gold mining areas in Rondonia, Brazil. Netherlands. **Sci. Total Environ.**, Amsterdam, v. 87/88, p. 233-240, 1989.
- PFEIFFER, W.C. & LACERDA, L.D. Mercury inputs into the Amazon Region, Brazil. **Environ. Technol. Lett.**, London, v.9, p.325-330, 1988.
- PREGNOLATTO, W.; TOLEDO, M. & SANTESSO, N. Teor de mercúrio em águas da baixada Santista - São Paulo. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 39, n.1, p. 5-15, 1979.
- PREGNOLATTO, W.; GARRIDO, N.S. & TOLEDO, M. Pesquisa e determinação de mercúrio em peixes de água salgada e doce do Brasil. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 34, p. 95-100, 1974.
- QUEIROZ, I.R. **Determinação de metilmercúrio em peixes de região de garimpo**. São Paulo, 1995. 109p. (Tese de Mestrado - Faculdade de Ciências Farmacêuticas - USP).

- ROCHA, A.A.; PEREIRA, D.N. & PÁDUA, H.B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings. São Paulo (Brasil). **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v. 19, p. 401-410, 1985.
- SAHA, J.G. Significance of mercury in the environment. **Residue Rev.**, New York, v. 42, p. 103-163, 1972.
- SANTOS FILHO, E. *et al.* Concentrações sanguíneas de metais pesados e praguicidas organoclorados em crianças de 1 a 10 anos. **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v. 27, n.1, p. 59-67, 1993.
- VIEIRA, J.L.F. & PASSARELLI, M.M. Aspectos toxicológicos dos compostos de mercúrio. **Rev. Bras. Toxicol.**, São Paulo, v. 8, n. 2, p. 9-13, 1995.
- WESTÖÖ, G. Determination of methylmercury compounds in foodstuffs. II. Methylmercury in fish, egg, meat, and liver. **Acta Chem. Scand.**, Copenhagen, v. 21, n. 7, p. 1790-1800, 1967.
- WESTÖÖ, G. Determination of methylmercury compounds in foodstuffs. I. Methylmercury compounds in fish, identification and determination. **Acta Chem. Scand.**, Copenhagen, v. 20, n.8, p. 2131-2137, 1966.
- WOOD, J.M. PENLEY, M.W. & DESIMONE, R.E. Mechanisms for methylation of mercury in the environment. Technical Reports Series. n. 137, 1972 *apud* CONCON, J.M. Contaminants and Additives. **Food Toxicol.**, 1988, 1371p.
- WOOD, J.M. ; KENNEDY, F.S. & ROSEN, C.G. Synthesis of methylmercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium. **Nature**, London. v.220, p. 173-174, 1968.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. INORGANIC MERCURY. Geneve : WHO. 1991. 168p. (Environmental Health Criteria, n. 118).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. METHYLMERCURY. Geneve : WHO. 1990. 140p. (Environmental Health Criteria, n. 101).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. MERCURY. Geneve : WHO. 1989. 115p. (Environmental Health Criteria, n. 86).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Evaluation of certain food additives and the contaminants mercury, lead and cadmium.** Geneve, 1972, 32p. (Technical Report Series, 505).

ZENEBON, O. **Determinação de mercúrio : uso de H_2O_2/H_2SO_4 na preparação de amostras de alimentos e estudo sistemático de oxidantes na preparação de amostras de urina.** São Paulo, 1995. 104p. (Tese de doutorado, Instituto de Química - USP).