MÔNICA LINDA UNGAR

CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM EXEMPLARES DE
PESCADA-DO-PIAUÍ (*Plagioscion squamosissimus*) (HECKEL,
1840) CAPTURADOS NOS RESERVATÓRIOS DAS USINAS
HIDRELÉTRICAS DE BARRA BONITA E DE ROSANA,
SÃO PAULO, 1994.

Tese apresentada ao Departamento de Prática
de Saúde Pública da Faculdade de Saúde
Pública da Universidade de São Paulo, para
obtenção do título de Doutor em Saúde Pública.

Orientador: Professor Doutor Pedro Manuel Leal Germano

SÃO PAULO

1998

AGRADECIMENTO ESPECIAL

Ao Professor Doutor Pedro Manuel Leal Germano, pelo privilégio de sua competente orientação e pela conduta exemplar em todas as fases do desenvolvimento desta tese, que aliados à compreensão nos períodos de dificuldades, foram essenciais para a sua conclusão.

AGRADECIMENTOS

À Companhia Energética de São Paulo-CESP, em nome da Diretoria de Meio Ambiente, pelo fornecimento dos exemplares de peixes *Plagioscion squamosissimus* (pescada-do-piauí), que constituíram o objeto de investigação do presente trabalho e às equipes das estações de Aqüicultura e Hidrobiologia de Barra Bonita e de Salto Grande, responsáveis pela captura dos espécimes.

Ao Departamento de Inspeção Municipal de Alimentos, da Secretaria Municipal de Abastecimento da Prefeitura do Município de São Paulo, por permitir a execução da técnica laboratorial na Seção Técnica de Aditivos e Micotoxinas do Laboratório de Controle de Alimentos.

Ao químico Cláudio Junji Fukumoto, pela orientação quanto à execução da técnica laboratorial e por operar o espectrofotômetro.

Ao Departamento de Nutrição da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, na pessoa da Professora Doutora Sônia Tucunduva Philippi, por permitir o uso de aparelho de precisão, empregado na tomada de dados biométricos dos exemplares de peixes.

À bibliotecária Sra. Maria Lúcia E. de F. Ferraz pela orientação e revisão das referências bibliográficas.

Às bibliotecárias da Biblioteca da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, pelo auxílio no processo de revisão bibliográfica.

Às colegas de laboratório Luzia, Margarida, Miriam e Rute, pela receptividade e pelo apoio durante a execução da técnica laboratorial.

UNGAR, M. L. Concentração de mercúrio em exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) (Heckel, 1840) capturados nos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Barra Bonita e de Rosana, São Paulo, 1994. São Paulo, 1998. [Tese de Doutorado - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo].

RESUMO

Foram determinadas as concentrações de mercúrio total em amostras de musculatura de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) em 35 exemplares capturados em 6 pontos de captura do reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Bonita, localizado na bacia hidrográfica do Tietê Médio Superior (São Paulo) e em 36 exemplares capturados em 4 pontos de captura do reservatório Usina Hidrelétrica de Rosana, localizado na bacia hidrográfica do Paranapanema Baixo (São Paulo/Paraná), no ano de 1994. Para tanto, foi empregada a técnica da espectrofotometria de absorção atômica sem chama, utilizando-se o espectrofotômetro VARIAN®, modelo SpectrAA-10 e o acessório de geração de vapor frio, modelo VGA-76. Adicionalmente, foram registrados o peso total, o comprimento standard e o comprimento total dos exemplares analisados. Os valores das concentrações de mercúrio nos exemplares do reservatório de Barra Bonita variaram de 0,06 a 0,52 $\mu\text{g/g}$, com média igual a 0,25 $\mu\text{g/g}$. No reservatório de Rosana, os valores variaram de 0,04 a 0,42 $\mu\text{g/g}$, com média igual a 0,19 $\mu\text{g/g}$. No reservatório de Barra Bonita, em 3 exemplares (8,6%) os níveis de mercúrio ultrapassaram o limite máximo permissível para consumo humano igual a 0,5 $\mu\text{g/g}$, enquanto que no reservatório de Rosana todos os valores encontraram-se abaixo deste limite. Para os exemplares capturados no reservatório de Barra Bonita, constatou-se a existência de correlação entre peso total e comprimento standard, peso total e concentração de mercúrio e comprimento standard e concentração de mercúrio ($p < 0,001$) sendo os valores obtidos iguais a 0,96, 0,66 e 0,69, respectivamente. Do mesmo modo, para os exemplares capturados no reservatório de Rosana, os mesmos coeficientes de correlação foram iguais a 0,97, 0,69 e 0,69, respectivamente ($p < 0,001$).

UNGAR, M. L. Mercury concentration in “pescada-do-piauí” (*Plagioscion squamosissimus*) (Heckel, 1840) of the Barra Bonita and Rosana hydroelectric reservoirs, São Paulo (Brazil), 1994. São Paulo (BR), 1998. [PhD Thesis - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo].

ABSTRACT

Concentrations of total mercury in samples of muscle of “pescada-do-piauí” (*Plagioscion squamosissimus*) were determined in 35 specimens caught in 6 sampling sites at the Barra Bonita reservoir, localized at the river basin of Tietê Superior (São Paulo; Brazil) and 36 specimens caught in 4 sampling sites at the Rosana reservoir, localized at the river basin of Paranapanema Baixo (São Paulo/Paraná; Brazil), in 1994. It was used the flameless atomic absorption spectrophotometry technique, with the spectrophotometer VARIAN®, SpectrAA-10 model and the vapor generation accessory, VGA-76 model. Additionally, total weight and total and standard length of the analyzed specimens were registered. The mercury concentrations values in Barra Bonita reservoir specimens varied from 0.06 to 0.52 μg with a 0.25 μg rate. In the Rosana reservoir specimens values varied from 0.04 to 0.42 μg with a 0.19 μg rate. In the Barra Bonita reservoir, in 3 specimens (8.6%), mercury levels exceeded the maximum permitted limit for human consumption equal to 0.5 μg , while in the Rosana reservoir all values were under this limit. In the specimens caught in the Barra Bonita reservoir, a correlation was observed between total weight and standard length, total weight and mercury concentrations, and standard length and mercury concentrations ($p < 0.001$); the values obtained were respectively equal to 0.96, 0.66 and 0.69. In the same way, the specimens caught in the Rosana reservoir, the same correlation was observed ($p < 0.001$) and the values were respectively equal to 0.97, 0.69 and 0.69.

LISTA DE TABELAS**PÁGINA**

1. Estimativas de valores de emissões mundiais de mercúrio na atmosfera, de fontes naturais, em 1983	19
2. Estimativas de valores de emissões mundiais de mercúrio na atmosfera, de fontes antropogênicas, em 1983	20
3. Estimativas de valores de emissões totais mundiais de mercúrio na atmosfera, de fontes antropogênicas e naturais, em 1983	21
4. Estimativas de valores de emissões mundiais de mercúrio em ecossistemas aquáticos, a partir de fontes antropogênicas	21
5. Estimativas de valores de emissões mundiais de mercúrio no solo, a partir de fontes antropogênicas	22
6. Médias estimadas do consumo diário e retenção de mercúrio elementar, compostos inorgânicos e metilmercúrio segundo a fonte, em população sem exposição ocupacional ao mercúrio	33
7. Frequência dos sintomas de maior ocorrência na Doença de Minamata	39
8. Frequência dos sintomas observados em crianças com a doença de Minamata congênita, em diferentes anos	42
9. Ingestão de metilmercúrio ($\mu\text{g}/\text{dia}$) através de peixes com diferentes níveis de metilmercúrio e diferentes taxas de consumo de peixes	44
10. Mercúrio em pescado de água doce comercializado no Município de São Paulo, janeiro de 1992 a dezembro de 1993. São Paulo, 1995	49
11. Valores da concentração de mercúrio na musculatura, segundo o hábito alimentar das espécies de peixes analisadas, capturadas no reservatório de Barra Bonita em 1984 e 1985	54

12. Valores da concentração de mercúrio na musculatura, segundo o hábito alimentar das espécies de peixes analisadas, capturadas no reservatório de Barra Bonita, no período de dezembro de 1984 a outubro de 1985	55
13. Valores da concentração de mercúrio na musculatura, segundo as 22 espécies de peixes analisadas, capturadas no reservatório de Barra Bonita, no período de dezembro de 1985 a outubro de 1986	56
14. Composição da amostra selecionada para análise laboratorial, dos exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>), dos reservatórios de Barra Bonita e de Rosana, 1994	73
15. Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo peso total (Pt), comprimento standard (Cs), comprimento total (Ct), concentração de mercúrio (Hg) na musculatura e pontos de captura. São Paulo, 1994	87
16. Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório Rosana, segundo peso total (Pt), comprimento standard (Cs), comprimento total (Ct), concentração de mercúrio (Hg) na musculatura e pontos de captura. São Paulo, 1994	88
17. Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados nos reservatórios de Barra Bonita e de Rosana, segundo o peso total (Pt), por intervalos de classe. São Paulo, 1994	89
18. Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos do peso total (Pt) e os pontos de captura. São Paulo, 1994	90

Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Rosana, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos do peso total (Pt) e os pontos de captura. São Paulo, 1994	91
Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados nos reservatórios de Barra Bonita e de Rosana, segundo o comprimento standard (Cs), por intervalos de classe. São Paulo, 1994	92
Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos do comprimento standard (Cs) e os pontos de captura. São Paulo, 1994	93
Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Rosana, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos do comprimento standard (Cs) e os pontos de captura. São Paulo, 1994	94
Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo a concentração de mercúrio (Hg) na musculatura, por intervalos de classe. São Paulo, 1994	96
Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos da concentração de mercúrio (Hg) na musculatura e os pontos de captura. São Paulo, 1994	97
Análise de variância referente aos valores de concentração de mercúrio em exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) por ponto de captura do reservatório de Barra Bonita. São Paulo, 1994	98
Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Rosana, segundo a concentração de mercúrio (Hg) na musculatura, por intervalos de classe. São Paulo, 1994	103

27. Exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Rosana, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos da concentração de mercúrio (Hg) na musculatura e os pontos de captura. São Paulo, 1994	105
28. Análise de variância referente aos valores de concentração de mercúrio em exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) por ponto de captura do reservatório de Rosana. São Paulo, 1994	106

LISTA DE QUADROS**PÁGINA**

1. Utilização do mercúrio segundo a atividade industrial	13
2. Métodos analíticos para determinação de mercúrio em diferentes tipos de amostras	46
3. Características morfométricas e hidrométricas dos reservatórios da Usinas Hidrelétricas de Barra Bonita e de Rosana	62
4. Marca, país de procedência e concentração máxima de mercúrio dos reagentes utilizados	77
5. Características de operação do espectrofotômetro de absorção atômica VARIAN®, modelo SpectrAA 10	82

LISTA DE FIGURAS

PÁGINA

1. Reservatórios das Usinas Hidrelétricas do Estado de São Paulo, com destaque para as de Barra Bonita e de Rosana .	60
2. Reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Bonita, com destaque para os pontos de amostragem	66
3. Reservatório da Usina Hidrelétrica de Rosana, com destaque para os pontos de amostragem	67
4. Gráfico de dispersão dos valores de peso total (Pt) e comprimento standard (Cs) dos exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Barra Bonita, São Paulo, 1994	112
5. Gráfico de dispersão dos valores de peso total (Pt) e comprimento standard (Cs) dos exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Rosana, São Paulo, 1994	112
6. Gráfico de dispersão dos valores de peso total (Pt) e concentração de mercúrio (Hg) na musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Barra Bonita, São Paulo, 1994	113
7. Gráfico de dispersão dos valores de peso total (Pt) e concentração de mercúrio (Hg) na musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Rosana, São Paulo, 1994	113
8. Gráfico de dispersão dos valores de comprimento standard (Cs) e concentração de mercúrio (Hg) na musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Barra Bonita, São Paulo, 1994	114

9. Gráfico de dispersão dos valores de comprimento standard (Cs) e concentração de mercúrio (Hg) na musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (<i>Plagioscion squamosissimus</i>) capturados no reservatório de Rosana, São Paulo, 1994	114
--	-----

ÍNDICE	PÁGINA
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Características Químicas e Físicas	7
1.2. Utilização e Consumo	9
1.3. Fontes	18
1.4. Transporte, Distribuição e Transformação Ambiental	22
1.5. Cadeia Trófica	25
1.6. Efeitos no Homem	30
1.7. Limites de Tolerância	43
1.8. Métodos Analíticos	45
1.9. Mercúrio em Pescado de Água Doce no Estado de São Paulo	48
2. OBJETIVOS	58
3. MATERIAL E MÉTODO	59
3.1. Áreas de Estudo	59
3.1.1. Reservatórios	59
3.1.1.1. Reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Bonita	59
3.1.1.2. Reservatório da Usina Hidrelétrica de Rosana ..	63
3.1.2. Pontos de Captura	64
3.2. Amostra	68
3.2.1. Peixes	68
3.2.2. Colheita e Tamanho da Amostra	70
3.2.3. Preparo da Amostra	72
3.2.3.1. Material	72
3.2.3.2. Procedimento	73
3.3. Análise Laboratorial	75
3.3.1. Material	76

3.3.1.1. Reagentes	76
3.3.1.2. Equipamentos e Acessórios	77
3.3.1.3. Vidraria	78
3.3.2. Descrição do Método	78
3.3.2.1. Preparo das Soluções	78
3.3.2.2. Preparo da Amostra	81
3.3.2.3. Leitura	81
3.4. Análise Estatística	84
 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	 86
4.1. Peso Total	89
4.2. Comprimento Standard	92
4.3. Concentração de Mercúrio em Barra Bonita	95
4.4. Concentração de Mercúrio em Rosana	103
4.5. Teste de Duas Médias	110
4.6. Coeficientes de Correlação	110
4.7. A Questão do Pescado em Barra Bonita	115
4.8. A Questão do Pescado em Rosana	121
 5. CONCLUSÕES	 123
 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	 125

1. INTRODUÇÃO

É provável que a contaminação de ambientes aquáticos venha ocorrendo desde o tempo mais remoto da existência humana. Inicialmente, organizado em pequenos grupos nômades, o homem talvez já tenha provocado pequenas alterações ecológicas locais em seus mananciais, decorrentes da disposição de seus dejetos (PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

A mudança do homem para hábitos sedentários representou uma ameaça maior para as águas interiores e costeiras. A organização em pequenas comunidades fixas, o aumento da densidade humana, o desenvolvimento da agricultura e da criação de animais domésticos, fizeram com que as fontes de poluição, antes pequenas e amplamente dispersas, se ampliassem e se concentrassem. A matéria orgânica presente nas águas de esgoto, a disposição de excretas animais e a erosão do solo devem ter criado impactos adversos locais, desafiando a capacidade de assimilação dos corpos d'água, principalmente de rios e baías costeiras semi-fechadas. Porém, como a população humana permaneceu relativamente pequena, é improvável que os impactos, em tais ambientes aquáticos, tenham sido significantes (PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

A situação mudou drasticamente com a revolução industrial, na segunda metade do século XVIII, iniciando a era das mudanças antropogênicas sobre a natureza. A produção de novos contaminantes, enriquecidos ou criados através dos processos industriais, e a sua disposição ambiental provocaram o surgimento de novos impactos. Além disso, o desenvolvimento das indústrias favoreceu o surgimento de grandes centros urbanos, gerando um aumento de resíduos orgânicos provenientes de esgotos domésticos e da agricultura (PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

Exemplo da extensão da interferência das atividades humanas no meio ambiente é o estuário da baía de São Francisco, localizado na foz do sistema dos

rios Sacramento e São Joaquim, nos Estados Unidos. A região, inicialmente colonizada pelos espanhóis (1769), começou a sofrer drásticas mudanças com a descoberta de ouro nos contrafortes de Serra Nevada em 1848; em 2 anos, a população cresceu de 400 para 25.000 habitantes. A mineração do ouro, os crescimentos da exploração agrícola e dos centros urbanos causaram uma diversidade de modificações - principalmente dos ecossistemas aquáticos de água doce e salgada - ao ponto de ser este estuário considerado, atualmente, o mais modificado pelas atividades antropogênicas no país (NICHOLS e col., 1986).

Neste século, e especialmente nas últimas duas ou três décadas, centenas de milhares de toneladas de novos compostos, antigamente não disponíveis na natureza, têm sido dispostos no meio ambiente, alterando drasticamente o equilíbrio outrora existente. A adaptação dos seres vivos, inclusive o homem, a essas mudanças tem sido muito difícil ou o tempo disponível tem sido curto e, portanto, estes poluentes têm se transformado em fontes de contaminação altamente perigosas. Estas contaminações são responsáveis, também, por impactos indiretos, sendo a cadeia alimentar especialmente vulnerável (PAIS, 1994).

Apesar da contínua e crescente poluição de ecossistemas aquáticos - principalmente em países industrializados - foi apenas na década de 50, na Baía de Minamata - Japão, que o primeiro evento de impacto em saúde pública, decorrente de contaminação ambiental causada por descarga de efluente industrial, foi amplamente documentado (HARADA, 1995; PHILLIPS & RAINBOW, 1994; MITRA, 1986).

A cidade de Minamata localiza-se na ilha Kyushu, a sudoeste do Japão. A costa oeste da ilha é banhada pelo mar Shiranui, no qual situa-se a baía de Minamata.

Desde o início dos anos 50, as pessoas começaram a testemunhar um estranho fenômeno na baía de Minamata e nos seus arredores. Sem nenhuma

razão aparente, os peixes giravam continuamente e flutuavam com a porção ventral exposta; os mariscos apareciam abertos e em estado de decomposição; e, as aves caíam durante o voo. Os gatos apresentavam excessiva salivação, convulsões e movimentos de rotação violentos, que os impedia de caminhar em linha reta, e, freqüentemente, caíam mortos. Muitos pulavam ao mar e morriam afogados. Cães e porcos também foram afetados, porém em menor número (HARADA, 1995).

A partir de 1953, começaram a ser observados casos humanos de uma doença com comprometimento neurológico e características de envenenamento. Os pacientes apresentavam diversos sintomas, tais como: cansaço, irritabilidade, cefaléia, disfagia, constrição do campo visual, distúrbios sensoriais e auditivos, ataxia, disartria e tremor, podendo chegar a óbito. Casos congênitos começaram a ser relatados, onde recém-nascidos, de mães aparentemente saudáveis, eram portadores de danos cerebrais severos. A incidência da doença aumentou rapidamente, e, em maio de 1956, a ocorrência de uma epidemia de "uma doença não esclarecida do sistema nervoso central" foi comunicada ao Departamento de Saúde Pública de Minamata. Como a causa da mesma era desconhecida, começou a ser chamada de "Doença de Minamata", nome do local onde fora observada pela primeira vez (HARADA, 1995; PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

Minamata era a única cidade industrializada da área, onde a Chisso Chemical Corporation Ltd. operava desde 1907, uma das maiores e mais modernas indústrias químicas do Japão na época. Produzia fertilizantes químicos, resinas sintéticas, plásticos e produtos químicos industriais. A fábrica utilizava uma variedade de substâncias químicas e despejava o efluente líquido diretamente na Baía de Minamata. Existiam evidências de que a contaminação da vida marinha, próxima à indústria, ocorria desde 1925 (HARADA, 1995).

Em 1958, um médico do "Grupo de Pesquisa da Doença de Minamata", constituído principalmente por membros da Escola de Medicina da Universidade de Kumamoto, notou que os achados clínicos e patológicos da Doença de

Minamata eram idênticos àqueles observados em funcionários, vítimas de intoxicação ocupacional por mercúrio orgânico, de uma indústria inglesa de fertilizantes químicos, que utilizava metilmercúrio e ocorrida em 1940. Esta foi a principal pista para a elucidação da causa. É importante destacar que nem as agências governamentais nem a direção da fábrica auxiliaram o grupo japonês de estudo a identificar o agente causal ou sua fonte (HARADA, 1995; PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

Experimentos realizados com gatos, alimentados com metilmercúrio e organismos marinhos afetados, demonstraram que a doença de Minamata era induzida e causada por envenenamento pelo mercúrio orgânico. O mesmo contaminante foi detectado em altas concentrações no sedimento e fauna da baía de Minamata. Constatou-se que tanto o metilmercúrio quanto o mercúrio inorgânico estavam presentes nos efluentes líquidos da indústria Chisso, e, em novembro de 1959, o “Grupo de Pesquisa da Doença de Minamata da Universidade de Kumamoto” informou o Ministério da Saúde e Bem-estar do Japão que “a doença de Minamata era causada pelo metilmercúrio contido no efluente líquido proveniente da fábrica” (PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

Apesar da gravidade do problema, foi apenas em 1968 que o governo japonês reconheceu que a Doença de Minamata era provocada pela ingestão de pescado contaminado por metilmercúrio, ano também em que a indústria Chisso suspendeu a emissão de mercúrio em seus efluentes líquidos (PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

Até março de 1992, 2.252 pacientes foram reconhecidos oficialmente como vítimas da Doença de Minamata, 1.043 dos quais haviam morrido. Um total de 12.127 pessoas reivindicaram ser portadoras da doença, porém não foram reconhecidas como tal e outras 1.968 ainda esperavam ser submetidas à avaliação do “Examining Board for the Recognition of Minamata Disease Patients” (PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

Uma segunda epidemia de intoxicação por mercúrio, entre pessoas que se alimentavam de peixes, ocorreu em Niigata, localizada a noroeste da ilha Honshu, no Japão. Nos anos de 1964 e 1965, foram registrados 47 casos da Doença de Minamata, dentre os quais 6 óbitos. As pessoas afetadas ingeriram peixes capturados no rio Agano, contaminado pelos efluentes líquidos, que continham mercúrio, da indústria Showa Electric (MITRA, 1986; PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

O mau uso de sementes, principalmente de cereais, tratadas com fungicidas organomercuriais e destinadas à alimentação, foi a causa de surtos de intoxicação por mercúrio em alguns países onde a produção de alimentos tinha alta prioridade (KAZANTIS, 1980).

No inverno de 1971-72, o governo do Iraque importou uma grande quantidade de sementes de trigo e de cevada, destinadas para o plantio. Por serem tratadas com metilmercúrio, a sua distribuição foi acompanhada por advertências públicas de que não poderiam ser utilizadas para alimentação. Porém, uma série de circunstâncias culminaram num desastre nacional que, provavelmente, tenha sido a maior epidemia de intoxicação química já vista (BAKIR e col., 1973; KAZANTIS, 1980; WHO, 1990).

Um atraso na importação resultou na perda do período de plantio e, em contrapartida, havia uma deficiência de estoque de grãos para alimentação. A população rural tinha pouca confiança nos anúncios do governo e, além do seu baixo índice de alfabetização, os avisos nos contêineres, que continham os grãos, estavam escritos em inglês e espanhol e eram, portanto, incompreensíveis. Para diferenciá-las das demais, as sementes tratadas eram tingidas com corante vermelho; porém, alguns fazendeiros acreditavam que ao retirarem o corante com água, estariam removendo o fungicida. Desta forma, os grãos de trigo foram amplamente utilizados no feitiço de pão caseiro, consumido pelas comunidades rurais em todo o país (KAZANTIS, 1980).

O consumo dos pães contaminados iniciou-se, provavelmente, na festa de Ramadan em novembro de 1971. Os primeiros casos de intoxicação por metilmercúrio foram diagnosticados no final de dezembro, e, durante o mês de janeiro de 1972, as internações hospitalares atingiram uma média diária de várias centenas. A severidade dos sinais e sintomas era dose-dependente, variando desde ataxia, incoordenação motora, deficiências visuais, auditivas e de fala, até a morte. No final de março, já havia registro de 6.530 internações, com 459 (7%) óbitos. Análises realizadas em amostras de farinha de trigo revelaram uma concentração média de metilmercúrio igual a 9,1 µg, com variação de 4,8 µg a 14,6 µg. Considerando-se que muitos pacientes não tiveram atendimento médico, pois apenas os casos mais severos foram admitidos pelos serviços de saúde, e que devam ter ocorrido óbitos após a alta hospitalar, a verdadeira extensão da epidemia e a real taxa de mortalidade, provavelmente, nunca serão conhecidas (KAZANTIS, 1980; MITRA, 1986).

Outros acidentes - em menor escala, porém não em menor importância - decorrentes do uso de fungicidas organomercuriais no tratamento de sementes, ocorreram em diferentes países, envolvendo tanto populações humanas quanto animais. Da mesma forma, foram relatados casos isolados de intoxicação conseqüentes à ingestão de peixes, principalmente relacionados aos hábitos alimentares (FERNÍCOLA, 1983; MITRA, 1986; WHO, 1990).

Apesar das graves conseqüências dos casos acima mencionados, o mercúrio teve um papel pioneiro na crescente conscientização, tanto da comunidade científica quanto da população em geral, com relação às alterações que a poluição com produtos químicos persistentes, e em particular por metais pesados, podem causar no ecossistema e, conseqüentemente, à saúde pública (KAZANTIS, 1980; MITRA, 1986).

1.1. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E FÍSICAS

O mercúrio é um metal pesado e seu símbolo Hg deriva da palavra grega *Hydrargyros* ou latina *Hydrargyrum* que significa “prata líquida” ou “água de prata” devido ao fato de se apresentar, em seu estado elementar e à temperatura ambiente, sob a forma de um líquido branco-prata brilhante (KNIGHT, 1988; SIENKO & PLANE, 1977).

Possui massa atômica igual a 200,59 e número atômico 80. Ocupa uma posição singular entre os elementos devido à sua alta volatilidade. É o único metal que existe no estado líquido em temperatura abaixo de 0°C, sendo seu ponto de fusão igual a -38,89°C e o de ebulição a 356,95°C a 1 atmosfera. Possui densidade igual a 13,546 g/cm³ a 20°C e alta pressão de vapor, igual a $19,7 \times 10^{-4}$ mm a 25°C (OHLWEILER, 1973; WHO, 1991).

O mercúrio volatiliza-se, prontamente, em temperatura ambiente; o seu vapor e os gases raros são os únicos elementos que se apresentam sob a forma monoatômica em temperatura ambiente. A atmosfera saturada com vapor de mercúrio a 24°C contém, aproximadamente, 18 mg/m³ (KAZANTIS, 1980; KNIGHT, 1988).

Possui elevada tensão superficial, alta mobilidade e boas condutividades elétrica e térmica; apresenta expansão linear de volume e não se adere a superfícies de vidro (MITRA, 1986; KNIGHT, 1988).

O mercúrio é insolúvel em água, porém solúvel em ácido sulfúrico concentrado e quente, e em ácido nítrico, mesmo diluído, formando sais de mercúrio (KNIGHT, 1988; OHLWEILER, 1973). Pode dissolver vários metais, especialmente o cobre, o sódio, o potássio, a prata e o ouro, formando ligas chamadas amálgamas. Estas ligas podem ser sólidas ou líquidas, conforme a quantidade relativa de mercúrio (OHLWEILER, 1973; SIENKO & PLANE, 1977).

O mercúrio pode existir sob diversos estados físicos e químicos e as diferentes formas deste elemento possuem propriedades tóxicas intrínsecas e diversas aplicações na indústria, agricultura e medicina (WHO, 1976).

O mercúrio pode apresentar-se em 3 estados de oxidação: mercúrio metálico ou elementar (Hg^0), mercurioso (Hg_2^{2+}) e mercúrico (Hg^{2+}).

O íon Hg_2^{+2} resulta da combinação de dois átomos, com perda de um elétron, conforme o seguinte potencial padrão do par Hg-Hg(I) : $2\text{Hg} \leftrightarrow \text{Hg}_2^{+2} + 2\text{e}$. Desta forma, apresenta um estado de valência +1, também denominado íon de mercúrio (I), e forma os compostos mercuriosos. O íon Hg^{+2} resulta da perda de dois elétrons: $\text{Hg} \leftrightarrow \text{Hg}^{+2} + 2\text{e}$, apresentando um estado de valência +2. O íon de mercúrio (II) forma os compostos mercúricos, que são muito mais numerosos que os mercuriosos (OHLWEILER, 1973; WHO, 1976).

O mercúrio divalente possui grande afinidade por ligantes inorgânicos, formando sais simples como cloreto, nitrato e sulfato, e orgânicos, formando os compostos organometálicos. Estes caracterizam-se pela ligação do mercúrio a um ou dois átomos de carbono, resultando em compostos do tipo RHgX e RHgR' . A porção orgânica R pode ter uma variedade de formas, sendo as mais comuns aquelas com os radicais alquil, fenil e metoxietil; X pode ser uma variedade de ânions. Sob o ponto de vista toxicológico, os compostos organometálicos mais importantes são os alquilmercuriais de cadeia curta, no qual o mercúrio está ligado ao átomo de carbono do grupo metil, etil ou propil. A ligação carbono-mercúrio é quimicamente estável e a propriedade química mais importante do íon mercúrico e de compostos alquilmercuriais é a sua alta afinidade por grupos sulfidril (SH^-) (WHO, 1976; WHO, 1990).

De uma maneira geral, os compostos mercuriais podem ser divididos em 3 espécies, segundo suas principais características físico-químicas: compostos voláteis (V); compostos reativos (R); compostos não reativos (NR) (WHO, 1991):

- V: Hg^0 , $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$;
- R: Hg^{2+} , HgX_2 , HgX_3^- , HgX_4^{2-} (onde $\text{X} = \text{OH}^-$, Cl^- ou Br^-); HgO em aerossóis; Hg^{2+} complexado a ácidos orgânicos;
- NR: CH_3Hg^+ , CH_3HgCl , CH_3HgOH e outros compostos organomercúricos, $\text{Hg}(\text{CN})_2$, HgS e Hg^{2+} ligado ao enxofre em fragmentos de matéria húmica.

A solubilidade dos compostos mercuriais varia muito; a solubilidade em água aumenta na seguinte ordem: cloreto mercurioso; mercúrio elementar; cloreto metilmercúrico; cloreto mercúrico (WHO, 1990).

A especiação do mercúrio é de grande importância na determinação da absorção do metal da água e solo. A maioria do mercúrio em águas naturais e no solo está fortemente ligado ao sedimento ou matéria orgânica e não disponível para os organismos (WHO, 1989).

1.2. UTILIZAÇÃO E CONSUMO

Já na época pré-histórica, o homem utilizava o mercúrio (cinábrio) como corante vermelho nos desenhos realizados nas paredes das cavernas (KNIGHT, 1988).

Conhecido desde a Antiguidade, o primeiro registro escrito do mercúrio foi feito por Aristóteles no quarto século a.C., quando descreveu os usos medicinais da "prata líquida". Há registros da mineração do cinábrio nas minas de Almadén, na Espanha, desde o ano de 415 a.C., sendo comercializado pelos fenícios (HUNTER, 1985 apud ZAVARIZ, 1994; KAZANTIS, 1980).

Os antigos sábios hindus acreditavam que o mercúrio possuía propriedades afrodisíacas, enquanto que os chineses afirmavam seus atributos imortais (JOHNSTON & SAVAGE, 1991). O metal foi encontrado nas tumbas egípcias de 1500 a.C. e na Grécia, sendo utilizado pelos egípcios e gregos na

preparação de cosméticos e medicamentos e para amalgamação (BINDRA, 1981 apud KAZANTIS, 1980).

Os romanos utilizaram o mercúrio, extensivamente, em medicamentos e amálgamas, em períodos a.C. e d.C. O cinábrio era usado como pigmento rubro-escarlate para escrever, em cosméticos e em decoração de túmulos, estátuas e paredes (JOHNSTON e SAVAGE, 1991; KAZANTIS, 1980). Os efeitos nocivos à saúde, causados pela mineração de mercúrio, já eram conhecidos pelos romanos, que condenavam escravos e prisioneiros a trabalharem na mina de Almadén (KAZANTIS, 1980; KNIGHT, 1988).

O mercúrio foi o “ídolo” dos alquimistas de antigamente que, através dos anos, tentaram convertê-lo em ouro, em busca da pedra filosofal (MITRA, 1986).

Em 1557, o francês Jean Fernel foi o primeiro a descrever os sintomas e sinais do envenenamento por mercúrio, mesma época em que o cloreto mercurioso começava a ser usado em medicina como diurético (KNIGHT, 1988).

Desde a época medieval, o mercúrio foi amplamente utilizado no tratamento contra a sífilis. No século XVIII, Ramazzini escreveu sobre os cirurgiões que, após aplicarem ungüentos mercuriais em pacientes com sífilis, desenvolviam intoxicação por mercúrio. Realizou, também, interessantes descrições sobre o trabalho dos artesãos de Veneza, dos ourives e dos fabricantes de espelhos e do mercurialismo, a terrível doença que desenvolviam como consequência (KAZANTIS, 1980).

Durante o século XVI, vários compostos de mercúrio orgânico e inorgânico foram desenvolvidos, aumentando, gradualmente, sua aplicação em medicina humana e veterinária, como anti-sépticos, desinfetantes, laxantes e antiinflamatórios. Nos séculos XVIII e XIX, o uso desses compostos tornou-se mais diversificado, estendendo-se para a agricultura. O cloreto de mercúrio foi usado no tratamento de madeira e no controle de doenças do trigo e outros

vegetais. Em 1889, foi descoberta uma solução de mercúrio capaz de controlar fungos em sementes (JOHNSTON & SAVAGE, 1991).

No século XIX, compostos de mercúrio (nitrato mercúrico) eram utilizados no processo de fabricação de chapéus, no tratamento das peles de coelho para sua transformação em feltro. Os artesãos apresentavam alterações mentais e distúrbios da coordenação motora e da fala, sintomas típicos de contaminação por mercúrio, também conhecida, neste caso, como “síndrome do chapeleiro maluco”. Em 1865, Lewis Carroll - pseudônimo de Charles Lewis Dogson - escreveu “Alice no País das Maravilhas”, no qual o personagem do chapeleiro maluco é, aparentemente, um bom exemplo da intoxicação pelo metal (JOHNSTON & SAVAGE, 1991; KAZANTIS, 1980).

O mercúrio foi utilizado, também, em instrumentos de medição; Torricelli, em 1643, inventou o barômetro e Fahrenheit, em 1720, inventou o termômetro. O primeiro detonador de explosivo, usando o fulminato de mercúrio, foi preparado em 1799 (BINDRA, 1981 apud KAZANTIS, 1994).

O mercúrio foi o responsável pela proposição da primeira legislação sobre doenças ocupacionais. Em 1665, a jornada de trabalho nas minas em Idrija, na Iugoslávia, foi reduzida a 6 horas, ao invés das 14 horas habituais nos locais de trabalho (KNIGHT, 1988).

Já no século XIX, os organomercuriais eram reconhecidos como compostos tóxicos, afetando, principalmente, químicos e auxiliares de laboratório que lidavam com o mercúrio. Até o incidente de Minamata (1956), todos os registros de casos de intoxicação com mercúrio orgânico foram causados por exposição direta aos compostos (JOHNSTON & SAVAGE, 1991).

A produção e usos do mercúrio avançou rapidamente neste século, e o seu risco estendeu-se para além das minas e indústrias, atingindo a população em geral. De fato, aproximadamente dois terços da produção mundial de mercúrio ocorreu durante o século XX, e as emissões do metal para o meio

ambiente, decorrentes de atividades antropogênicas, aumentou cerca de três vezes desde 1900 (FITZGERALD & CLARKSON, 1991; KNIGHT, 1988).

Devido às suas propriedades físico-químicas singulares, o mercúrio é um dos compostos químicos mais utilizados pelo homem e, atualmente, encontra-se distribuído por todo o mundo (MITRA, 1986). A aplicação de mercúrio, segundo diversas atividades industriais, encontra-se descrita no Quadro 1.

O mercúrio encontra-se amplamente distribuído pela crosta terrestre, em baixas concentrações, sob a forma de diversos compostos minerais. O seu principal depósito é o sulfeto de mercúrio (HgS), conhecido como cinábrio, e sua extração ocorre mediante aquecimento em uma corrente de ar ($\text{HgS} + \text{O}_2 \rightarrow \text{Hg} + \text{SO}_2$) ou com ferro ($\text{HgS} + \text{Fe} \rightarrow \text{Hg} + \text{FeS}$). O mercúrio, que se desprende em forma de vapor, é condensado em tubos de grês refrigerados com água (MITRA, 1986; OHLWEILER, 1973).

Os depósitos do metal ocorrem, principalmente, em zonas vulcânicas ativas, tais como o cinturão circum-pacífico (Américas, Ásia e Oceania) e região do Mediterrâneo, sendo que os maiores do mundo apresentam as seguintes localizações: na Europa, a Espanha (mina de Almadén), a Itália e a Iugoslávia; na região da antiga União Soviética, com, aproximadamente, 200 depósitos; na América do Norte, o México e os Estados Unidos (estados da Califórnia, de Nevada e Texas); na América do Sul, o Chile, a Colômbia e o Peru; na Ásia, a China, o Japão e a Turquia; e na Australásia, as Filipinas (MITRA, 1986).

Estima-se que a produção mundial de mercúrio, procedente de atividades de mineração, seja da ordem de 10.000 t/ano, podendo este quadro apresentar variação anual, na dependência do valor comercial do metal (MITRA, 1986; WHO, 1989; WHO, 1990; WHO, 1991). Porém, os resultados de estimativas podem apresentar variações devido aos erros inerentes ao tipo de cálculo.

Quadro 1: Utilização do mercúrio segundo a atividade industrial.

ATIVIDADE	UTILIZAÇÃO DO MERCÚRIO (Hg)
Indústria de Cloro/Soda	Utilização como cátodo na célula eletrolítica
Indústria de Materiais Plásticos	Sais inorgânicos de Hg como catalisador; fabricação do monômero cloreto de vinila.
Fabricação de Produtos Químicos	Produtos intermediários de síntese: cloreto de Hg e óxido de Hg; produção de hidróxido de potássio e sulfeto de sódio na célula eletrolítica.
Amalgamas Metálicas	Beneficiamento de prata e ouro fino (garimpo); recuperação de zinco e preparação de espelho (amalgama estanho-mercúrio).
Equipamentos e Aparelhos Elétricos	Lâmpadas e tubos de descarga.
Instrumentos de Controle	Uso em barômetros, termômetros, manômetros, selos hidráulicos, válvula, relê elétrico.
Indústria de Papel e Celulose	Compostos organo-mercuriais no tratamento de branqueamento.
Artigo Dentário	Na forma de amalgamas em obturações dentárias.
Indústria Farmacêutica	O Hg é empregado na fabricação de sabão, cosméticos, antissépticos, diuréticos, pomadas para pele, etc.
Laboratório Químico	Hg metálico e compostos de Hg são utilizados em laboratórios como reagentes e indicadores.
Indústria de Tintas	Fabricação de tintas emulsionáveis, onde os compostos organo-mercuriais são ingredientes ativos, atuando como fungicida, bactericida e anti-incrustante.
Indústria de Chapéus e de Peleteria	Emprega-se o nitrato ácido de Hg para a fabricação de chapéu de feltro.
Fabricação de Explosivos	Emprega-se o cianato de Hg (fulminato de Hg) para a fabricação de detonante de pólvora.
Indústria de Couro	Utiliza-se produto à base de fenil-mercúrio como bactericida no tratamento e preparação do couro.
Indústria de Madeira	Empregam-se compostos organo-mercuriais no tratamento de preservação de madeira contra fungos.
Indústrias Têxteis	Emprega-se compostos organo-mercuriais como fungicidas.
Graxas	O Hg é empregado como aditivo na produção de meios de lubrificação.

As indústrias de cloro/soda, de equipamentos elétricos e de tintas são as maiores consumidoras de mercúrio, representando cerca de 55% do total consumido (WHO, 1989).

Em alguns países, ainda se emprega o mercúrio metálico em atividades de garimpo, no processo de extração de ouro através da amalgamação mercúrio/ouro, apresentando perdas significativas de mercúrio para o meio ambiente e riscos para a saúde humana (CÂMARA, 1993).

Apesar de seu uso ter decrescido consideravelmente, fungicidas à base de compostos mercuriais orgânicos continuam a ser utilizados no tratamento de sementes e bulbos, desempenhando um papel especial como fonte de mercúrio em cadeias tróficas terrestres (WHO, 1989; WHO, 1990).

Considerando-se a questão de um possível esgotamento de recursos naturais não renováveis, realizou-se uma projeção de demanda mundial para o ano 2100, quando se estima que a população mundial atingirá 8,5 bilhões de pessoas. Dentre os vários materiais não renováveis estudados, obtiveram-se as seguintes estimativas para o mercúrio: (a) demanda mundial em 1978 igual a $5,5 \times 10^3$ t; (b) crescimento anual para o período de 1978 a 2000 igual a 2,4%; (c) demanda mundial em 2100 = $2,1 \times 10^4$ t; (d) depleção dos recursos em 2100 igual a 305% (GOELLER & ZUCKER, 1984).

No Brasil, a poluição ambiental por mercúrio ocorre, principalmente, pelos resíduos industriais, pelas atividades de garimpo e pela utilização de agrotóxicos à base mercurial que, mesmo proibidos por lei, ainda são utilizados. O impacto ambiental causado pelo mercúrio e outros metais, e os conseqüentes riscos à população exposta, são comumente divulgados pela imprensa (EYSINK e col., 1988). A ausência de mineração de cinábrio no território brasileiro, torna obrigatória a importação de todo o mercúrio utilizado no país, seja sob sua forma metálica, seja sob a forma de compostos mercuriais (BEZERRA, 1990).

O mercúrio foi introduzido nas Américas por volta do século XVI, procedente da Espanha, e utilizado na amalgamação de ouro e prata no México, Peru e Bolívia. No Brasil, foi utilizado pela primeira vez na exploração de ouro, a partir de 1850. Porém, até a década de 1960, a produção de ouro esteve sempre abaixo de 5 toneladas anuais, representando uma emissão total de mercúrio para o meio ambiente, no decorrer desses 200 anos, de aproximadamente 500 toneladas (2 a 5 t/ano) (LACERDA & MENESES, 1995; PÁDUA, 1992).

Com o desenvolvimento industrial brasileiro, inclusive da agroindústria, a utilização do mercúrio ampliou-se, atingindo um consumo médio de 100 toneladas anuais na década de 70 e início da de 80 (LACERDA & MENESES, 1995). Estima-se que as atividades industriais consumam cerca de 80% das importações de mercúrio no Brasil, sendo que os setores de cloro/soda, tintas e produtos químicos e plásticos representam os maiores consumidores. A Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB) realizou um levantamento das importações de mercúrio e respectivos consumidores no Brasil, junto à Carteira do Comércio Exterior (CACEX), do Banco do Brasil. Os valores médios da participação na importação, segundo a atividade industrial, para o período de 1976 a 1982, foram de: cloro/soda 45,0%; tintas 22,0%; comercial/revenda 18,0%; artigos dentários/farmacêuticos 12,0%; outros 3,0% (BEZERRA, 1990).

Nas indústrias em que o mercúrio é incorporado ao produto final, as perdas para o ambiente são mínimas. Por outro lado, as indústrias de produtos químicos e plásticos e, principalmente, as de cloro/soda que utilizam células de mercúrio em seu processamento industrial, são responsáveis pelo lançamento de maiores quantidades de mercúrio no meio ambiente. Um estudo da distribuição das perdas de mercúrio na produção de cloro/soda, realizado em 3 indústrias paulistas, apresentou os seguintes valores médios: emissões atmosféricas: 45%; resíduos sólidos e lamas: 41%; produtos finais: 3%; efluentes líquidos: < 1%; e, perdas diversas: 11%. O valor médio do fator de consumo foi igual a 127 g Hg/t Cl₂ (BEZERRA, 1990).

As descargas de efluentes industriais em corpos d'água superficiais têm sido responsáveis por episódios de contaminação ambiental por mercúrio, em alguns Estados, com comprometimento da água, sedimento e fauna aquática. Relativamente aos peixes, as conseqüências observadas são, em alguns casos, a ocorrência de mortandade e, quase sempre, a detecção de níveis do metal na musculatura, acima do limite máximo permitido para consumo humano (EYSINK e col., 1988).

Apesar da crescente modificação da tecnologia na indústria de cloro/soda (substituição do processo a mercúrio pelos processos a diafragma ou a membrana), resultando na diminuição da participação do mercúrio importado para esse fim, a importação total aumentou 1,9 vezes no período de 1979 a 1989, provavelmente devido ao crescimento de seu uso na mineração de ouro (LACERDA & MENESES, 1995).

Nos últimos anos, a exploração de ouro em garimpos tem aumentado, significativamente, na Amazônia Brasileira, representando a maior indústria da região. Tem sido uma atividade em expansão também em países como Bolívia, Colômbia, Peru e Venezuela. Como o ouro na Amazônia encontra-se sob a forma de pó, seu processo de extração compreende, basicamente, duas etapas: (a) concentração de ouro, com formação de amálgama mercúrio/ouro; (b) recuperação do ouro, através da queima da amálgama. Na primeira etapa, ocorrem perdas de mercúrio metálico em solos e rios, incorporando-se à cadeia trófica aquática. Na segunda etapa, cerca de 90% do mercúrio é liberado para a atmosfera e, após o processo de oxidação e precipitação, o mercúrio retorna à superfície terrestre, contaminando solos e rios novamente. Durante o processo de purificação do ouro, realizado nas casas compradoras, praticamente todo o restante do mercúrio (5 a 10%) é volatilizado. No momento da queima da amálgama, os vapores de mercúrio constituem risco de intoxicação humana, através de sua inalação (MENDES, 1995; HACON, 1993).

Estima-se que são produzidas na região Amazônica de 50 a 100 toneladas de ouro anualmente e, para cada quilo de ouro produzido necessita-se de,

aproximadamente, outro quilo de mercúrio. Porém, esta proporção pode variar na dependência das características específicas de cada região aurífera e das tecnologias utilizadas. Em 1989, o uso do mercúrio no beneficiamento dos minerais auríferos foi responsável pela importação de 260 toneladas de mercúrio metálico. Estimativas apontam que cerca de 100 toneladas de mercúrio são lançadas ao ambiente anualmente, das quais 45% para os rios e 55% para a atmosfera (HACON, 1993; LACERDA & MENESES, 1995; MENDES, 1995; SILVA e col., 1993).

No Departamento Nacional de Produção Mineral do Brasil, encontram-se cadastrados 420 mil garimpeiros, distribuídos em 1.266 pontos de garimpos, predominantemente nos Estados do Pará e Mato Grosso. Dados não oficiais estimam que o número de garimpeiros ultrapassa 500 mil e que existem cerca de 5 milhões de pessoas expostas indiretamente aos efeitos da exposição ao mercúrio (CÂMARA & COREY, 1992 apud MENDES, 1995).

O uso de fungicidas mercuriais na América Latina iniciou-se, provavelmente, no Estado de Pernambuco, Brasil, nas lavouras de cana-de-açúcar, em 1948 (CÂMARA & COREY, 1995).

Até que seu uso fosse proibido, os compostos mercuriais foram largamente utilizados nas explorações agrícolas no Brasil. O óxido amarelo de mercúrio era aplicado no controle de pragas em troncos e galhos de árvores. Os compostos alquil (forma mais tóxica), aril e alcoxi-alquil mercuriais, com propriedades fungicidas, eram utilizados em culturas de cana-de-açúcar, soja, trigo, milho, batata e tomate. Devido à toxicidade e conseqüentes comprometimentos ambientais e de saúde, o uso dos compostos alquil mercuriais no país foram proibidos em janeiro 1975, sendo que os compostos alcoxi-alquil e aril mercuriais continuaram a ser comercializados para tratamento de sementes. Em abril 1980, o emprego de todos os mercuriais na agricultura foi proibido (CÂMARA & COREY, 1995).

Apesar de sua proibição, sabe-se que compostos à base de mercúrio continuam sendo empregados por alguns produtores brasileiros. Exemplo disto foi a contaminação ocorrida na cultura de batata em 1989, no município de São João Batista, no Estado de São Paulo. Do total de amostras analisadas, 36% foram consideradas impróprias para o consumo. Concluiu-se que o mercúrio participava, como fungicida, da formulação de um fertilizante e seu teor chegava a 3,18 g/Kg do produto (CÂMARA & COREY, 1995).

No tocante à exposição ocupacional, a Previdência Social é a que detém, atualmente, o monopólio do Seguro do Acidente de Trabalho no Brasil. Em sua "Lista das Doenças Profissionais ou do Trabalho" (Decreto 611, de 21 de julho de 1992) encontram-se, dentre os agentes patogênicos químicos, o mercúrio e seus compostos. A extração e fabricação do mineral de mercúrio e seus compostos, a fabricação de espoletas com fulminato de mercúrio e a fabricação de tintas constam como exemplos de atividades profissionais que contêm o risco de intoxicação. Porém, é importante ressaltar que menos da metade da força de trabalho é contribuinte da Previdência Social não podendo, portanto, usufruir dos benefícios do seguro (MENDES, 1995).

1.3. FONTES

As maiores fontes naturais de mercúrio são a desgaseificação da crosta terrestre, as emissões vulcânicas e a evaporação de corpos de águas naturais. Além da mineração do mercúrio, da produção de ouro, pelo processo de amalgamação e de suas aplicações industriais, várias atividades humanas, não diretamente relacionadas ao metal, são responsáveis por liberações significativas no meio ambiente, sob sua forma gasosa: queima de combustíveis fósseis, tais como carvão, óleo ou gás; produção de aço, cimento e fosfato; atividades de mineração e refinaria; e, incineração de madeira, papel ou lixo (BUZINA e col., 1989; LOCKART e col., 1992; MITRA, 1986; WHO, 1990; WHO, 1991).

Estimativas calculam que a emissão de mercúrio na atmosfera, proveniente de fontes naturais, seja da ordem de 100 a 4.900×10^3 Kg/ano, com valor médio igual a 2.500×10^3 Kg (NRIAGU, 1989), conforme os dados discriminados na Tabela 1.

Tabela 1: Estimativas de valores de emissões mundiais de mercúrio na atmosfera, de fontes naturais, em 1983.

FONTE	QUANTIDADE EMITIDA (10^3 Kg/ano)	
	VARIAÇÃO	VALOR MÉDIO
Partículas de solo transportadas pelo vento	0-100	50
Sal marinho pulverizado	0-40	20
Vulcões	30-2.000	1.000
Incêndios em florestas	0-50	20
Particulados continentais	0-40	20
Voláteis continentais	20-1.200	610
Voláteis marinhos	40-1.500	770
TOTAL	100-4.900	2.500

FONTE: Adaptado de NRIAGU, 1989. p.48.

No que se refere às atividades antropogênicas, estimativas revelam que a emissão mundial de mercúrio para a atmosfera seja da ordem de 910 a 6.200×10^3 Kg/ano, com valor médio de 3.560×10^3 Kg (NRIAGU & PACYNA, 1988), conforme os dados constantes na Tabela 2.

Estimativas sobre o fluxo de mercúrio no ambiente podem apresentar erros consideráveis. Concentrações em atmosfera e corpos de água naturais não poluídos, por exemplo, podem ser tão baixas, próximas do limite de detecção dos métodos analíticos usuais, mesmo para a determinação de mercúrio total (WHO 1990). Porém, estes cálculos são úteis na tentativa de qualificar e quantificar o problema ao nível mundial.

Tabela 2: Estimativas de valores de emissões mundiais de mercúrio na atmosfera, a partir de fontes antropogênicas, em 1983.

FONTE	EMIÇÃO (10 ³ Kg/ano)
Combustão de carvão	
• fornecimento elétrico	155-542
• industrial e doméstico	495-2.970
Produção de metais não-ferrosos	
• Produção de chumbo	7,8-16
• Produção de zinco-cádmio	37-207
Incineração de resíduos	
• municipal	140-2.100
• sedimento do esgoto	15-60
Combustão de madeira	60-300
Total de emissão	910-6.200
Valor médio	3.560

FONTE: Adaptado de NRIAGU & PACYNA, 1988. p.135-6.

Até meados da década de 70, o quadro geral, resultante de vários cálculos independentes, indicaram que as fontes naturais de mercúrio eram, no mínimo, tão grandes quanto as fontes antropogênicas (WHO, 1976). Dados mais recentes apontam que, do valor médio de emissão total mundial de mercúrio, igual a $6,1 \times 10^9$ g/ano, 41% correspondeu à participação de fontes naturais e 59% à de fontes antropogênicas (Tabela 3) (NRIAGU, 1989).

Outros trabalhos sobre estimativas de emissão de mercúrio para a atmosfera apontam os seguintes valores: (a) fontes naturais: 2.700 a 6.000 t/ano; fontes antropogênicas: 2.000 a 3.000 t/ano e 2.000 a 10.000 t/ano (LINDBERG e col., 1987; NRIAGU & PACYNA, 1988; PACYNA, 1987).

Tabela 3: Estimativas de valores de emissões totais mundiais de mercúrio na atmosfera, a partir de fontes antropogênicas e naturais, em 1983.

FONTE	QUANTIDADE EMITIDA	
	VARIAÇÃO	VALOR MÉDIO
Fonte antropogênica (10^9 g/ano)	0,91-6,2	3,6
Fonte natural (10^9 g/ano)	0,10-4,9	2,5
Total de emissão (10^9 g/ ano)	1,0-11	6,1
Emissão natural/Emissão total* (%)	-	41
Emissão antropogênica/Emissão total* (%)	-	59

* Calculado para os valores médios.

FONTE: Adaptado de NRIAGU, 1989, p.49.

Atividades humanas são, também, responsáveis por descargas de mercúrio em mananciais superficiais e no solo, principalmente devido à disposição de resíduos sólidos e líquidos de origem doméstica, industrial ou agrícola, conforme pode-se observar nas Tabelas 4 e 5.

Tabela 4: Estimativas de valores de emissões mundiais de mercúrio em ecossistemas aquáticos, a partir de fontes antropogênicas.

FONTE	EMIÇÃO (10^6 kg/ano)
Água de esgoto doméstico	0-0,60
Usina termelétrica	0-3,6
Mineração e tratamento de metal comum	0-0,15
Fusão e refinação de metais não-ferrosos	0-0,04
Processos de produção	
• metais	0-0,75
• produtos químicos	0,02-1,5
• produtos derivados do petróleo	0-0,02
Precipitação atmosférica	0,22-1,8
Lançamento de sedimento de esgoto líquido	0,01-0,31
Total de emissão	
• Variação	0,3-8,8
• Valor médio	4,6

FONTE: Adaptado de NRIAGU & PACYNA, 1988. p.137.

Tabela 5: Estimativas de valores de emissões mundiais de mercúrio no solo, a partir de fontes antropogênicas.

FONTE	EMIÇÃO (10^6 kg/ano)
Resíduos alimentares e agrícolas	0-1,5
Excretas e restos animais	0-0,2
Corte de árvores e outros resíduos de madeira	0-2,2
Resíduo urbano	0-0,26
Sedimento de esgoto municipal	0,01-0,8
Resíduos sólidos	0-0,08
Cinzas de carvão	0,37-4,8
Turfa (uso agrícola e combustível)	0-0,02
Resíduos de produtos comerciais	0,55-0,82
Precipitação atmosférica	0,63-4,3
Resíduos de atividades de mineração	0,55-2,8
Resíduos de siderúrgicas	0,05-0,28
Total	2,2-18

FONTE: Adaptado de NRIAGU & PACYNA, 1988. p.137-8.

1.4. TRANSPORTE, DISTRIBUIÇÃO E TRANSFORMAÇÃO AMBIENTAL

Os ciclos atmosférico e hidrogioquímico são responsáveis pelo transporte, pela distribuição e pela transformação do mercúrio no ambiente.

No ciclo atmosférico, também denominado de ciclo global, ocorre a circulação de espécies voláteis de mercúrio, como o dimetilmercúrio $[(CH_3)_2Hg]$ e o mercúrio elementar (Hg^0), liberadas de fontes terrestres naturais e antropogênicas. Pouco se conhece a respeito das reações da fase gasosa destas espécies na atmosfera. Acredita-se que haja um processo de oxidação fotoquímica, através do qual formas pouco solúveis em água sejam convertidas

em espécies mais solúveis, conforme o exemplo: $\text{Hg}^0 \rightarrow \text{Hg}^{2+}$; $(\text{CH}_3)_2\text{Hg} \rightarrow \text{CH}_3\text{Hg}^0$. Isto explicaria as concentrações de mercúrio encontradas nas águas pluviais (FITZGERALD & CLARKSON, 1991; WHO, 1990).

Quase a totalidade do mercúrio gasoso é constituída pelo Hg^0 , em taxas que podem variar de 95 a 100%. Estima-se que o tempo de residência troposférica do vapor do mercúrio seja de 0,4 a 3 anos, propiciando sua circulação atmosférica a nível mundial. Desta forma, o mercúrio emitido no Hemisfério Norte pode ser transportado para o Hemisfério Sul, causando uma expansão geográfica do problema. Quanto às formas solúveis, acredita-se que seu tempo de residência seja da ordem de semanas, limitando a sua dispersão ambiental (FITZGERALD & CLARKSON, 1991; WHO, 1990).

Existem poucos dados sobre a concentração de mercúrio total na atmosfera. Devido à sua concentração ser extremamente baixa, a análise do mercúrio total e a identificação, bem como a mensuração das diferentes espécies apresentam enormes dificuldades. Além disso, fatores meteorológicos, tais como velocidade do vento, direção do vento e variações de temperatura diárias e sazonais, podem afetar o nível de mercúrio na atmosfera. Dados indicam que os níveis naturais de mercúrio, em ar não poluído, podem variar de 1 a 10 ng/m^3 . Calcula-se que sua concentração no Hemisfério Norte seja da ordem de 2 ng/m^3 e de 1 ng/m^3 no Hemisfério Sul, sendo que os valores em áreas urbanas costumam ser maiores. Em regiões próximas a depósitos de minério de mercúrio, foram relatados níveis tão altos quanto 20.000 ng/m^3 (FAUST & ALY, 1981; WHO, 1990).

O mercúrio presente na atmosfera retorna à superfície terrestre através da precipitação. A concentração do metal em água de chuva pode variar. Os níveis mais baixos documentados são da ordem de 1 ng/l ; porém, a maioria dos registros encontram-se entre 5 e 100 ng/l . Estimativas indicam que a deposição mundial de mercúrio atmosférico seja da ordem de 5.000 a 6.000 t/ano até 20.000 t/ano (FITZGERALD & CLARKSON, 1991; MITRA, 1986; WHO, 1989).

Parte do mercúrio depositado no solo e corpos d'água superficiais é reemitido à atmosfera como Hg^0 . Esse processo de emissão, deposição e reemissão - efeito "pingue-pongue" - dificulta o acompanhamento do fluxo do metal no meio ambiente. O mercúrio, presente na atmosfera como constituinte de partículas em suspensão, pode acumular-se nas folhagens de plantas através de deposição seca ou úmida, principalmente em áreas industriais (RAO & DUBEY, 1992; WHO, 1990).

No solo ou sedimentos, o mercúrio é fortemente absorvido, sendo que sua liberação é muito lenta. Desta forma, o tempo de residência do mercúrio no solo pode ser de até 1.000 anos. Os processos de erosão e de lixiviação podem transportar parte do mercúrio atmosférico dos solos superficiais para os ecossistemas aquáticos (MITRA, 1986).

O mercúrio depositado nos corpos d'água superficiais - águas salgada e doce - pode sofrer transformações, através de diversas reações físicas e químicas, constituindo o ciclo hidroggeoquímico. Em ambientes aquáticos naturais, a espécie predominante é o íon mercúrico o qual pode, resumidamente, percorrer os seguintes caminhos: retornar ao seu estado elementar; formar complexos orgânicos e inorgânicos solúveis; depositar-se nos sedimentos (FITZGERALD & CLARKSON, 1991; WHO, 1976).

Considerado como um mecanismo de desintoxicação bacteriana, o Hg^{+2} pode ser reduzido, enzimaticamente, a Hg^0 , o qual, por possuir pressão de vapor suficiente, retorna à atmosfera. O mercúrio pode formar diversos complexos orgânicos e inorgânicos solúveis. Quanto aos compostos inorgânicos, na água do mar, o mercúrio dissolvido é constituído, principalmente, por complexos de cloro e de haletos (por exemplo: HgCl_4^{2-} ; $\text{HgCl}_3\text{Br}^{2-}$; HgCl^{3-} ; HgCl_2Br^- ; HgCl_2^0); e, em água doce, as espécies de hidróxido podem prevalecer (por exemplo: HgOH^+ ; HgOH_2^0 ; HgOHCl^0) (FITZGERALD & CLARKSON, 1991; FAUST & ALY, 1981).

O tempo de residência do mercúrio na coluna d'água, nas suas formas Hg^0 e Hg^{+2} , é bastante curto, sendo adsorvido por materiais particulados e

precipitando-se rapidamente. Nas camadas superficiais dos sedimentos, o mercúrio pode sofrer biotransformações. Porém, ao penetrar nas camadas minerais inorgânicas, pode permanecer inativo, constituindo o seu depósito e a sua acumulação finais, onde se encontra sob a forma de HgS ; seu tempo de residência em sedimentos pode chegar a $2,5 \times 10^8$ anos (FITZGERALD & CLARKSON, 1991; JARDIM, 1988; MITRA, 1986; WHO, 1989). Desta forma, os sedimentos de lagos podem constituir arquivos das mudanças históricas da deposição do metal nestes corpos d'água. Através da análise estratigráfica, é possível avaliar, por exemplo, a contribuição relativa das fontes antropogênicas, quando consideradas épocas pré e pós-industriais (ENGSTROM e col., 1994).

A concentração de mercúrio dissolvido pode variar de 0,5 a 3,0 ng/l no oceano (mar aberto), de 2,0 a 15,0 ng/l em águas costeiras, de 1,0 a 3,0 ng/l em rios e lagos. A sua concentração em água potável é semelhante à da água de chuva, com valor médio em torno de 25 ng/l (WHO, 1989).

1.5. CADEIA TRÓFICA AQUÁTICA

Formas inorgânicas de mercúrio podem ser transformadas em orgânicas através da metilação. Este processo ocorre, principalmente, nas camadas superficiais dos sedimentos de águas doce e salgada, podendo ocorrer, também, na coluna d'água, quando o mercúrio encontra-se adsorvido a partículas em suspensão. A metilação é considerada um mecanismo de desintoxicação bacteriana e envolve derivados metilados da vitamina B_{12} ($\text{CH}_3\text{-Co-5,6-dimetilbenzimidazolilcobamina}$), resultante do metabolismo de bactérias metanogênicas. Através da transferência do grupo metil para o íon Hg^{+2} , este é convertido em monometilmercúrio (CH_3Hg^+). O pH ótimo para sua síntese, tanto em condições laboratoriais quanto em sedimentos naturais, é igual a 4,5. O dimetilmercúrio [$(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$] é sintetizado mediante um mecanismo idêntico, exceto que a espécie reativa é o CH_3Hg^+ ao invés do Hg^{+2} ; por ser volátil, o $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ pode difundir-se na atmosfera. A síntese do dimetilmercúrio é, aproximadamente, 6.000 vezes mais lenta que a do monometilmercúrio. A metilação pode ocorrer

tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias, sendo que sua taxa é maior em condições aeróbias (FAUST & ALY, 1981; MITRA, 1986; WHO, 1990).

A atividade de metilação bacteriana em sedimentos parece ser contrabalançada pela atividade de mineralização de outros microrganismos, num processo denominado demetilação, através do qual o monometilmercúrio é reduzido ao mercúrio elementar ($\text{CH}_3\text{Hg}^+ \rightarrow \text{Hg}^{+2} \rightarrow \text{Hg}^0$) (FAUST & ALY, 1981; WHO, 1990).

Embora a metilação possa ocorrer em ambientes não poluídos, a descarga de esgotos ou outros resíduos que contenham matéria orgânica podem acelerar o processo devido ao aumento da população bacteriana, conseqüente à maior disponibilidade de alimento. Da mesma forma, lançamentos de mercúrio em áreas confinadas podem constituir fontes de alto risco de toxicidade, mesmo que esses lançamentos sejam pequenos quando comparados às emissões globais (KAZANTIS, 1980; WHO, 1990).

Os alquilmercuriais de cadeia curta, em especial os compostos de metilmercúrio, são eficientemente absorvidos pelas membranas biológicas e sua degradação em mercúrio inorgânico, bem como sua excreção, em organismos vivos, ocorrem com mais lentidão quando comparados a outros compostos organomercuriais. Estas características singulares, além de sua forte afinidade química pelo grupo sulfidríla, conferem a estes compostos a capacidade de bioacumulação na cadeia trófica aquática (WHO, 1976; WHO, 1990).

Em ecossistemas de água doce, a contaminação de organismos heterotróficos por compostos de mercúrio, orgânicos e inorgânicos, é resultante da sobreposição de duas vias: (a) via direta, através dos processos de adsorção e absorção, pela pele e pelos órgãos respiratórios, de compostos dissolvidos; (b) via indireta ou trófica, a qual se baseia na relação predador/presa, através da ingestão. As interações entre os compostos de mercúrio e as barreiras biológicas são variáveis e dependem, basicamente, de três grupos de fatores ecotoxicológicos: (a) características físico-químicas do meio, tais como

temperatura, pH, concentração de cloro, natureza e abundância de ligantes orgânicos e inorgânicos nas fases dissolvida e particulada; (b) fatores de contaminação, como fontes de contaminação; biodisponibilidade e concentração das diferentes espécies e formas químicas de mercúrio nos biótopos; (c) propriedades estruturais e funcionais das barreiras biológicas, como sua superfície; abundância e acessibilidade dos pontos de fixação; processos de transporte e capacidade de absorção (BOUDOU e col., 1991).

Uma vez no organismo, os compostos de mercúrio fixam-se, principalmente, às proteínas das membranas celulares, devido à sua elevada especificidade para grupos sulfidríla (SH^-). Alguns processos de transporte podem, teoricamente, ser responsáveis pela passagem de um produto exógeno pela membrana celular. Porém, para o metilmercúrio, existem fortes evidências de que o seu transporte seja controlado pela difusão. Para muitos autores, sua alta capacidade de bioacumulação, pelas vias direta e trófica, ocorre devido à sua lipossolubilidade (BOUDOU e col., 1991).

À medida que passa de um nível inferior da pirâmide trófica para um superior, os compostos de mercúrio sofrem um acúmulo progressivo, num processo denominado biomagnificação. Mesmo que a sua concentração ambiental possa ser relativamente inofensiva, o mercúrio pode causar morte ou lesões a animais que ocupam posições no ápice da pirâmide (HELLAWELL, 1986; WHO, 1989).

O processo através do qual os organismos são capazes de elevar o mercúrio na sua biomassa, a concentrações maiores que aquelas encontradas em seu ambiente ou em seu alimento, é denominado de bioconcentração. A razão entre a concentração do mercúrio no organismo e a sua concentração no meio ao qual está exposto ou no seu alimento é denominado de fator de bioconcentração (WHO, 1989).

O mercúrio acumulado nos tecidos dos peixes apresenta-se, predominantemente, sob a forma de metilmercúrio. De fato, a ocorrência de

compostos de metilmercúrio no sedimento, na água e na biota corresponde a 1-10%, <1% e 90-99%, respectivamente. Já o mercúrio total, presente no sedimento, na água e na biota, corresponde a 90-99%, 1-10% e < 1%, respectivamente. A eliminação do metilmercúrio do organismo é muito lenta, sendo que sua meia-vida nos peixes é de cerca de 2 anos (FAUST & ALY, 1981; KAZANTIS, 1980; MITRA, 1986).

As mais altas concentrações de compostos organomercuriais são encontradas nos tecidos de peixes carnívoros, principalmente na musculatura. Tem-se registro, por exemplo, de valores de fator de bioconcentração iguais ou superiores a 3.000; tão altos quanto 8.000 na truta arco-íris (*Salmo gairdneri*); e, 7.600 no lúcio (*Esox lucius*) (WHO, 1989).

O acúmulo de mercúrio nos tecidos aumenta com o tempo de vida dos animais e concentrações mais elevadas são, geralmente, encontradas nos indivíduos adultos e com desenvolvimento corpóreo maior. Complementarmente ao nível da cadeia trófica e à idade do peixe, fatores como atividade microbiana e concentração de mercúrio no sedimento, conteúdo orgânico dissolvido (conteúdo húmico), salinidade, pH e temperatura da água, e potencial redox, podem afetar os níveis de metilmercúrio nos peixes (KAZANTIS, 1980; MITRA, 1986; WHO, 1976; WHO, 1989).

Para os organismos aquáticos (plantas, invertebrados e peixes), as formas orgânicas são geralmente mais tóxicas que as inorgânicas. As plantas aquáticas são afetadas por concentrações na água de, aproximadamente, 1 mg/l para o mercúrio inorgânico e por concentrações muito menores para o mercúrio orgânico. A suscetibilidade de invertebrados aquáticos ao metal varia muito, sendo, geralmente, as formas larvares mais sensíveis que os estágios adultos. Nos peixes, uma variedade de anormalidades fisiológicas e bioquímicas podem ser observadas. Deve-se destacar que os níveis elevados de metilmercúrio tornam-se, ao longo do tempo, prejudiciais para o organismo destes animais, comprometendo diferentes órgãos, notadamente a função renal e a reprodutiva (MITRA, 1986; WHO, 1989).

Nos casos em que se suspeita da existência de bioacumulação do mercúrio em ecossistemas aquáticos, faz-se necessário o monitoramento da qualidade ambiental, que consiste na colheita periódica de dados com o objetivo de determinar a tendência dos parâmetros ambientais (CHAPMAN e col., 1987 apud PHILLIPS & RAINBOW, 1994). Entre outras medidas, pode-se acompanhar a evolução de sua concentração na água e no sedimento; porém, a concentração encontrada na biota aquática é a melhor indicação da disponibilidade do mercúrio para a bioacumulação. Neste caso, utilizam-se os monitores biológicos ou biomonitores, que são aqueles organismos capazes de acumular o mercúrio em seus tecidos e, mediante sua análise, possibilitam a identificação da abundância e da biodisponibilidade do metal. As espécies carnívoras e omnívoras de peixes, devido à sua alta posição na rede alimentar, são, comumente, utilizadas como biomonitores, através da pesquisa da concentração do mercúrio na musculatura e vísceras (PHILLIPS & RAINBOW, 1994; VARGAS-BOLDRINI, 1992).

Todos os organismos apresentam um intervalo de tolerância a um determinado estímulo ambiental, seja este natural ou antropogênico. A presença ou ausência de uma população específica, num dado ambiente, pode atuar como um sinal da existência de um estímulo acima de seu nível crítico, definido para a espécie em questão. Estes organismos são denominados indicadores biológicos ou bioindicadores e também são úteis para o monitoramento ambiental (PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

Desde o evento da contaminação por mercúrio na baía de Minamata, diversas pesquisas, em diferentes países, têm sido realizadas no sentido de determinar a concentração do metal nos diferentes compartimentos do ecossistema, principalmente nos organismos aquáticos. Variáveis como nível da cadeia trófica (hábitos alimentares), parâmetros biológicos (idade, comprimento, peso), amostra (musculatura e vísceras), ambientes aquáticos (marinho e de água doce: rios, lagos, reservatórios), fontes de contaminação, métodos analíticos, compostos de mercúrio (mercúrio total, metilmercúrio) têm sido estudadas (MITRA, 1986; WHO, 1990; WHO, 1976; WHO, 1989; BARAK & MASON, 1990; BARGHIGIANI e col., 1991; BELTRÁN e col., 1984; CATTANEO e

col., 1988; GIORDANO e col., 1991; LATHROP e col., 1991; RASK & METSÄLÄ, 1991; PASTOR e col., 1994; VERDON e col., 1991).

De uma maneira geral, as concentrações de mercúrio encontradas em peixes de água doce são de até 0,2 µg/g, para ambientes não contaminados, de 0,2 a 0,5 µg/g, para ambientes contaminados, podendo chegar a valores tão altos quanto 20 µg/g, em águas altamente poluídas (WHO, 1972; WHO, 1976). No caso de Minamata, por exemplo, foram detectadas concentrações de mercúrio de até 5,6 µg/g em ostras, 35,7 µg/g em caranguejos e 39,0 µg/g em peixes (HARADA, 1995).

1.6. EFEITOS NO HOMEM

O nosso planeta contém 88 elementos químicos permanentes. Por não possuírem qualquer função fisiológica positiva, os gases nobres e os elementos radiativos são excluídos, restando 76 elementos. Destes, 7 não-metais (hidrogênio, oxigênio, carbono, nitrogênio, fósforo, enxofre e cloro) e 4 metais (potássio, sódio, cálcio e magnésio) são considerados macroelementos, pois encontram-se em concentrações acima de 0,1% na maioria dos seres vivos. Os 65 elementos restantes, inclusive o mercúrio, são denominados elementos traço (ou microelementos) por apresentarem-se nos tecidos dos seres vivos em concentrações que não ultrapassam 1 µg/g (PAIS, 1994).

Embora onze elementos metálicos sejam considerados nutrientes essenciais para o homem - ferro, cálcio, magnésio, sódio, potássio, manganês, cromo, zinco, cobalto, molibdênio e cobre - o mercúrio não apresenta papel essencial em funções vitais, tanto para o homem quanto para animais e plantas (KLEVAY, 1987; MITRA, 1986). Qualquer que seja sua forma ou composição, pode ser tóxico para todas as formas de vida; dentre os metais traço, é o que apresenta maior toxicidade (HELLAWELL, 1986).

Os diferentes estados do mercúrio possuem propriedades químicas intrínsecas e necessitam de avaliação toxicológica independente. De uma maneira geral, pode-se considerar três formas básicas: mercúrio metálico (elementar), compostos inorgânicos e compostos orgânicos. Na avaliação das consequências em saúde pública das intoxicações por mercúrio, a diferenciação do tipo de exposição torna-se útil, compreendendo a exposição ocupacional e a exposição não ocupacional (FURST, 1987; WHO, 1990).

A intoxicação mercurial mais comum no campo ocupacional decorre da inalação apenas do vapor de mercúrio ou em combinação com poeira ou aerossóis de sais mercúricos. Cerca de 50 ocupações específicas envolvem a exposição freqüente aos gases de mercúrio, sendo a atividade de mineração a mais relevante (WHO, 1976; SCHUTTE e col., 1994).

Devido à sua alta pressão de vapor, como mencionado anteriormente (igual a $19,7 \times 10^{-4}$ mm a 25°C), o mercúrio metálico possui uma grande importância toxicológica. Cerca de 80% do vapor inalado é retido pelo organismo, difundindo-se, rapidamente, através da membrana alveolar. Por outro lado, as partículas (poeira e aerossóis de compostos inorgânicos) depositadas no trato respiratório superior, são logo removidas, enquanto que aquelas depositadas no trato respiratório inferior são retidas e o mercúrio pode ser absorvido, na dependência da solubilidade do composto. Após sofrer dissolução na corrente circulatória, o mercúrio é oxidado a Hg^{+2} , processo este que ocorre tanto nas células vermelhas quanto em outros tecidos, após sua difusão. Na circulação sangüínea, a porção dissolvida no plasma atinge, principalmente, o cérebro. A concentração do mercúrio nas hemácias é duas vezes maior que aquela no plasma. A maioria das formas de mercúrio são eliminadas, especialmente, pela urina e fezes; em exposições prolongadas, a eliminação urinária excede a fecal (GREIM, 1983; KAZANTIS, 1980; WHO, 1980; WHO, 1991).

A intoxicação aguda, geralmente de caráter acidental, ocorre devido à inalação de altas concentrações de vapor de mercúrio ou poeira. Pode-se observar sintomas como rigidez e dor no tórax, dificuldade em respirar e tossir,

alteração do paladar (sabor metálico), náusea, dor abdominal, vômito, diarreia, cefaléia, intumescimento das glândulas salivares, gengivite e nefrite. O paciente pode chegar a óbito, embora, na maioria dos casos, ocorra a recuperação em uma ou duas semanas (WHO, 1980; SCHUTTE e col., 1994).

Na intoxicação crônica, um conjunto de sintomas podem ser observados, num quadro conhecido como mercurialismo. Podem ocorrer: gengivite; destruição alveolar e queda de dentes; inflamação das glândulas salivares e excreção de mercúrio pela saliva; estomatite; tremor da língua; defeitos da fala, em casos severos; irritação nasal; distúrbios do paladar e do olfato; perda de apetite; palidez facial; anemia; neuralgia; parestesia; alteração do reflexo plantar; e, lesões oculares. Um dos sintomas mais comuns é o tremor nas pálpebras, nos braços e nas pernas; a alteração na escrita, devido ao tremor nos dedos, é observada freqüentemente. As alterações de personalidade são os achados mais comuns, podendo ocorrer eretismo, irritabilidade, irascibilidade, caráter crítico, excitabilidade, temor, inquietação, insônia, incapacidade de concentração, melancolia, depressão, timidez, desconfiança, fadiga, fraqueza e sonolência. A maioria dos efeitos do vapor de mercúrio são reversíveis ao se cessar a exposição; porém, a recuperação total dos efeitos psicológicos é difícil de determinar (WHO, 1976; SCHUTTE e col., 1994).

O exame da concentração de mercúrio em urina e sangue, para avaliação da exposição ao mercúrio elementar, é útil a partir de um ano de exposição constante, pois, antes disso, os níveis do metal nessas amostras não são estáveis (WHO, 1980).

A ingestão de mercúrio metálico líquido não apresenta significado toxicológico, pois sua absorção gastrointestinal é muito baixa, provavelmente menor que 0,01% da dose ingerida. Por outro lado, a ingestão de compostos inorgânicos - geralmente de caráter accidental - provoca um quadro agudo de intoxicação, sendo que sua absorção e seus efeitos tóxicos são muito variáveis (WHO, 1980).

De uma maneira geral, o mercúrio presente nos compostos inorgânicos pode ser convertido em sua forma divalente, facilitando sua absorção, a qual pode ser da ordem de 10 a 15%. Os rins são os principais órgãos de acúmulo do mercúrio e sua excreção ocorre pelas fezes e, principalmente, pela urina. Neste tipo de intoxicação, as alterações necróticas locais no trato gastrointestinal são as mais significativas, podendo ocorrer, também, colapso circulatório ou falência renal, com oligúria ou anúria. Dentre os compostos inorgânicos, destaca-se o cloreto mercúrico (sublimado corrosivo) por ser altamente tóxico e cáustico; por este motivo, sua ingestão foi um dos métodos de suicídio mais comuns no início deste século (GREIM, 1983; KAZANTIS, 1980; WHO, 1980; SCHUTTE e col., 1994).

A população em geral, sem exposição ocupacional, expõe-se ao mercúrio e seus compostos presentes na atmosfera, na água de bebida, nas amálgamas dentárias e nos alimentos, conforme pode-se observar na Tabela 6.

Tabela 6: Médias estimadas do consumo diário e retenção de mercúrio elementar, compostos inorgânicos e metilmercúrio segundo a fonte, em população sem exposição ocupacional ao mercúrio.

FONTE	VAPOR DE MERCÚRIO ELEMENTAR (µg/dia)	COMPOSTOS INORGÂNICOS DE MERCÚRIO (µg/dia)	METILMERCÚRIO (µg/dia)
Ar	0,030 (0,024)	0,002 (0,001)	0,008 (0,0064)
Alimentos			
• peixe	0	0,600 (0,042)	2,4 (2,3)
• outros	0	3,6 (0,25)	0
Água de bebida	0	0,050 (0,0035)	0
Amálgamas dentárias	3,8-21(3-17)	0	0
TOTAL	3,9-21(3,1-17)	4,3 (0,3)	2,41 (2,31)

() = estimativa da quantidade retida pelo corpo de um adulto.

Fonte: WHO, 1990. p. 38.

Em condições normais, o mercúrio presente na atmosfera, qualquer que seja sua forma, não apresenta riscos de intoxicação. No caso particular de manipulação ocupacional de compostos de metilmercúrio no tratamento de sementes, existe um risco considerável de intoxicação, posto que estes compostos, ao se volatilizarem, atravessam a membrana alveolar com facilidade e são absorvidos tão rapidamente quanto o vapor de mercúrio elementar (KAZANTIS, 1980; MITRA, 1986).

A liberação de vapor de mercúrio de amálgamas, utilizadas em obturações dentárias, é conhecida há muito tempo e se constitui na principal fonte do metal, na sua forma elementar, para populações sem exposição ocupacional. Várias pesquisas têm sido realizadas com o objetivo de correlacionar o número ou superfície das amálgamas dentárias e os níveis de mercúrio em diversos tecidos humanos, principalmente em sangue e urina. Os estudos das concentrações sangüínea e urinária têm aplicação no monitoramento biológico, para a estimativa do risco de exposição a longo prazo ao mercúrio inorgânico. Porém, a absorção e acumulação do metal por esta via apresenta variações individuais significativas, dificultando a realização de estimativas acuradas (HERRSTRÖM e col., 1994; SKARE & ENGQVIST, 1994; WHO, 1991).

Na água de bebida, tem-se que 100% do mercúrio encontra-se sob forma inorgânica e em baixa concentração, não representando risco de quadro tóxico (WHO, 1990).

Um tipo particular de exposição ao mercúrio, porém não menos importante, é aquele decorrente do uso prolongado de cremes e sabões para clareação cutânea, que contêm mercúrio em suas composições. O mercúrio elementar e os compostos inorgânicos podem ser absorvidos pela pele humana, causando alterações orgânicas conseqüentes à intoxicação pelo metal. A distribuição destes produtos foi proibida na Comunidade Econômica Européia, na América do Norte e em alguns países da África porém, são ainda fabricados em vários países (WHO, 1991).

A maioria das pessoas desconhece que o mercúrio metálico vaporiza-se à temperatura ambiente e que é tóxico. Desta forma, o metal constitui-se, atualmente, num grande risco para residências, escolas, laboratórios, hospitais, museus, consultórios dentários e médicos. Ressalte-se que o metal, em seu estado elementar, representa um risco particular para as crianças, por ser uma substância atrativa para se brincar, a exemplo do que ocorreu em 1993, no município de Hamilton (Ontário, Canadá). Crianças invadiram o laboratório de uma fábrica de reciclagem de metais abandonada, no qual haviam diversas substâncias químicas. Atraídas apenas pelo mercúrio metálico - principalmente devido à sua semelhança a personagens de um filme de ficção da época, em que os vilões eram constituídos por um material líquido prateado - não só o utilizaram para brincadeiras no local, como o levaram para suas residências, escolas e outros pontos da cidade. Devido à extensão do problema, em alguns casos foi necessária a realização de limpeza profissional para a remoção do mercúrio. Ao final da investigação, realizada pelos serviços de saúde pública local, constatou-se que não houve qualquer caso de intoxicação humana pelo metal. Porém, casos como este servem como um alerta do risco ao qual a população em geral pode estar exposta (GEORGE e col., 1996; KNIGHT, 1988).

Na maioria dos alimentos, o mercúrio encontra-se, de uma maneira geral, sob a forma inorgânica e em concentrações abaixo dos limites de detecção das técnicas usuais. Por outro lado, os compostos de metilmercúrio estão presentes, quase que exclusivamente, nos organismos aquáticos (peixes e seus derivados) representando o principal risco de intoxicação por mercúrio em populações sem exposição ocupacional (WHO, 1990). Para certas populações, a ingestão de mamíferos aquáticos pode ser uma importante fonte de metilmercúrio como, por exemplo, a baleia (GRANDJEAN e col., 1992).

O metilmercúrio constitui-se numa potente neurotoxina e é muitas vezes mais tóxico para o homem que a sua forma metálica. Seus efeitos nos organismos em formação e adulto diferem quantitativa e qualitativamente, devendo ser considerados separadamente (AMIN-ZAKI, 1983; WHO, 1990).

Os compostos de metilmercúrio são eficientemente absorvidos pelo trato gastro-intestinal, apresentando uma taxa de absorção aproximada de 95%. Na circulação sangüínea, cerca de 90% do total de metilmercúrio absorvido encontra-se nas hemácias, geralmente ligado à hemoglobina; no plasma, encontra-se ligado às proteínas plasmáticas. Sua distribuição efetua-se livremente pela maioria dos órgãos e tecidos, incluindo placenta e feto. No entanto, o mercúrio sérico obtém o equilíbrio com os outros tecidos em cerca de 4 dias, o que indica uma certa complexidade no seu transporte através da membrana celular. A barreira sangüíneo-cefálica constitui um obstáculo relativo para a penetração do metilmercúrio no cérebro, onde níveis máximos ocorrem após 5 a 6 dias. No tecido cerebral, encontra-se, principalmente, na matéria cinzenta, podendo apresentar uma concentração 5 a 10 vezes maior que aquela verificada no sangue. Devido a esta acumulação no sistema nervoso central, o cérebro é considerado o órgão crítico na intoxicação. Em indivíduos adultos, cerca de 10% do metilmercúrio total corpóreo encontra-se no cérebro, e do restante, a maior parte encontra-se no fígado e nos rins (BERLIN, 1983; HUTTON, 1987; KAZANTIS, 1980; MITRA, 1986; WHO, 1990).

O metilmercúrio, presente na circulação sangüínea, incorpora-se aos fios de cabelo durante sua formação, de forma proporcional. Estima-se que sua concentração seja, aproximadamente, 250 vezes maior que a concentração simultânea sangüínea. Considerando-se que, uma vez incorporado ao cabelo, a concentração capilar de metilmercúrio permanece constante no decorrer do tempo e que um fio de cabelo cresce em média 1 cm por mês, a medida dos níveis de metilmercúrio em segmentos consecutivos de amostras de cabelo é o melhor meio de recapitular a história individual de exposição, sendo portanto, o melhor indicador biológico nestes casos (CLARKSON e col., 1987; WHO, 1990).

Existem evidências de que o processo de biotransformação do dimetilmercúrio para sua forma inorgânica Hg^{+2} (demetilação) ocorra em tecidos animais e humanos. O mercúrio inorgânico pode ser encontrado no fígado - onde, provavelmente, este processo ocorra com mais intensidade - nos rins e no cérebro, por exemplo. Porém, a proporção de mercúrio inorgânico apresenta

variações na dependência de alguns fatores, tais como: tipo de tecido ou órgão; exposição; taxas de absorção e de excreção (BERLIN, 1983; WHO, 1990).

A excreção do mercúrio ocorre, preponderantemente, pela via fecal, responsável por cerca de 90% do total eliminado pelo organismo. O metilmercúrio e o mercúrio inorgânico Hg^{+2} - formando complexos com glutatona e outros peptídeos sulfidril - alcançam a luz intestinal através da secreção biliar. É provável que grande parte do metilmercúrio secretado na bile ou através da mucosa intestinal seja reabsorvido, retornando à circulação sangüínea. Este ciclo de secreção/reabsorção, também denominado circulação enterohepática, garante um suprimento contínuo de metilmercúrio aos microrganismos intestinais que, através da demetilação, o transforma em sua forma inorgânica. Devido ao fato de a absorção intestinal do mercúrio inorgânico ser muito baixa, cerca de 90% dele é eliminado diretamente pelas fezes (BERLIN, 1983; WHO, 1990).

Pequena quantidade do metilmercúrio é excretada pela urina, sendo a sua taxa de excreção cerca de 10 vezes menor que aquela nas fezes. O mercúrio é também secretado pelas glândulas mamárias, sendo que a concentração no leite corresponde a, aproximadamente, 5% da concentração sangüínea materna simultânea. Dessa concentração, 20% a 40%, dependendo do nível sangüíneo, corresponde a metilmercúrio, sendo que quanto maior for o nível de mercúrio no sangue materno, maior será a porcentagem de metilmercúrio no leite (BERLIN, 1983).

A taxa de excreção do mercúrio é diretamente proporcional à sua concentração corpórea simultânea e, em condições não tóxicas, corresponde a uma meia-vida biológica de 52 a 93 dias, com média igual a 70 dias. Esta característica confere ao metilmercúrio um potencial de acumulação corpórea, e os fatores responsáveis por esta característica são: sua lenta decomposição a mercúrio inorgânico; sua reabsorção, quando presente na bile; e, sua baixa excreção urinária, quando comparada ao mercúrio inorgânico. A meia-vida biológica do mercúrio em tecidos pode ser diferente daquela corpórea: no cabelo, a média é semelhante à corpórea, porém apresenta um intervalo maior; já a

sangüínea apresenta um valor médio menor. Devido à sua baixa taxa de eliminação, e em caso de exposição contínua ao metilmercúrio, o estado de equilíbrio entre absorção e eliminação é alcançado, aproximadamente, um ano após o início da exposição e a quantidade máxima acumulada será 100 vezes a média de ingestão diária (BERLIN 1983; MITRA, 1986; WHO, 1990).

O sistema nervoso é o principal tecido alvo em adultos. As lesões são focais, ou seja, altamente localizadas; desta forma, as funções sensitiva, visual e auditiva, junto às áreas do cérebro relacionadas à coordenação motora - em especial o cerebelo - são comumente afetadas. O metilmercúrio inibe a síntese protéica das células neuronais, sendo este um dos primeiros efeitos bioquímicos detectáveis; porém, a seqüência de eventos que resultam no dano celular ainda não é conhecida em sua totalidade. O metilmercúrio pode, também, reagir com receptores do sistema nervoso, inibindo, por exemplo, a transmissão da acetilcolina nas ligações neuromusculares (WHO, 1990).

Em adultos, o período de latência é longo, geralmente vários meses. Os primeiros sintomas podem ser inespecíficos, tais como parestesia, mal-estar e visão obscurecida. Subseqüentemente, surgem sinais como constrição do campo visual, surdez, disartria e ataxia. Em casos muito graves, o paciente pode entrar em coma e vir a óbito. Os efeitos, em casos severos, costumam ser irreversíveis devido à destruição de neurônios. Em casos menos severos, pode haver alguma regressão dos sintomas; acredita-se que isto ocorra devido à função compensatória do sistema nervoso central. Em altas doses, o metilmercúrio pode afetar o sistema nervoso periférico (WHO, 1990).

No evento da doença de Minamata, os casos de intoxicação foram classificados em agudos, sub-agudos, crônicos e congênitos.

Dos 34 primeiros casos diagnosticados, e considerados dos tipos agudo e sub-agudo, 16 óbitos ocorreram em até 3 meses após o início da doença e 4 em até 6 meses. Apesar de apenas os sintomas mais graves terem sido considerados como caso, todos esses pacientes apresentaram sintomatologia em

comum, conforme o apresentado na Tabela 7. Os achados patológicos também apresentavam características comuns; danos ao sistema nervoso central, particularmente ao córtex cerebral e ao córtex cerebelar, foram constatados. Adicionalmente, foram caracterizadas alterações no lobo occipital (centro visual), nos córtices pré e pós-central (centros motor e sensorial) e córtex temporal (centro auditivo). Relativamente ao sistema nervoso periférico, foram observadas destruição e desmielinização das raízes dorsais ou fibras nervosas sensoriais (HARADA, 1995).

Tabela 7: Frequência dos sintomas de maior ocorrência na Doença de Minamata.

SINTOMAS	FREQUÊNCIA (%)
Constricção do campo visual	100
Distúrbios sensoriais	100
Ataxia	
• em escrever	93,5
• em abotoar	93,5
• testes dedo-dedo e dedo-nariz	80,6
Disartria	88,2
Distúrbio auditivo	85,3
Distúrbio no modo de andar	82,4
Tremor	75,8
Distúrbio mental	70,6

FONTE: Adaptado de HARADA, 1995. p.4.

Testes realizados em 1959, em pacientes que vieram a óbito, demonstraram que o mercúrio encontrava-se em altas concentrações nos seguintes órgãos: (a) fígado: de 22,0 a 70,5 µg/g; (b) cérebro: de 2,6 a 24,8 µg/g;

(c) rins: de 21,2 a 140,0 $\mu\text{g/g}$. Até a causa da doença de Minamata ser oficialmente conhecida em 1960, a concentração de mercúrio em amostras de cabelo não havia sido determinada. No entanto, o nível de mercúrio em cabelo de pacientes, mesmo 4 a 5 anos após o início da doença, variou de 2,46 a 705 $\mu\text{g/g}$. Nos casos agudos graves, detectou-se um consumo diário entre 3 a 30 mg de mercúrio e de metilmercúrio (HARADA, 1995).

Nos casos crônicos da doença de Minamata, além de distúrbios mentais e atrofia muscular, a constrição do campo visual e distúrbios sensoriais eram comumente observados, ocorrendo agravamento dos sintomas num período de 3 a 10 anos. Muitos destes casos permaneceram sem registro devido ao fato de terem sido, inicialmente, diagnosticados como diversas outras doenças. Foi sugerido que o desenvolvimento lento desta intoxicação deveu-se à ingestão a longo prazo de pequenas quantidades de metilmercúrio (HARADA, 1995).

O mercúrio é o metal que apresenta a maior documentação de teratologia já registrada. Tanto nos casos ocorridos no incidente de Minamata (1954-1960), quanto naqueles no Iraque (1971-1972), crianças expostas *in utero* ao metilmercúrio apresentaram vários graus de sintomas neurológicos semelhantes à paralisia cerebral (SHANE, 1994).

A transferência transplacentária de compostos de metilmercúrio em humanos é bastante conhecida e é responsável pela exposição pré-natal. Comparativamente ao nível sangüíneo materno, a placenta não concentra mercúrio; porém, sua permeabilidade desempenha um papel chave na determinação da relação entre a concentração materna do metal e a dos tecidos fetais. Os eritrócitos de recém-nascidos, quando comparados aos dos adultos, apresentam mais metilmercúrio, provavelmente devido ao fato de que as células fetais contêm mais hemoglobina e grupos sulfidríla. A concentração de metilmercúrio nos glóbulos vermelhos do recém-nascido pode ser cerca de 20 a 30% maior que o nível sérico materno simultâneo. Existe correlação entre as concentrações de mercúrio no leite materno e no sangue da criança, sendo que os lactentes podem apresentar níveis séricos de risco em casos de mães

altamente expostas ao metilmercúrio (BERLIN 1983; CLARKSON e col. 1987; GRANDJEAN e col., 1992; WHO, 1976; WHO, 1990).

O sistema nervoso central em desenvolvimento, quando comparado ao do indivíduo adulto, é mais sensível aos danos causados pelo metilmercúrio; além disso, há indicações de que sua concentração no cérebro fetal seja maior. Devido a esta acumulação, o cérebro é o órgão crítico tanto na exposição pré-natal quanto na pós-natal (BERLIN, 1983; WHO, 1990).

O quadro clínico pós-natal é dose dependente. Fetos expostos a altos níveis sangüíneos maternos podem apresentar, após o nascimento, paralisia cerebral, microencefalia, graves comprometimentos mental e motor, algumas vezes associados à perda da audição e à da visão. Nos casos de graus de exposição mais moderados, o diagnóstico durante os primeiros meses de vida pode ser difícil; porém, no decorrer do tempo, tornam-se mais claros, observando-se comprometimentos psicomotores (WHO, 1990).

No caso da doença de Minamata, os sintomas decorrentes aos danos cerebrais eram comuns a outras doenças, sendo necessários dados epidemiológicos para a sua confirmação. De uma maneira geral, a doença de Minamata infantil só foi diagnosticada alguns anos após o nascimento dos afetados. Da mesma forma, o primeiro diagnóstico da doença congênita ocorreu no ano de 1962, sendo que os sintomas observados encontram-se discriminados na Tabela 8.

Os achados patológicos na Doença de Minamata congênita foram: atrofia generalizada e hidroplasia do córtex cerebral; anormalidade da citoarquitetura; células matrizes remanescentes; hipoplasia do corpo caloso; preservação intramedular de células nervosas; desmielinização do trato piramidal. No cerebelo, observou-se degeneração de células granulares, característica da doença de Minamata. Ressalte-se que, na exposição pré-natal, os danos cerebrais são generalizados, em contraste à exposição no adulto, onde as lesões são focais (HARADA, 1995; WHO, 1990).

Tabela 8: Frequência dos sintomas observados em crianças com a doença de Minamata congênita, em diferentes anos.

SINTOMAS	FREQUÊNCIA (%)			
	1962	1971	1974	1981
Retardo	100	100	100	100
Disartria	100	96	92	93
Hipersalivação	100	72	72	45
Ataxia	100	76	78	60
Deformidades dos membros	100	84	62	51
Reflexos primitivos	100	72	67	60
Crescimento corpóreo inibido	100	68	59	33
Coréia (hipercinesia)	95	92	92	66
Sintoma paroxístico	82	36	35	27
Estrabismo	77	72	67	60
Sintomas piramidais (reflexo patológico)	75	48	45	39
Número de casos	17	25	37	33
Óbitos	1	3	3	7

Fonte: Adaptado de HARADA, 1995. p. 9.

As mães de crianças com doença de Minamata congênita foram, inicialmente, consideradas assintomáticas. Porém, exames posteriores mais detalhados revelaram uma alta incidência de sintomas moderados, tais como: distúrbios sensoriais (100%), câimbras/paralisias focais (100%), ataxia moderada (79%), distúrbios auditivos (75%), dores nos membros (64%), constrição do campo visual (57%), disartria (43%), tremor (39%) e outros (HARADA, 1995).

1.7. LIMITES DE TOLERÂNCIA

O organismo humano possui quantidades de mercúrio total naturalmente (50 a 100 mg), provenientes das diferentes fontes. Porém, como para qualquer substância tóxica, deve-se estabelecer a taxa de consumo - no caso do metilmercúrio, através da dieta - que determina o surgimento dos sinais e sintomas da intoxicação, possibilitando seu diagnóstico. A esse valor é, então, aplicada uma margem de segurança a fim de garantir que os membros da população que possam ser particularmente suscetíveis à intoxicação - por exemplo crianças, gestantes e idosos - não estejam sob risco (JOHNSTON & SAVAGE, 1991).

Considerando-se, sobretudo, os dados obtidos nos incidentes ocorridos em Minamata e no Iraque, estimou-se que o consumo diário de mercúrio - predominantemente sob a forma de compostos de metilmercúrio - por períodos prolongados e associada ao surgimento dos sintomas de intoxicação em adultos sensíveis era de 0,3 mg, equivalente a 0,2 mg/g de sangue total. Aplicando-se um fator de segurança igual a 10, o "Consumo Diário Aceitável" de metilmercúrio seria igual a 0,03 mg/dia, resultando nas concentrações de 0,02 mg/g no sangue total e 6 mg/g no cabelo. O consumo de 0,8 mg de mercúrio/dia, correspondendo a 0,8 mg/g no sangue total, pode ser fatal (JOHNSTON & SAVAGE, 1991; MITRA, 1986).

O Comitê de Especialistas em Alimentos e Aditivos da Organização para Alimentos e Agricultura da Organização Mundial da Saúde (*Joint Food and Agriculture Organization-FAO/WHO-WHO Expert Committee on Food Additives*) propôs um novo conceito para substâncias consideradas contaminantes alimentares, denominado "Consumo Semanal Tolerável Provisório (CSTP)" (*Provisional Tolerable Weekly Intake*). Para o mercúrio, o CSTP foi fixado em 0,3 mg/semana de mercúrio total, desde que não mais que 0,2 mg estejam sob a forma de metilmercúrio, o que corresponderia às concentrações de 5 µg Hg total/Kg peso corpóreo e 3,3 µg metilmercúrio/Kg de peso corpóreo. Observe-se que esta estimativa baseia-se em uma alta entrada de mercúrio total pela dieta, especificamente pelo consumo de peixe e seus produtos contendo altos níveis de

metilmercúrio. Porém, quando a alta entrada de mercúrio total ocorrer por outros motivos, a estimativa poderá não se aplicar, necessitando de uma análise específica da situação. Quando a ingestão de mercúrio total na dieta exceder 0,3 mg por semana, é aconselhável realizar análises para metilmercúrio (WHO, 1972).

Nos casos de intoxicação severa, o consumo diário de mercúrio foi de aproximadamente 7 mg por vários anos, no incidente de Minamata, e entre 1 e 8 mg por um período de 48 dias, no incidente do Iraque (GREIM, 1983). A Tabela 9 ilustra o consumo de mercúrio através da ingestão de peixe, de acordo com diferentes concentrações do metal nos peixes.

Tabela 9: Ingestão de metilmercúrio ($\mu\text{g}/\text{dia}$) através de peixes com diferentes níveis de metilmercúrio e diferentes taxas de consumo de peixes.

CONSUMO (g/dia)	METILMERCÚRIO EM PEIXE ($\mu\text{g}/\text{Kg}^*$)				
	200	500	1000	2000	5000
5	1	2,5	5	10	25
20	4	10	20	40	100
100	20	50	100	200	500
300	60	150	300	600	1000
1.000**	200	500	1000	2000	5000

* Peso fresco

** Dados indicam que a ingestão máxima possa ser igual a 1.000 g/dia.

FONTE: WHO, 1990. p. 41.

Em 1989, o Comitê de Especialistas em Aditivos Alimentares da FAO/WHO recomendou que o CSTP para metilmercúrio em adultos fosse mantida em 0,2 mg ou 3,3 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ de peso corpóreo. Porém, ressaltou que mulheres gestantes e mães em aleitamento estariam, provavelmente, sob um risco maior quando comparadas à população em geral, apesar de os dados disponíveis serem insuficientes para se recomendar um valor de consumo diferenciado para esses grupos da população (WHO, 1990).

Considerando-se os valores determinados pela FAO/WHO, os hábitos alimentares da população, relativos ao consumo de peixes e seus produtos, e os níveis de mercúrio nas espécies consumidas, os países têm adotado diferentes regulamentações relativas ao nível máximo de mercúrio permitido em produtos alimentícios, principalmente de pescado. Nos países como Estados Unidos, Finlândia, Islândia, Noruega, Nova Zelândia, Suécia, Alemanha, Dinamarca e Equador o limite adotado é igual a 1,0 µg/g; na Itália corresponde a 0,7 µg/g; nos países como Austrália, Canadá, Espanha, Israel, Suíça e Tailândia é igual a 0,5 µg/g; e, no Japão 0,4 µg/g (JOHNSTON & SAVAGE, 1991).

No Brasil, o mercúrio presente nos alimentos é considerado como “aditivo incidental”. A Resolução 18/75 de 09/12/75, da Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos da Secretaria Nacional de Saúde do Ministério da Saúde, fixou o Limite Máximo Permissível (LMP) de mercúrio em 0,5 µg/g para peixes, crustáceos e moluscos, e em 0,01 µg/g para qualquer outro alimento (ABIA, 1992a; ABIA, 1992b).

1.8. MÉTODOS ANALÍTICOS

Análises de resíduos de metais em alimentos é um desafio único ao laboratório, pois os mesmos não podem ser isolados sem que ocorra uma destruição da totalidade da matriz orgânica. A digestão da matriz orgânica de um alimento ocorre através da oxidação do material carbonado, com adição de energia, usualmente na forma de calor. Os dois sistemas mais comuns compreendem a via seca (oxidação a altas temperaturas) e via úmida ou digestão ácida (oxidação química sob temperatura moderada). A via seca é aplicável para a determinação da maioria dos metais, exceto mercúrio, arsênio e estanho. Na digestão ácida, é absolutamente essencial utilizar água desmineralizada e reagentes com baixas concentrações de metal. O branco de reagentes é necessário. Toda a vidraria deve ser submetida a tratamento ácido e lavada com água destilada, para retirada de metais traço. É primordial o uso de capela com

sistema de exaustão. O ácido sulfúrico é, geralmente, utilizado como meio de dissolução e o ácido nítrico como o oxidante mais comum (FAO, 1986).

Numerosos métodos para análise de mercúrio encontram-se descritos na literatura. As aplicações das técnicas analíticas dependem, basicamente, do tipo de amostra - alimentos, sangue, urina, cabelo, água, sedimento - e da espécie de mercúrio, inorgânico ou orgânico, conforme pode-se observar no Quadro 2.

Quadro 2: Métodos analíticos para determinação de mercúrio em diferentes tipos de amostras.

AMOSTRA	ESPÉCIE	MÉTODO	LD (ng Hg/g)
Alimento, tecidos	Hg total	AA	2,0
Sangue, urina, cabelo, tecidos	Hg total; Hg inorg.	AA	0,5
Sangue, urina, cabelo, tecidos	Hg total; Hg inorg.	AA	2,5
Sangue, urina, cabelo, tecidos	Hg total; Hg inorg.	AA	4,0
Alimento, tecidos, fluidos biológicos	MetilHg	CG;CE	1,0
Todas amostras	Hg total	AN	0,1

LD = Limite de Detecção

CG = Cromatografia Gasosa

REF = Referência Bibliográfica

CE = Captura de Elétrons

AA = Absorção Atômica

AN = Ativação de Nêutrons

FONTE: Adaptado de WHO, 1990. p. 22.

Dentre os métodos colorimétricos, o método da ditizona foi largamente utilizado, nos anos 50 e 60, até a introdução da absorção atômica, no final da década de 60. Basicamente, após a digestão da matriz orgânica, o Hg^{+2} forma um complexo colorido com a ditizona. A intensidade da cor é medida em espectrofotômetro e a quantidade de mercúrio é estimada através de uma curva padrão. O limite de detecção é da ordem de 1-10 μg de mercúrio (WHO, 1990).

Os métodos colorimétricos não são apropriados para a determinação de mercúrio inorgânico e orgânico separadamente. Neste caso, antes do processo de digestão, os compostos organomercuriais devem ser extraídos e determinados por métodos titrimétricos ou cromatográficos (MITRA, 1986). O método de cromatografia gasosa tem sido largamente utilizado para determinação de metilmercúrio em tecidos de peixes (WHO, 1990).

A análise de ativação de nêutrons é considerada como o procedimento mais específico e sensível para determinação de mercúrio e é usualmente utilizado como método de referência, aplicando-se para a análise de um grande número de amostras (MITRA, 1986).

A espectrofotometria de absorção atômica sem chama (técnica de geração de vapor a frio) tem sido o método de eleição para determinação de mercúrio total em amostras ambientais e biológicas. Os compostos orgânicos e inorgânicos de mercúrio são, previamente, oxidados para que sejam liberados íons mercúricos. Estes, então reduzidos ao estado elementar, são vaporizados num sistema fechado e o vapor do mercúrio passa por uma cela colocada no feixe de luz do espectrofotômetro. A absorbância medida é função da concentração do mercúrio na amostra, que se determina por comparação com uma curva de calibração (MITRA, 1986; WHO, 1976).

O método de absorção atômica seletiva de "Magos" tem tido ampla aplicação em amostras biológicas. Ele pode determinar o mercúrio total e inorgânico e, por diferença, o mercúrio orgânico. O aparato utilizado não é dispendioso, é portátil e não requer materiais sofisticados (WHO, 1990).

Desde os primeiros trabalhos envolvendo a técnica do vapor frio, como o de HATCH e OTT (1968), vários procedimentos têm sido sugeridos para a digestão da amostra. Deve-se destacar que a maioria destes procedimentos possui um limite de detecção na faixa de 0,5 a 5 ng Hg/g e um desvio padrão relativo de, aproximadamente, 10% ou menos e taxas de recuperação da ordem de 95 a 100% (WHO, 1976).

1.9. MERCÚRIO EM PESCADO DE ÁGUA DOCE NO ESTADO DE SÃO PAULO

Devido ao fato de o Estado de São Paulo concentrar o maior parque industrial da América Latina, de apresentar grandes concentrações urbanas e de possuir abundância de recursos hídricos, tem sido constatada a poluição dos ecossistemas aquáticos por mercúrio, dentre outros metais. Em 1989, por exemplo, das 14 indústrias químicas produtoras de cloro-soda, 5 (Anhembi, Carboblora, Champion, Hoescht e Solvay) estavam localizadas em São Paulo, das quais 4 utilizavam mercúrio no processo industrial (ABICLOR, 1992 apud ZAVARIZ, 1994; EYSINK e col., 1988).

A CETESB, desde 1978, tem realizado levantamentos sobre a qualidade das águas em todo o Estado de São Paulo, através da denominada "Rede de Monitoramento". Paralelamente, são desenvolvidas pesquisas em diversos ecossistemas aquáticos com o objetivo, entre outros, de avaliar os níveis de contaminação por pesticidas e metais pesados, utilizando os peixes como indicadores, em conjunto com análises de água e sedimento (EYSINK, 1990; VARGAS-BOLDRINI, 1992).

Relativamente à presença de mercúrio em peixes de água doce, encontram-se, a seguir, exemplos de trabalhos realizados pela CETESB, bem como de alguns trabalhos de outros autores.

Em trabalho realizado pelo Departamento de Vigilância e Controle Sanitário da Prefeitura Municipal de São Paulo, foram colhidas 125 amostras de pescado - 63 de água salgada e 62 de água doce - em feiras livres e mercados localizados em diversas regiões do Município de São Paulo, no período de janeiro de 1992 a dezembro de 1993 (FUKUMOTO & OLIVEIRA, 1995). Os resultados relativos às espécies de água doce encontram-se na Tabela 10.

Nos anos de 1975 a 1983, a CETESB desenvolveu um trabalho de pesquisa de poluentes em peixes de importância para a alimentação, capturados na represa Billings. Esta represa recebe a água do Alto Tietê e localiza-se

próximo à Serra do mar, apresentando alto grau de poluição, pois recebe grande parte dos esgotos da cidade de São Paulo. Relativamente ao mercúrio, as concentrações detectadas na musculatura foram: 0,20 a 2,77 µg/g em *Hoplias malabaricus* (traíra); 0,07 a 0,71 µg/g em *Tilapia* sp. (tilápia); 0,02 µg/g em *Cyprinus carpio* (carpa); 0,08 a 0,44 µg/g em *Geophagus* sp.(acará); 0,10 µg/g em *Pimelodus* sp (mandi); e, 0,04 µg/g em *Astyanax bimaculatus* (lambari) (ROCHA e col., 1985).

Tabela 10: Mercúrio em pescado de água doce comercializado no Município de São Paulo, janeiro de 1992 a dezembro de 1993. São Paulo, 1995.

ESPÉCIE	NOME POPULAR	NÚMERO DE AMOSTRAS			Hg (µg/g)
		-	+	Total	
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	0	16	16	0,15 - 0,45
<i>Tilapia rendali</i>	Tilápia	11	2	13	0,02 - 0,06
<i>Prochilodus scrofa</i>	Curimatá	2	8	10	0,02 - 0,09
<i>Leporinus</i> sp	Piau	3	5	8	0,02 - 0,09
<i>Pimelodus</i> sp	Mandi	0	7	7	0,04 - 0,14
<i>Pseudoplatysma</i> sp	Pintado	1	4	5	0,08 - 0,79*
<i>Astyanax</i> sp	Lambari	0	2	2	0,06 - 0,18
<i>Trutta</i> sp	Truta	0	1	1	0,04
TOTAL		17	45	62	**

- : Negativas

+ : Positivas. Limite de detecção do método: 0,02 µg/g.

* 1 amostra acima de 0,5 µg/g.

** Concentração média entre as amostras positivas: 0,16 ± 0,16 µg/g.

FONTE: FUKUMOTO & OLIVEIRA, 1995. p. 29 .

O reservatório rio das Pedras, formado com o objetivo de alimentar a Usina Elétrica Henry Borden em Cubatão, não recebe efluentes domésticos nem industriais, porém recebe águas da represa Billings. Com o intuito de se verificar a adequação do reservatório para fins recreacionais e dos peixes para alimentação, a CETESB, em 1985, pesquisou as concentrações de metais

pesados em água, sedimento e peixes. Os resultados dos níveis de mercúrio na musculatura foram: 0,05 µg/g *Hypostomus* sp (cascudo); 0,34 µg/g em *Hoplias malabaricus* (traíra); e, 0,21 µg/g em *Geophagus brasiliensis* (cará) (CETESB, 1985).

Em trabalho realizado no rio Moji-Guaçu, principal afluente do rio Pardo, os teores de mercúrio foram investigados nas espécies *Curimatus elegans* (sagüiru), *Prochilodus scrofa* (curimbatá), *Pimelodus maculatus* (mandi) e *Hemisorubim phatyrrhynchus* (jurupoca), no ano de 1973. Os exemplares foram capturados em dois pontos de amostragem (4 exemplares de cada espécie, em cada ponto), totalizando 32 amostras. As concentrações médias de mercúrio na musculatura foram: 0,16 µg/g em *C. elegans*, 0,11 µg/g em *P. scrofa*, 0,16 µg/g em *P. maculatus* e 0,12 µg/g em *H. phatyrrhynchus*. Nenhum valor ultrapassou o limite máximo permissível de 0,5 µg/g (DUARTE, 1977).

Em março de 1976, o rompimento de um dos tanques da Indústria Champion de Papel e Celulose S.A. causou o derramamento, no rio Moji-Guaçu, de 20.000 m³ de lixívia negra que continha, além de mercúrio, 6.000 toneladas de hidróxido de sódio. Como consequência, houve uma grande mortandade de peixes, comprometendo todo o rio com relação ao mercúrio. Posteriormente, em levantamento realizado pela CETESB, foram analisadas as taxas de mercúrio em água, sedimento e peixes (musculatura e vísceras) dos rios Pardo e Moji-Guaçu. No período de outubro de 1978 a novembro 1979, em 7 campanhas, foram colhidas amostras de 9 pontos do rio Moji-Guaçu e 7 do rio Pardo. Relativamente aos peixes, das 34 espécies analisadas, 14 delas, principalmente as omnívoras e carnívoras, apresentaram teores acima do limite máximo permissível para consumo humano. Os níveis mais altos foram encontrados nas espécies omnívoras *Pseudopimelodus zungaro* (bagre-sapo) 1,63 µg/g; *Elgenmannia virescens* (tuvira) 0,94 µg/g; *Astyanax bimaculatus* (lambari) 0,84 µg/g; *Leporellus vittatus* (solteira) 0,74 µg/g; e nas espécies carnívoras *Plagioscion squamosissimus* (pescada-do-piauí) 3,13 µg/g; *Salminus hilarii* (tabarana) 1,96 µg/g; *Salminus maxillosus* (dourado) 1,26 µg/g; e, *Galeocharax humeralis* (peixe-cigarra) 1,22 µg/g. Considerando-se o total de amostras de musculatura

analisadas, observou-se que 22,4% das amostras de exemplares capturados no rio Pardo e 26,6% das do rio Moji-Guaçu encontravam-se acima do limite (VARGAS-BOLDRINI e col., 1983; CETESB, 1980).

No período de 1985 a 1986, a CETESB desenvolveu um trabalho nos rios Pardo e Moji-Guaçu com o objetivo de verificar o grau de contaminação por mercúrio no sistema aquático. Além do acidente com a lixívia negra, em 1976, outras fontes potenciais de contaminação foram identificadas. Os níveis de contaminação por mercúrio foram investigados na água, no sedimento, em peixes e na população consumidora dos mesmos. Relativamente aos peixes, foram analisadas 37 amostras de musculatura para o rio Pardo e 34 amostras para o rio Moji-Guaçu. Nenhuma amostra das espécies herbívoras, em ambos rios, ultrapassou o limite de 0,5 µg/g para consumo humano. Para as espécies omnívoras, o maior nível foi detectado em *Pimelodus* sp (mandi) com 0,45 µg/g, no rio Pardo. Entre as espécies iliófagas, os maiores níveis foram observados em *Hypostomus* sp (cascudo), com 0,26 µg/g (rio Pardo) e 0,43 µg/g (rio Moji-Guaçu). As espécies carnívoras *Hoplias malabaricus* (traíra) e *Serrasalmus spilopleura* (pirambema) apresentaram os maiores níveis, iguais a 0,36 µg/g e 0,41 µg/g, respectivamente (CETESB, 1989).

Segundo dados da CETESB, a partir da década de 60 até meados de 1984, as indústrias do município de Cubatão, no litoral de São Paulo, despejaram 64 t/dia de poluentes nos rios da região e 54 t/dia de resíduos tóxicos no solo. Após o estabelecimento do Programa de Controle Ambiental pela CETESB em 1984, verificou-se uma redução de 93,8% dos efluentes líquidos e 46,6% dos resíduos sólidos. Desta forma, em 1988 observou-se um retorno dos peixes e outros organismos aquáticos ao rio Cubatão, passando os mesmos a serem consumidos pela população local, principalmente a de menor nível sócio-econômico. Porém, ainda ocorrem altas concentrações de substâncias tóxicas naquele ambiente, devido à estabilidade química dessas substâncias e aos despejos atuais (SANTOS FILHO, 1992).

Com o objetivo de se avaliar a qualidade ambiental do rio Cubatão, após o retorno dos organismos aquáticos, a CETESB analisou amostras de água, de sedimento e de peixes nos meses de maio, agosto e novembro de 1989. Relativamente aos peixes, foram pesquisados metais pesados e organoclorados. Das 72 análises realizadas em musculatura de peixes, o mercúrio foi evidenciado em 95,8%, sendo que os valores variaram de 0,02 a 0,94 $\mu\text{g/g}$. Quatro amostras (5,6% do total) ultrapassaram o limite máximo permissível de 0,5 $\mu\text{g/g}$: 0,63 $\mu\text{g/g}$ em *Centropomus undecimalis* (robalo); 0,58 $\mu\text{g/g}$ em *Oligosarcus hepsetus* (peixe-cachorro); 0,93 $\mu\text{g/g}$ em *Geophagus* sp (acará); e, 0,94 $\mu\text{g/g}$ em *Centropomus parallelus* (robalo) (CETESB, 1990).

Considerando-se a problemática ambiental em Cubatão, foi realizada uma pesquisa de metais pesados e praguicidas organoclorados em sangue de crianças de 1 a 10 anos de idade, residentes em 6 bairros do município de Cubatão, localizados às margens dos principais rios do município. A fim de se averiguar a influência do tipo de dieta, as crianças foram classificadas em dois grupos: grandes consumidoras de peixes e/ou outros organismos aquáticos e não-consumidoras. Dos 251 indivíduos que compuseram a amostra, foi possível determinar o teor de mercúrio no sangue de 224 deles. A concentração média sangüínea do metal foi igual a $9,08 \pm 6,44 \mu\text{g/l}$. Não houve diferenças estatísticas significativas quando consideradas as variáveis faixa etária e sexo. Porém, evidenciou-se diferença estatística significativa entre a concentração de mercúrio no grupo de crianças grandes consumidoras, com média igual a $14,65 \pm 7,05 \mu\text{g/l}$, e de crianças não-consumidoras, com média igual a $10,00 \pm 6,52 \mu\text{g/l}$ (SANTOS FILHO e col., 1993a).

Em trabalho realizado com a mesma amostra de pesquisa anterior (SANTOS FILHO e col., 1993a) investigaram-se os teores de chumbo e mercúrio no cabelo de 251 crianças da faixa etária entre 1 e 10 anos. No que se refere ao mercúrio, sua concentração média no cabelo foi de $0,82 \pm 0,48 \mu\text{g/g}$. Estes valores foram comparados com as variáveis faixa etária, sexo, local de residência e situação de consumo de peixes e/ou outros organismos aquáticos dos rios de

Cubatão, não tendo sido detectada diferença estatisticamente significativa em nenhuma das comparações (SANTOS FILHO e col., 1993b).

Durante a elaboração do Estudo de Impacto Ambiental da usina hidrelétrica de Porto Primavera, na bacia do Paraná Superior, pesquisaram-se, dentre outros, as concentrações na musculatura de peixes. Os espécimes foram capturados em 25 diferentes pontos que abrangeram o rio Paraná, seus tributários e lagoas marginais. Foram realizadas 4 campanhas de amostragem, nos seguintes períodos: novembro/1992; janeiro/1993; abril-maio/1993; e, julho/1993. O mercúrio foi detectado na musculatura das seguintes espécies: *Hypophthalmus edentatus* (mapará; planctófaga) com 0,19 µg/g; *Prochilodus lineatus* (curimba; detritívora) com 0,16 µg/g; *Pinnelodus maculatus* (mandi-guaçu; onívora) com 0,19 µg/g; *Salminus maxillosus* (dourado; piscívora) com 0,24 µg/g; e, *Serrasalmus marginatus* (piranha; piscívora) com 0,22 µg/g (THEMAG; ENGEA; UMAH, 1995).

Devido ao fato de terem sido registrados níveis elevados de mercúrio na musculatura de peixes, tais como 0,57 µg/g em piaba e 10,2 µg/g em pirambeba, em 1983, a CETESB efetuou um levantamento no reservatório de Barra Bonita, em 1984, a fim de documentar sua situação em relação a metais pesados e pesticidas organoclorados e organofosforados em água, sedimento e peixes. Nesse ano, foram realizadas duas campanhas de amostragem nos meses de fevereiro (verão/chuva) e de agosto (inverno/seca), abrangendo 10 estações de amostragem, agrupadas em 4 zonas. Das amostras de musculatura, 44% apresentaram teores acima do limite máximo para consumo humano (0,5 µg/g) (NAVAS-PEREIRA e col., 1985). As maiores concentrações detectadas foram: 1,98 µg/g em *Hoplias malabaricus* (traíra); 0,70 µg/g em *Leporinus octofasciatus* (piava); 1,18 µg/g em *Acestrorhyncus* sp (peixe-cachorro); 0,84 µg/g em *Acestrorhyncus lacustris* (peixe-cachorro); 0,50 µg/g em *Schizodon nasutus* (piauí); e, 0,56 µg/g em *Serrasalmus spinopleura* (pirambeba) (CETESB, 1986).

No período de 1984 a 1985, a CETESB realizou um extenso trabalho de pesquisa de mercúrio em água, sedimento e peixes do reservatório de Barra

Bonita e seus rios formadores, Tietê e Piracicaba. As amostras foram colhidas em 6 pontos de captura, agrupados em 4 zonas, no decorrer de 4 campanhas: fevereiro e julho de 1984 e maio e novembro de 1985. Relativamente aos peixes, foram capturados um total de 3.493 exemplares nas 4 campanhas, compreendendo 61 espécies, das quais, 22 foram objeto de análise. Nenhuma das amostras de espécies de hábito alimentar herbívoro, iliófago e omnívoro apresentou concentração de mercúrio acima de 0,5 µg/g; por outro lado, 62% das amostras de espécies de hábito alimentar carnívoro ultrapassaram este limite. O nível mais elevado, 1,98 µg/g, foi detectado em *Serrasalmus spilopleura* (pirambeba). Outras espécies que apresentaram níveis elevados foram: *Acestrorhynchus lacustris* (peixe-cachorro) com 0,84 µg/g; *Galeocharax knerii* (peixe-cadela) com 1,83 µg/g; e, *Hoplias malabaricus* (traíra) com 1,56 µg/g (CETESB, 1986). Os valores da concentração de mercúrio na musculatura de peixes, classificadas segundo o hábito alimentar, encontram-se na Tabela 11.

Tabela 11: Valores da concentração de mercúrio na musculatura, segundo o hábito alimentar das espécies de peixes analisadas, capturadas no reservatório de Barra Bonita em 1984 e 1985.

HÁBITO ALIMENTAR	N	Hg (µg/g)			
		MÍN.	MÁX.	MÉD.POND.	S
Herbívoro	222	0,037	0,499	0,10	0,05
Iliófago	308	0,040	0,330	0,12	0,06
Omnívoro	337	0,027	0,420	0,24	0,05
Carnívoro 1	296	0,130	1,830	0,67	0,27 a 0,66
Carnívoro 2	444	0,130	2,850	0,72	0,38 a 0,63

Carnívoro1: todas as espécies carnívoras, exceto *Serrasalmus spilopleura* (pirambeba), por apresentar altos valores de Hg.

Carnívoro 2: todas as espécies carnívoras, inclusive *Serrasalmus spilopleura* (pirambeba).

N: número de exemplares

MÉD.POND.: média ponderada

MÍN: valores mínimos

S: desvio padrão

MÁX: valores máximos

FONTE: Adaptado de: CETESB, 1986. Tab XV.

Em outro trabalho realizado pela CETESB no reservatório de Barra Bonita, foram analisadas, para determinação de mercúrio, amostras de água, sedimento e peixes, colhidas em 6 pontos, no período de dezembro de 1985 a outubro de 1986, em 4 campanhas. Para fins de análise dos resultados, os pontos de coleta foram agrupados em 4 estações, à semelhança de trabalho realizado anteriormente (CETESB, 1986). No que concerne aos peixes, foram capturados 2.778 exemplares, compreendendo 56 espécies, sendo que a concentração de mercúrio foi analisada em 22 espécies: 2 de hábito alimentar herbívoro, 7 iliófago, 8 omnívoro e 5 carnívoro (Tabelas 12 e 13). Nenhuma das amostras de musculatura das espécies analisadas de hábitos alimentares herbívoro, iliófago e omnívoro ultrapassou o limite máximo permissível para consumo humano. Porém, dentre as espécies carnívoras, 55,5% das amostras apresentaram valores acima de 0,5 µg/g (EYSINK, 1995).

Tabela 12: Valores da concentração de mercúrio na musculatura segundo o hábito alimentar das espécies de peixes analisadas, capturadas no reservatório de Barra Bonita, no período de dezembro de 1984 a outubro de 1985.

HÁBITO	Np	Na	Hg (µg/g)			
			MÉD. POND.	S	MÍN.	MÁX.
ALIMENTAR						
Herbívoro	214	11	0,07	0,038	0,037	0,16 (0,50)
Iliófago	223	15	0,07	0,027	0,040	0,12 (0,33)
Omnívoro	326	16	0,19	0,112	0,027	0,42
Camívoro	432	45	0,71	0,479	0,130	1,67 (2,85)
GERAL*	1.113	77	0,31	0,444	0,027	1,67

Np = número de peixes capturados

S = desvio padrão

Na = número de análises

Mín. = valor mínimo

MÉD. POND. = média ponderada

Máx. = valor máximo

() = concentrações "anômalas"

* = média ponderada sem as concentrações "anômalas"

FONTE: Adaptado de EYSINK, 1995. p. 138.

Tabela 13: Valores da concentração de mercúrio na musculatura, segundo as 22 espécies de peixes analisadas, capturadas no reservatório de Barra Bonita, no período de dezembro de 1985 a outubro de 1986.

ESPÉCIE	NOME POPULAR	HÁB. ALIM.	Na	Hg (µg/g)		
				MÉD.	MÍN.	MÁX.
<i>Schizodon borelli</i>	piava	H	5	0,06	0,04	0,12 (0,15)
<i>Schizodon nasutus</i>	ximborê	H	5	0,08	0,04	0,09 (0,50)
<i>Curimata nagelli</i>	saguirú, papa-terra	I	6	0,08	0,06	0,12 (0,33)
<i>Curimata gilberti</i>	saguirú	I	1	0,07	-	-
<i>Curimata sp.</i>	saguirú	I	1	0,08	-	-
<i>Hypostomus cf. renegani</i>	cascudo-pintado	I	1	0,05	-	-
<i>Hypostomus cf. wuchereri</i>	cascudo	I	1	0,04	-	-
<i>Hypostomus sp.</i>	cascudo	I	3	0,06	0,04	0,08
<i>Prochilodus scrofa</i>	curimbatá	I	2	0,09	0,04	0,12
<i>Leporinus octofasciatus</i>	piava	O	1	0,08	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	piau, piava-de-três-pintas	O	1	0,07	-	-
<i>Astyanax bimaculatus</i>	lambarí-de-rabo-amarelo	O	4	0,18	0,14	0,42
<i>Astyanax sp.</i>	lambarí	O	1	0,23	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	mandí, mandiúva	O	5	0,26	0,10	0,33
<i>Pimelodus sp.</i>	mandí-prata	O	1	0,22	-	-
<i>Cyprinus carpio</i>	carpa	O	1	0,03	-	-
<i>Apareiodon affinis</i>	canivete	O	1	0,09	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	peixe-cadela	C	10	0,90	0,40	1,83
<i>Hoplias malabaricus</i>	traíra	C	5	0,38	0,26	0,49 (1,56)
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	peixe-cachorro	C	3	0,29	0,13	1,18
<i>Acestrorhynchus sp.</i>	peixe-cachorro	C	1	1,18	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	pirambeba	C		0,78	0,21	1,88 (2,85)

HÁB. ALIM. = Hábito Alimentar

H = Herbívoro

I = Iliófago

O = Onívoro

C = Carnívoro

FONTE: Adaptado de EYSINK, 1995. p.118; 136

Na = número de amostras analisadas

MÍN = concentração mínima

MÉD. = concentração média

MÁX. = concentração máxima

() = teores "anômalos"

Em trabalho efetuado pela Companhia Energética de São Paulo (CESP) no reservatório de Barra Bonita, foram realizadas análises bacteriológicas em peixes, bem como foram investigados os teores dos metais chumbo e mercúrio e biocidas organoclorados em água, em sedimento e em peixes; a colheita de amostra ocorreu em duas campanhas: agosto de 1992 e janeiro de 1993. No que concerne ao mercúrio em peixes, as espécies analisadas foram *Cyphocharax hagelii* (sagüiru), de hábito alimentar iliófago, e as espécies carnívoras *Plagioscion squamosissimus* (pescada-do-piauí) e *Serrasalmus spilopleura* (pirambeba). A concentração de mercúrio na musculatura variou de 0,02 µg/g a 1,85 µg/g, sendo que 33% das amostras apresentaram níveis do metal acima de 0,5 µg/g (COSTA, 1995).

2. OBJETIVOS

Tendo em vista a amplitude da problemática do mercúrio no meio ambiente, o comprometimento com a saúde pública e sua presença em ecossistemas aquáticos no Estado de São Paulo, o presente trabalho teve como objetivos:

- Determinar a concentração média de mercúrio total na musculatura da pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) nos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Barra Bonita (São Paulo) e de Rosana (São Paulo/Paraná), através da técnica de espectrofotometria de absorção atômica sem chama.
- Estudar a relação entre os dados biométricos peso total, comprimento total e comprimento standard desses exemplares, por reservatório.
- Estudar a relação entre os dados biométricos, dos exemplares de cada reservatório, e as respectivas concentrações de mercúrio total.

3. MATERIAL E MÉTODO

3.1. ÁREAS DE ESTUDO

3.1.1. Reservatórios

O estudo foi realizado nos Reservatórios das Usinas Hidrelétricas (UHEs) de Barra Bonita e Rosana, ambas sob a concessão da Companhia Energética de São Paulo (CESP).

3.1.1.1. Reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Bonita

O reservatório de Barra Bonita - formado em 1962 - foi selecionado por apresentar níveis altos de poluição. Substâncias químicas e orgânicas, prejudiciais tanto à vida aquática quanto ao homem, são lançadas nas águas do reservatório através de efluentes industriais e domésticos, comprometendo a qualidade deste ecossistema. Devido a este problema, Barra Bonita tem sido objeto de monitoramento ambiental, através de investigação de indicadores de qualidade da água, do sedimento e de organismos aquáticos. Apesar da poluição, este reservatório possui considerável produção por pesca profissional, sendo que trabalhos revelaram teores de mercúrio na musculatura de peixes, próximos e acima do limite máximo permissível estabelecido pela legislação brasileira, de 0,5 µg/g (CETESB, 1986; COSTA, 1995; EISYNK, 1989; EYSINK 1995).

A bacia hidrográfica do Tietê Médio Superior compreende o trecho do rio Tietê, desde a saída do reservatório de Pirapora até a Barragem de Barra Bonita estando, portanto, o seu reservatório nesta bacia incluída. A barragem da UHE de Barra Bonita, localizada a 20°31'S e 48°32'W, atravessa, transversalmente, o rio Tietê e está localizada 3.000 metros a montante da cidade de Barra Bonita (Figura 1). O reservatório foi formado a partir de 19 de junho de 1962 e constituiu-se no primeiro aproveitamento

sob concessão da CESP. O primeiro grupo de turbinas entrou em funcionamento em maio de 1963 e o último em fevereiro de 1964 (CESP, 1986).

O reservatório é formado pelos rios Tietê e Piracicaba, que contribuem, aproximadamente, com 80% do volume de água total que recebe, sendo os seus principais tributários: na margem direita, encontram-se o córrego do Descalvado, ribeirão das Vacas, córrego Água Fria, ribeirão Moquém e ribeirão dos Pintos; e, na margem esquerda, o ribeirão do Banhadão, rio Araquá, córrego da Água Espalhada, rio Capivara, ribeirão dos Remédios, rio do Peixe, rio das Conchas, córrego Santana e córrego do Alfredo. Possui a sua margem direita, do lado do rio Piracicaba, incluída nos municípios de Barra Bonita, Mineiros do Tietê, Dois Córregos, Santa Maria da Serra e São Pedro, e a esquerda nos municípios de Igarapu do Tietê, São Manuel, Botucatu, Anhembi e Piracicaba. A jusante, confronta-se com o reservatório da UHE de Bariri (CETESB, 1993; IPT, 1989; SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 1993; TORLONI e col., 1993a).

Outras características do reservatório de Barra Bonita encontram-se discriminadas no Quadro 3.

A bacia do rio Tietê Médio-Superior apresenta áreas urbanas, onde se concentram mais de 400.000 habitantes. A exploração agrícola ocupa cerca de 22% da área, onde são cultivados, principalmente, a cana-de-açúcar, o café, os citros, as hortaliças e frutas. As pastagens cultivadas cobrem uma área de 30% e as naturais 21%. O restante corresponde a matas e capoeiras com 14%, aos reflorestamentos com 13%, além de atividades granjeiras (CETESB, 1993; CETESB, 1995; CETESB, 1996).

Quanto ao uso e ocupação do solo no entorno do reservatório, observa-se a predominância da monocultura de cana-de-açúcar e de áreas de pastagem. Há ocorrência de vegetação natural remanescente, composta

por inúmeros capões de mata natural e capoeira. As lagoas e alagadiços marginais ocorrem, geralmente, na região de confluência entre ambientes lótico e lântico (IPT, 1989).

Quadro 3: Características morfométricas e hidrométricas dos reservatórios da Usinas Hidrelétricas de Barra Bonita e de Rosana.

CARACTERÍSTICA	BARRA BONITA	ROSANA
Tipo de Reservatório	acumulação	fio-d'água
Área de drenagem (Km ²)	32.330	99.000
Área inundada (cota máxima útil) (Km ²)	310	276
Profundidade (m) máxima	23,5	17
média	10,2	8
Volume de água total (m ³)	3.135×10^6	1.920×10^6
Volume de água útil (m ³)	2.566×10^6	407×10^6
Tempo de residência média da água calculada (dias)	73,9	18,5
Depleção (m) (variação de nível)	12	2,1
Perímetro (Km)	788	433
Cota da barragem (msnm)	454	262
Capacidade geradora (MW)	140,76	320

msnm = metros sobre o nível do mar

FONTE: Adaptado de: CESP, 1986; ROMANINI e col., 1994; SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 1993; TORLONI e col., 1993a.

Na área da bacia hidrográfica do rio Piracicaba, ocorre grande concentração urbana, com projeções de população da ordem de 3.000.000 de habitantes para o ano 2000. A área rural possui grande exploração agrícola, predominando as culturas de cana-de-açúcar e citros. Apresenta,

ainda, um parque industrial moderno e diversificado, destacando-se as atividades sucro-alcooleira. As indústrias de papel e celulose, tecelagem, suco de laranja, refrigerante, produtos alimentícios, açúcar, café e tintas, além de matadouros, constituem-se outras atividades de importância da região (CETESB, 1993).

3.1.1.2. Reservatório da Usina Hidrelétrica de Rosana

A formação do reservatório de Rosana é recente (1986). Com o objetivo de se avaliar as alterações ambientais provocadas pela construção da barragem, a CESP realizou um monitoramento bimensal, de novembro de 1985 a dezembro de 1988, período este que abrangeu as fases de pré-inundação e de pós-inundação (ROMANINI e col., 1994). Apesar deste minucioso trabalho, não foram encontradas outras publicações sobre este reservatório, principalmente no que concerne a mercúrio em peixes. Acredita-se, porém, que o reservatório não apresente problemas com metais pesados.

A bacia hidrográfica do Paranapanema Baixo - na qual encontra-se incluído o reservatório de Rosana - abrange o rio Paranapanema e seus afluentes, desde o reservatório de Xavantes até sua foz no rio Paraná, sendo o divisor entre a região sudoeste do Estado de São Paulo e a região norte do Paraná. O rio Paranapanema apresenta um grande potencial hidrelétrico, sendo aproveitado pelas usinas hidrelétricas de Salto Grande, Capivara, Taquaruçu e Rosana (CETESB, 1993).

O fechamento oficial da barragem ocorreu em 28 de novembro de 1986. Em 11 de março de 1987, o nível de água atingiu a cota máxima e o primeiro grupo gerador entrou em funcionamento; o último grupo entrou em funcionamento em novembro de 1994 (ROMANNI e col., 1994).

A barragem da UHE de Rosana, localizada a 22°36'S e 52°52'W, atravessa transversalmente o rio Paranapanema: o reservatório resultante tem a sua margem direita incluída no município de Teodoro Sampaio (SP), e a esquerda nos municípios de Diamante do Norte e Terra Rica (PR), e

localiza-se na região denominada, genericamente, de Pontal do Paranapanema. Confronta-se, a montante, com o reservatório da UHE Taquaruçu e a jusante com a foz do rio Paraná (Figura 1) (ROMANINI e col., 1994).

Outras características do reservatório de Rosana encontram-se discriminadas no Quadro 3.

No entorno da bacia hidrográfica do Paranapanema Baixo, há predominância da pecuária extensiva, com invernada para mais de 400.000 bovinos, ocupando, aproximadamente, 41% da área. Há, também, exploração agrícola constituída pelas culturas de café, soja, cana-de-açúcar, milho, mandioca, arroz e fruticultura. O restante é coberto por reservas florestais e complexos vegetativos. A região apresenta ocupação urbana, com cerca de 410.000 habitantes, e industrial, representada por fábricas de produtos alimentícios, curtumes, matadouros e destilarias de álcool (CETESB, 1993; CETESB, 1995; CETESB, 1996).

3.1.2. Pontos de Captura

A CESP, desde 1986, desenvolve o Programa de Manejo Pesqueiro, um programa ambiental direcionado para a manutenção da diversidade ictíica e para a exploração racional dos recursos aquáticos de seus reservatórios. Os dados obtidos através de sub-programas específicos de limnologia, ictiologia e pesca, fornecem subsídios para o planejamento de ações da Empresa, e possibilitam a monitorização ambiental e pesqueira (CESP, 1996a).

A colheita de material - água ou peixes - dos sub-programas denominados Caracterização Limnológica; Monitorização da Qualidade da Água; e, Ictiologia é realizada em pontos de captura, previamente demarcados, abrangendo tributários, barragem e jusante dos reservatórios (CESP, 1996a).

Os pontos de captura utilizados no presente trabalho foram os mesmos definidos pela CESP, posto que, para a obtenção de amostras - captura e armazenamento de peixes - utilizaram-se os recursos técnicos, materiais e humanos da Empresa, envolvidos na execução dos mencionados sub-programas. Ressalte-se que o processo de seleção destes pontos baseou-se em critérios de representatividade dos diversos ambientes de cada reservatório (CESP, 1996a).

A denominação e localização dos pontos de captura dos reservatórios de Barra Bonita e Rosana encontram-se descritos a seguir:

Reservatório da UHE de Barra Bonita (Figura 2):

1. Piracicaba: no rio Piracicaba, próximo ao córrego da Barra;
2. Barragem: no corpo do reservatório, próximo ao córrego Araquazinho;
3. Tietê: no leito do referido rio, acima da confluência com o rio do Peixe, próximo à cidade de Anhembi;
4. Rio do Peixe: no leito do referido rio;
5. Rio Araquá: no leito do referido rio;
6. Jusante: no rio Tietê, 1,5 Km a jusante do reservatório de Barra Bonita.

Reservatório da UHE de Rosana (Figura 3):

1. Rosana: a jusante da barragem de mesmo nome;
2. Porto Euclides da Cunha: próximo ao porto de travessia do reservatório pela balsa, na cidade de mesmo nome;
3. Porto Angelim: à frente do Parque Estadual do Morro do Diabo, na margem direita, a aproximadamente 500 m a jusante do porto;
4. Taquaruçu: a jusante da barragem de mesmo nome.

Figura 2: Reservatórios da Usina Hidrelétrica de Barra Bonita, com destaque para os pontos de captura.

3.2. AMOSTRA

3.2.1. Peixes

Foram utilizados exemplares da espécie *Plagioscion squamosissimus*, por atender aos seguintes critérios de seleção: hábito alimentar carnívoro/omnívoro e, conseqüentemente, maior probabilidade de detecção de mercúrio, devido à sua posição superior na cadeia trófica; ocorrência da espécie em ambos reservatórios selecionados; espécie de importância comercial e utilizada para alimentação humana. A musculatura dos exemplares foi utilizada para análise da concentração de mercúrio por esta constituir-se na porção comestível do peixe.

A Companhia Energética de São Paulo (CESP) desenvolve um amplo programa de conservação da ictiofauna nos reservatórios das principais usinas hidrelétricas dos rios Grande, Tietê, Paranapanema e Paraná, tendo como objetivos o aumento da produção pesqueira e a conservação das espécies autóctones.

Esse programa de manejo pesqueiro, originalmente, baseou-se na introdução de espécies alóctones e exóticas, características de ambientes lênticos, uma vez que muito pouco se conhecia sobre a biologia das espécies autóctones de ambientes lóticos, sobretudo as denominadas espécies de piracema.

Espécies de peixes oriundas dos rios Amazonas, Parnaíba e São Francisco, foram introduzidas em açudes do Nordeste, a partir de 1933, pela então "Comissão Técnica de Piscicultura do Nordeste", posteriormente "Diretoria de Pesca e Piscicultura" do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS). Dentre as 16 espécies ictíicas aclimatadas nos açudes nordestinos, a corvina (*P. squamosissimus*), originária do rio Parnaíba, já ocupava os primeiros

lugares na produção pesqueira pouco tempo após a sua introdução (FONTENELE & PEIXOTO, 1978).

Baseando-se nos resultados satisfatórios obtidos pelo DNOCS, a corvina, entre outras espécies, foi trazida das estações de piscicultura do DNOCS para as estações da CESP, no período de 1966 a 1973, dentro do programa de repovoamento dos reservatórios sob sua concessão (TORLONI e col., 1993b). Por ter sido originária do rio Parnaíba, no Estado do Piauí, esta espécie foi também denominada pescada-do-piauí (MACHADO, 1972).

Com exceção de alguns reservatórios do rio Paranapanema, dos rios da bacia do Paraíba e da bacia do rio Ribeira, esta espécie, atualmente, pode ser encontrada em todos os demais cursos d'água do Estado de São Paulo e de Estados limítrofes. A pescada-do-piauí também é encontrada no reservatório da UHE de Rosana, apesar de estar localizado no rio Paranapanema (ROMANINI e col., 1994; TORLONI e col., 1993b).

A espécie *P. squamosissimus* (Heckel, 1840) pertence à Classe Osteichthyes, Sub-classe Actinopterygii, Ordem Perciformes, Sub-ordem Percoidei e Família Sciaenidae (FONTENELE & PEIXOTO, 1978). Esta espécie é conhecida popularmente também como curvina, corvina, corvina do rio, cruvina, pescada, pescada-branca-do-Amazonas, pescada-cacunda, pescada-amarela, pescada foguete, tortinha e seleira, conforme a região considerada. Originária do mar, esta espécie encontra-se totalmente adaptada às águas doces (FUEM, 1987; MACHADO, 1972; NOMURA, 1984).

Possui coloração plúmbea e do ápice opercular até a borda inferior da axila há uma placa preta. Em reservatórios, apresenta comprimento total médio de 28 cm e peso médio de 1,5 Kg, podendo atingir 2,2 Kg. No Piauí, já foi capturado um exemplar de 1 m e 16 Kg (TORLONI e col., 1993b).

Em seu ambiente natural, as pescadas abrigam-se da luz durante o dia. Ao nascer e ao por do sol, saem em cardumes em direção a águas mais movimentadas, como embocaduras de rios, ribeirões ou corredeiras (MACHADO, 1972).

Sendo essencialmente carnívora, alimenta-se de crustáceos, insetos e peixes em proporções variáveis. Sua dieta alimentar pode se alterar em função da disponibilidade do alimento, da idade do peixe, do ambiente e da sazonalidade, principalmente quando em reservatórios. Em tanques de piscicultura, recebe rações granuladas com alto teor de proteína e peixe picado (MACHADO, 1972; TORLONI e col., 1993b).

A reprodução acontece nos meses de dezembro a janeiro (primavera/verão), desovando facilmente entre a vegetação. Ao contrário do que ocorre com as demais espécies de água doce, os óvulos são flutuantes. A maturação sexual ocorre por volta de um ano de idade (machos e fêmeas), quando o comprimento total varia entre 18 cm e 24 cm, em média (TORLONI e col., 1993b).

A pescada-do-piauí é uma espécie de carne fina, saborosa, com poucas espinhas e de fácil digestão, apresentando filés que se assemelham na forma e no sabor aos das pescadas marinhas. O aproveitamento de sua carne corresponde a 66% do peso corpóreo (MACHADO, 1972; NOMURA, 1984).

3.2.2. Colheita e Tamanho da Amostra

A colheita da amostra foi realizada segundo os calendários já estabelecidos nos programas desenvolvidos pela CESP. Os exemplares recebidos para a realização do presente trabalho foram capturados nos meses de março, abril e maio de 1994 no reservatório de Barra Bonita, e no reservatório de Rosana, nos meses de fevereiro, abril e novembro de 1994. Diante da impossibilidade de haver capturas em períodos

sincronizados para ambos os reservatórios, devido a limitações técnicas da Empresa, os resultados foram analisados em sua totalidade, considerando-se o ano de 1994.

As capturas foram realizadas pelos funcionários da CESP, utilizando-se redes de emalhar de 4 a 26 cm nó a nó, malha esticada - possibilitando a captura das diversas espécies de ocorrência, em seus vários tamanhos - expostas durante 24 horas, e com despesca de 4 em 4 horas. Todos os peixes capturados foram classificados por espécie e submetidos às avaliações definidas nos sub-programas do Programa de Manejo Pesqueiro. Acondicionados em caixas de isopor com gelo, foram transportados para as estações de piscicultura da UHE de Barra Bonita - para os capturados no reservatório de Barra Bonita - ou da UHE de Salto Grande - para os capturados no reservatório de Rosana. Nas estações de piscicultura, os exemplares foram embalados inteiros em sacos plásticos ou papel de alumínio, identificados com etiquetas segundo a data de captura e ponto de captura, transportados em caixas de isopor com gelo e armazenados em congelador (-18°C) nas estações de piscicultura. Os exemplares de *P. squamosissimus*, destinados ao presente estudo, foram transportados à cidade de São Paulo em caixas de isopor com gelo e mantidos em congeladores (-18°C) até o momento de seu processamento.

A determinação do tamanho e da distribuição da amostra a ser analisada baseou-se em alguns critérios, descritos a seguir.

Não foi possível definir o tamanho da amostra com atecedência, pois: (a) a frequência de captura foi determinada pela Empresa, em atendimento ao Programa de Manejo Pesqueiro; não seria possível, considerando uma hipotética solicitação do autor, haver qualquer alteração no cronograma; (b) pelas próprias características da pesca, não se tem conhecimento prévio sobre o produto a ser capturado. Foram capturados e destinados ao presente trabalho, um total de 84 e de 62 exemplares de *P.*

squamosissimus procedentes dos reservatórios de Barra Bonita e de Rosana, respectivamente, sendo este, então, o universo amostral inicial.

Os peixes foram selecionados segundo seu peso total (Pt) - considerando sua potencialidade para o consumo humano - e estabeleceu-se como ponto de corte $Pt \geq 100$ g. No caso de *P. squamosissimus*, peixes com peso igual ou acima de 500 g são comercializados e, portanto, consumidos pela população em geral; peixes com peso inferior a 500 g, apesar de não possuir valor comercial, podem servir de alimento aos próprios pescadores, sejam amadores ou profissionais.

Apesar de os exemplares terem sido mantidos à temperatura de -18°C até o seu processamento em laboratório, após o descongelamento, alguns apresentaram-se em estado de putrefação, tendo sido os mesmos descartados.

Atendidos o critério estabelecido para Pt e as condições de conservação, os peixes foram selecionados de forma a haver uma distribuição eqüitativa entre os pontos de captura de cada reservatório - 6 para Barra Bonita e 4 para Rosana.

Desta forma, o universo amostral final, selecionado para análise laboratorial, apresentou a composição discriminada na Tabela 14.

3.2.3. Preparo da Amostra

3.2.3.1. Material

- Balança eletrônica
- Ictiômetro
- Faca tipo magarefe
- Pinças
- Tábua de plástico

- Bandejas de aço inoxidável
- Filme plástico de PVC transparente
- Embalagem plástica transparente com fecho hermético (18,0 cm x 23,0 cm)

Tabela 14: Composição da amostra selecionada para análise laboratorial, dos exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*), dos reservatórios de Barra Bonita e Rosana, 1994.

	BARRA BONITA	ROSANA
Total recebido	84	62
Total selecionado	35	36
Aproveitamento (%)	41,7	58,1
Total por ponto de captura selecionado		
P1	6	9
P2	6	9
P3	5	9
P4	6	9
P5	6	-
P6	6	-

3.2.3.2. Procedimento

Esta etapa foi realizada no Laboratório de Saúde Pública Veterinária da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, nos seguintes períodos: (a) abril a junho, e, setembro de 1995; (b) março, e, maio a julho de 1996.

As embalagens plásticas originais foram substituídas por filme de plástico PVC transparente e cada exemplar foi identificado com etiqueta padronizada, contendo informações sobre o reservatório, a data de captura, o ponto de captura, o número do exemplar e o total capturado.

O processo de descongelamento foi realizado em temperatura de refrigeração (6° a 10°C) ou em temperatura ambiente - na dependência do tamanho do peixe - durante um pernoite.

Após o descongelamento, foram tomados os seguintes dados biométricos: peso total, comprimento total e comprimento standard.

Para a obtenção do peso total, utilizou-se uma balança eletrônica, marca TOLEDO®, modelo Exata - carga máxima = 5 Kg e carga mínima = 25 g - e os resultados foram apresentados em gramas.

O comprimento total - medido da ponta do focinho até o fim da nadadeira caudal - e o comprimento standard - medido da ponta do focinho até a base da nadadeira caudal - foram medidos em ictiômetro, com régua plástica de 50 cm e precisão de 1 milímetro. Nos peixes que apresentaram a nadadeira caudal íntegra, foram realizadas as duas mensurações. Porém, naqueles em que a referida nadadeira encontrava-se mutilada, apenas o comprimento standard foi tomado. Os resultados foram apresentados em intervalos de 0,5 cm.

Posteriormente à tomada dos dados biométricos, os peixes foram processados para a obtenção da porção muscular, ou seja, a amostra a ser analisada.

Inicialmente, foram realizadas a extirpação da cabeça, incisão ventral e evisceração, seguidas de lavagem em água corrente. Depois, foi efetuada uma incisão ventro-dorsal longitudinal, na musculatura lateral de ambos os lados, de modo a expor a maior área muscular (filé) possível. O

tecido muscular foi extraído, com auxílio de faca, em quase sua totalidade. Posteriormente, realizou-se cuidadosa limpeza a fim de se retirar outros tecidos que porventura estivessem presentes, tais como escamas, tecido nervoso e fragmentos de espinhas, realizando-se, ao mesmo tempo, a trituração e homogeneização do tecido (NORRIS, 1994).

Devido à impossibilidade de as amostras serem submetidas à análise laboratorial imediatamente após a sua obtenção, as mesmas foram embaladas e conservadas em congelador (-18°C). Pequenas porções, de aproximadamente 5 g, foram embaladas em filme plástico de PVC transparente, e destinadas à análise laboratorial. O restante do tecido muscular foi acondicionado em embalagens plásticas transparentes, com fecho hermético, e conservadas como amostras-estoque.

Ao final de cada procedimento, todo o material utilizado foi lavado e higienizado com álcool. O peixe, já eviscerado, foi mantido sob bolsa de gelo até o momento da extração da musculatura. O tecido muscular retirado também permaneceu sob bolsa de gelo, protegido por filme plástico de PVC, durante o seu processamento.

3.3. ANÁLISE LABORATORIAL

As análises laboratoriais foram realizadas na Seção Técnica de Aditivos e Micotoxinas do Laboratório de Controle de Alimentos (LCA) do Departamento de Inspeção Municipal de Alimentos (DIMA), pertencente à Secretaria Municipal de Abastecimento (SEMAB) da Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP). Este é um laboratório oficial, credenciado pelo Ministério da Saúde, de acordo com a Portaria nº 13 de 14.03.86, e possui competência para emissão de laudos analíticos.

As análises para a determinação de mercúrio total, bem como de outros metais, através da espectrofotometria de absorção atômica com gerador de vapor a frio, em tecidos de espécies animais *in natura*, são

realizadas pelo LCA/DIMA/SEMAB/PMSP desde janeiro de 1992. O método empregado para a determinação de mercúrio total baseia-se nas técnicas descritas por HATCH e OTT (1968) e JEFFUS e col. (1970) e adaptado às condições do laboratório, e o limite de detecção do método é igual a 0,02 µg/g. No presente trabalho, seguiu-se a mesma metodologia e as análises foram realizadas no ano de 1996, nos seguintes períodos: fevereiro a abril; junho a julho; e, novembro a dezembro. Desde o estabelecimento da rotina laboratorial da técnica, utiliza-se o mesmo espectrofotômetro de absorção atômica.

É necessário que o mercúrio, presente na amostra final, esteja sob a forma inorgânica. Desta forma, o princípio do método baseia-se na digestão da amostra - tecidos de espécies animais *in natura* - com ácido sulfúrico concentrado e permanganato de potássio, destruição do excesso de permanganato pelo cloridrato de hidroxilamina, e posterior leitura em espectrofotômetro de absorção atômica sem chama.

3.3.1. Material

3.3.1.1. Reagentes

- Ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado
- Solução de permanganato de potássio (KMnO_4) a 6%
- Solução de cloridrato de hidroxilamina ($\text{NH}_2\text{OH}.\text{HCl}$) a 10%
- Solução de cloreto estânico ($\text{SnCl}_2.2\text{H}_2\text{O}$) a 25% em HCl 20%
- Solução de ácido clorídrico (HCl) 5 M (molar)
- Solução de ácido nítrico (HNO_3) a 20%
- Soluções padrões de mercúrio inorgânico (Hg)

Todas as soluções foram preparadas com água destilada e desmineralizada.

Todos os reagentes utilizados apresentaram grau analítico para a análise de mercúrio, estando os mesmos discriminados no Quadro 4.

Quadro 4: Marca, país de procedência e concentração máxima de mercúrio dos reagentes utilizados.

Reagente	Marca Procedência	Concentração máxima de Hg
Ácido sulfúrico p.a. 95-97%	Merck® Alemanha	0,0000005%
Ácido clorídrico fumegante p.a. 37%	Merck® Alemanha	0,0000005%
Ácido nítrico p.a. min. 65%	Riedel - de Haën® Alemanha	0,0000005%
Permanganato de potássio p.a.	Analytical® Carlo Erba Itália	Baixo conteúdo de Hg ⁽¹⁾
Cloridrato de hidroxilamina p.a.	Merck® Alemanha	0,000001%
Cloreto estanoso diidratado p.a.	Merck® Alemanha	0,000001%
Mercúrio	Normex® Carlo Erba Itália	—

p.a. = *pro analysi*

(1) A concentração máxima de Hg (%) não se encontra discriminada no rótulo do produto, sendo o mesmo, porém, específico para análise de Hg. A título de ilustração, tem-se que a concentração máxima de Hg, do mesmo reagente da MERCK®, é igual a 0,000005%.

3.3.1.2. Equipamentos e acessórios

- Espectrofotômetro de absorção atômica VARIAN®, modelo SpectrAA-10, com lâmpada de cátodo oco para mercúrio.

- Acessório de Geração de Vapor Frio (*Vapor Generation Accessory - VGA*) modelo VGA-76.
- Célula de Absorção
- Placa aquecedora com agitador magnético
- Balança eletrônica digital Marte®, modelo AM 5500
- Aparelho de banho-maria

3.3.1.3. Vidraria

- Erlenmeyer de 125 ml, de boca larga, com tampa
- Balões volumétricos de 50, 100, 250 e 1.000 ml, com tampa
- Béqueres de 50, 100 e 1.000 ml
- Pipetas volumétricas de 1, 2, 5, 10 e 20 ml
- Bastão de vidro
- Micropipeta capilar, capacidade 20 a 100 μ l, MERCK®
- Frascos para reagentes, com pipetador automático
- Funil

Toda a vidraria utilizada sempre foi submetida a tratamento prévio para descontaminação de metais, através de imersão em solução de HNO_3 a 20% e lavagem com água desmineralizada.

3.3.2. Descrição do método

3.3.2.1. Preparo das soluções

- Solução de permanganato de potássio (KMnO_4) a 6% (1.000 ml)

Colocar 800 ml de água desmineralizada em um béquer de 1.000 ml e colocá-lo em placa com agitador magnético. Dissolver, aos poucos, 60 g de KMnO_4 . Transferir, quantitativamente, a solução para balão volumétrico de 1.000 ml, completando o volume com água desmineralizada.

- Solução de cloridrato de hidroxilamina ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$) a 10% (250 ml)

Em um béquer, dissolver 25 g de $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ em cerca de 125 ml de água desmineralizada. Transferir, quantitativamente, para balão volumétrico de 250 ml e completar o volume.

- Solução de cloreto estanoso ($\text{SnCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$) a 25% em HCl 20% (250 ml)

Em um béquer, pesar 62,5 g de $\text{SnCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Em capela com sistema de exaustão, adicionar 50 ml de HCl diretamente sobre o sal e dissolvê-lo com ajuda de bastão de vidro. Transferir, quantitativamente, para balão volumétrico de 250 ml e completar o volume.

- Solução de ácido clorídrico (HCl) 5 M (molar) (1.000 ml)

Em capela com sistema de exaustão, transferir 450 ml de HCl para balão volumétrico de 1.000 ml. Completar o volume com água desmineralizada.

- Solução de ácido nítrico (HNO_3) a 20% (1.000 ml)

Em capela com sistema de exaustão, transferir 200 ml de HNO_3 para balão volumétrico de 1.000 ml. Completar o volume com água desmineralizada.

- Soluções padrões de mercúrio inorgânico (Hg)

Solução estoque: Diluir o conteúdo de 1 ampola de Hg em 1.000 ml de água desmineralizada ($C = 1.000 \mu\text{g Hg/ml}$).

Solução intermediária: Em capela com sistema de exaustão, transferir 5 ml de HNO_3 para um balão volumétrico de 100 ml. Adicionar

1 ml da solução estoque e completar o volume com água desmineralizada ($C = 10,0 \mu\text{g Hg/ml}$ em HNO_3 5%).

Solução para uso: Em um balão volumétrico de 100 ml, transferir 1 ml da solução intermediária e completar o volume com água desmineralizada ($C = 0,1 \mu\text{g Hg/ml}$).

Solução 2 ng Hg/ml em HNO_3 5%: Em capela com sistema de exaustão, transferir 5 ml de HNO_3 para um balão volumétrico de 100 ml. Adicionar 2 ml da solução para uso e completar o volume com água desmineralizada.

Solução 5 ng Hg/ml em HNO_3 5%: Em capela com sistema de exaustão, transferir 5 ml de HNO_3 para um balão volumétrico de 100 ml. Adicionar 5 ml da solução para uso e completar o volume com água desmineralizada.

Solução 10 ng Hg/ml em HNO_3 5%: Em capela com sistema de exaustão, transferir 5 ml de HNO_3 para um balão volumétrico de 100 ml. Adicionar 10 ml da solução para uso e completar o volume com água desmineralizada.

Solução 20 ng Hg/ml em HNO_3 5%: Em capela com sistema de exaustão, transferir 5 ml de HNO_3 para um balão volumétrico de 100 ml. Adicionar 20 ml da solução para uso e completar o volume com água desmineralizada.

Branco: Em capela com sistema de exaustão, transferir 5 ml de HNO_3 para um balão volumétrico de 100 ml. Completar o volume com água desmineralizada.

3.3.2.2. Preparo da amostra

Analisaram-se 5 diferentes amostras, sempre em duplicata, por semana de trabalho. Para cada uma destas baterias de amostras, eram preparados um controle com mercúrio - para se verificar a recuperação do método - e um branco dos reagentes utilizados. O tempo necessário para a digestão da matriz orgânica correspondeu a 2 dias, segundo os procedimentos descritos a seguir:

- 1° dia: Colocou-se 1,00 g da amostra - tecido muscular de *P. squamosissimus* - previamente homogeneizada, em Erlenmeyer de 125 ml, com tampa. Para o controle positivo, escolheu-se, aleatoriamente, uma das amostras a serem analisadas e colocou-se 1,00 g da mesma em Erlenmeyer. Foram adicionados 100 µl (0,10 µg Hg) de uma solução de 1 µg Hg/ml, correspondendo a uma concentração de 0,1 µg/ml. Em todos os frascos, inclusive o do branco, foram acrescentados 10 ml de H₂SO₄ concentrado, com auxílio de pipetador automático. Os frascos permaneceram em temperatura ambiente por 24 horas.
- 2° dia: Os frascos foram colocados numa cuba, em banho de gelo, e acrescentaram-se, cuidadosamente, 2 ml de solução de KMnO₄ a 6%. Depois, foram postos em banho-maria a 50°C. Continuou-se acrescentando 1 ml de KMnO₄ a 6% sempre que houvesse descoloração da solução, indicando a presença de matéria orgânica. A persistência de coloração rósea na solução demonstrava a digestão total da matéria orgânica. A adição da solução de KMnO₄ sempre foi realizada em capela com sistema de exaustão.

3.3.2.3. Leitura

No 3° dia, as soluções, presentes nos Erlenmeyers, foram transferidas quantitativamente para os balões volumétricos de 50 ml, com auxílio de funil. Cuidou-se para que o volume não ultrapassasse 40 ml.

Foram adicionados 5 ml da solução de $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ a 10%, agitando-se, moderadamente, para dissolver o óxido de magnésio formado e completou-se o volume (50 ml) com água desmineralizada. A solução final, destinada à leitura direta no espectrofotômetro, não poderia conter partículas em suspensão nem apresentar coloração, porém poderia apresentar-se ligeiramente turva.

A operação do espectrofotômetro de absorção atômica e do VGA, sempre realizada pelo técnico do LCA/DIMA/SEMAB/PMSP, responsável pela análise de metais, obedeceu as instruções do fabricante (ROTHERY, 1984; ROTHERY, 1991), sendo que algumas de suas características encontram-se discriminadas no Quadro 5.

Quadro 5: Características de operação do espectrofotômetro de absorção atômica VARIAN®, modelo SpectrAA 10.

ESPECTROFOTÔMETRO	CARACTERÍSTICAS
Modo do instrumento	absorbância
Modo de calibração	concentração
Modo de medição	integração
Posição da lâmpada	4
Corrente de lâmpada (mA)	4
Largura da fenda do monocromador (nm)	0,5
Comprimento de onda (nm)	253,7
Introdução de amostra	manual
Tempo de registro de absorbância (s)	50
Tempo de medição (s)	5,0
VGA	
Gás de arraste/Suprimento de gás	Nitrogênio
Pressão do gás	3,2 bar
Fluxo do gás	5 a 6 l/h (cerca de 90 ml/min)
Fluxo dos reagentes*	1 ml/min
Fluxo da amostra	7 a 8 ml/min

* Reagente redutor = $\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ a 25% em HCl a 20%; Reagente ácido = HCl 5 M.

A faixa operacional de padrões determinada para o sistema foi de 2 a 20 ng Hg/ml, por apresentar boa linearidade na curva. Para cada leitura, foram preparadas as soluções de 2, 5, 10 e 20 ng Hg/ml em HNO₃ a 5% e o branco dos reagentes.

Conforme programação preestabelecida, para cada amostra (controles positivo e branco; padrões, com concentrações de mercúrio conhecidas; amostras de estudo, com concentrações de mercúrio desconhecidas) foram realizadas 3 leituras da absorbância, acompanhadas pela média destes valores, desvio padrão e sua concentração de mercúrio correspondente.

Ao final do trabalho, o programa analítico do aparelho emitia um relatório impresso com os resultados das leituras, tanto dos padrões de mercúrio e sua respectiva curva de calibração (concentração de mercúrio x absorbância), como das amostras.

A concentração final de mercúrio nas amostras foram calculadas da seguinte forma:

$$C_{Hg} = \frac{(C_{Hg1} - C_{Hg2}) \times V}{M}$$

Onde: C_{Hg} = Concentração de mercúrio na amostra.

CHg1 = Concentração de mercúrio na leitura do instrumento.

CHg2 = Concentração de mercúrio no branco.

V = Volume final da amostra (50 ml).

M = Massa da amostra (1,00 g).

Como cada amostra foi analisada em duplicata, o resultado final da concentração de mercúrio correspondeu à média aritmética dos resultados das duas leituras, e foram apresentados em $\mu\text{g/g}$ (partes por milhão - ppm).

A recuperação de teste foi calculada da seguinte forma:

$$R(\%) = \frac{(CHg1 - CHg2) \times 100}{0,10}$$

Onde: $R(\%)$ = Recuperação do método em percentagem

$CHg1$ = Concentração de mercúrio no controle positivo.

$CHg2$ = Concentração de mercúrio na utilizada como controle positivo.

0,10 = Quantidade de mercúrio adicionada na amostra

3.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Determinaram-se as médias aritméticas do peso total, do comprimento standard e da concentração de mercúrio no tecido muscular dos peixes estudados, para cada reservatório, estimando os Limites de Confiança através da distribuição normal de probabilidades. Adotou-se como nível de rejeição alfa (α) igual a 0,05 e o valor crítico de z de alfa (z_α) igual a 1,96 (BERQUÓ e col., 1981).

As médias aritméticas do peso total, do comprimento standard e da concentração de mercúrio foram comparadas através da distribuição normal, utilizando o Teste "Z" monocaudal para duas médias independentes. O nível de rejeição de α foi fixado em 0,05, compreendendo $z_\alpha = 1,645$ (BERQUÓ e col., 1981).

Os coeficientes de correlação de Pearson (r) e respectivos testes de significância (t) foram calculados para os seguintes pares de variáveis: (a) peso total x comprimento standard; (b) peso total x concentração de mercúrio; e, (c) comprimento standard x concentração de mercúrio, dos peixes capturados em ambos reservatórios (BERQUÓ e col., 1981).

Os valores médios de concentração de mercúrio dos pontos de captura - 6 em Barra Bonita e 4 em Rosana - foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA), para o nível de P igual a 5% (HOEL, 1981).

Os valores médios de concentração de mercúrio de cada ponto de captura do reservatório de Barra Bonita foram submetidos ao Teste de Tuckey (HOEL, 1981), uma vez que o resultado da ANOVA para este reservatório foi significativo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de peso total (Pt), comprimento standard (Cs), comprimento total (Ct) e concentração de mercúrio (Hg) em musculatura dos exemplares de *P. squamosissimus* analisados, capturados em 1994 nos reservatórios de Barra Bonita (N = 35) e Rosana (N = 36), encontram-se discriminados, segundo os pontos de captura, nas Tabelas 16 e 17, respectivamente.

O total de exemplares de *P. squamosissimus* analisados, tanto do reservatório de Barra Bonita quanto do de Rosana, foram praticamente iguais: 35 e 36, respectivamente. Portanto, como os tamanhos de ambas amostras (N) foram maiores que 30, tem-se que a distribuição amostral é, aproximadamente, normal. Quando considerados os pontos de captura, observa-se que houve uma distribuição equilibrada em cada reservatório. Dos 6 pontos de Barra Bonita, 1 apresentou 5 exemplares e 5 apresentaram 6 exemplares. No reservatório de Rosana, os 4 pontos apresentaram 9 exemplares cada.

Em 5 exemplares capturados no reservatório de Barra Bonita, correspondentes a 4,3% do total, não foi possível realizar a medida do comprimento total, uma vez que as nadadeiras caudais não se encontravam íntegras. Já no reservatório de Rosana, esta mensuração não foi realizada em 15 exemplares, o que representou 41,7% do total. Devido a este fato, optou-se por excluir o comprimento total das análises das variáveis, considerando-se os parâmetros comprimento standard e peso total.

As amostras de tecido muscular dos exemplares de *P. squamosissimus*, de ambos reservatórios, foram analisadas num total de 16 baterias de amostras, sendo que para cada bateria obteve-se um resultado de recuperação de mercúrio, expresso em porcentagem. Os valores variaram de 90% a 110%, com média aritmética igual a 99,7%. Quatro valores, representando 25% do total, encontraram-se acima de 100%, estando este resultado dentro das expectativas (MALM e col., 1989; VIEIRA & PASSARELLI, 1996).

Tabela 15: Exemplos de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo peso total (Pt), comprimento standard (Cs), comprimento total (Ct), concentração de mercúrio (Hg) na musculatura e pontos de captura. São Paulo, 1994.

P. CAPT.	UNID.	Pt (g)	Cs (cm)	Ct (cm)	Hg (µg/g)
P1 PIR	1	707	29,5	-	0,25
	2	758	32,0	38,0	0,23
	3	771	32,0	38,0	0,20
	4	966	36,0	41,5	0,26
	5	1028	36,0	43,0	0,34
	6	1060	35,5	42,5	0,35
P2 BAR	1	307	24,0	29,0	0,17
	2	312	23,0	28,5	0,06
	3	330	23,5	-	0,07
	4	410	24,0	-	0,14
	5	814	32,0	38,0	0,13
	6	1670	40,0	-	0,24
P3 TIE	1	944	34,5	41,5	0,39
	2	998	35,0	42,0	0,28
	3	1141	36,5	44,0	0,22
	4	1164	36,5	44,0	0,46
	5	1270	36,5	44,0	0,51
P4 PEI	1	1059	35,0	41,5	0,43
	2	1195	36,5	43,5	0,26
	3	1270	37,0	44,0	0,52
	4	1393	39,5	47,0	0,31
	5	1423	38,5	47,0	0,33
	6	1580	39,5	47,5	0,36
P5 ARA	1	650	30,0	36,5	0,19
	2	678	31,0	37,0	0,10
	3	693	30,5	37,5	0,12
	4	715	29,5	36,0	0,20
	5	1059	34,5	41,5	0,32
	6	1255	36,0	44,0	0,52
P6 JUS	1	174	20,0	25,5	0,06
	2	204	20,5	26,0	0,08
	3	370	25,5	31,0	0,12
	4	537	27,0	33,0	0,22
	5	917	33,0	40,5	0,13
	6	1712	39,0	-	0,17

P.CAPT. = Ponto de captura

UNID. = Unidades

- = Dados não disponíveis

P1 PIR = Ponto 1 Piracicaba

P2 BAR = Ponto 2 Barragem

P3 TIE = Ponto 3 Tietê

P4 PEI= Ponto 4 Peixe

P5 ARA = Ponto 5 Araquá

P6 JUS = Ponto 6 Jusante

Tabela 16: Exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Rosana, segundo peso total (Pt), comprimento standard (Cs), comprimento total (Ct), concentração de mercúrio (Hg) na musculatura e pontos de captura. São Paulo, 1994.

P. CAPT	UNID.	Pt (g)	Cs (cm)	Ct (cm)	Hg (µg/g)
P1 ROS	1	135	21,0	26,5	0,13
	2	169	19,0	24,0	0,06
	3	221	22,0	-	0,09
	4	228	22,5	-	0,17
	5	506	26,5	33,5	0,20
	6	785	32,0	-	0,14
	7	791	31,0	37,0	0,09
	8	1327	37,0	44,0	0,31
	9	1271	37,0	45,0	0,29
P2 EUC	1	144	18,5	23,5	0,07
	2	164	19,0	24,0	0,13
	3	212	20,0	26,0	0,09
	4	216	21,5	27,0	0,16
	5	250	21,0	27,0	0,15
	6	763	31,5	38,5	0,38
	7	798	31,0	-	0,32
	8	844	30,5	-	0,26
	9	895	32,0	-	0,22
P3 ANG	1	240	22,0	27,5	0,16
	2	267	22,0	27,5	0,07
	3	358	24,0	30,0	0,04
	4	428	24,5	-	0,10
	5	501	26,0	-	0,30
	6	542	27,0	33,0	0,24
	7	650	29,5	-	0,09
	8	700	30,0	-	0,42
	9	1182	35,5	-	0,29
P4 TAQ	1	277	23,0	28,5	0,17
	2	299	22,0	27,5	0,14
	3	321	22,0	27,5	0,27
	4	334	23,5	29,5	0,07
	5	338	24,0	-	0,18
	6	354	24,0	29,0	0,14
	7	375	23,5	-	0,21
	8	1889	42,0	-	0,42
	9	2293	44,0	-	0,41

P.CAPT. = Ponto de captura
 UNID. = Unidades
 - = Dados não disponíveis

P1 ROS = Ponto 1 Rosana
 P2 EUC = Ponto 2 Porto Euclides
 P3 ANG = Ponto 3 Porto Angelim
 P4 TAQ= Ponto 4 Taquaruçu

4.1. PESO TOTAL

Os valores de Pt foram distribuídos em intervalos de classes de amplitude igual a 500 g, com limite inferior da primeira classe igual a 0 g e limite superior da última classe igual a 2.000 g. Os resultados dos reservatórios de Barra Bonita e de Rosana são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17: Exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados nos reservatórios de Barra Bonita e de Rosana, segundo o peso total (Pt), por intervalos de classe. São Paulo, 1994.

Pt (g)	BARRA BONITA		ROSANA	
	N	%	N	%
0 ┤ 500	7	20,0	20	55,5
500 ┤ 1.000	13	37,1	11	30,6
1.000 ┤ 1.500	12	34,3	3	8,3
1.500 ┤ 2.000	3	8,6	2	5,6
TOTAL	35	100	36	100

N = Número de exemplares.

No reservatório de Barra Bonita, os valores de Pt concentraram-se nos intervalos de classe 500 g ┤ 1.000 g e 1.000 g ┤ 1.500 g, correspondendo a 37,1% (13 unidades) e 34,3% (12 unidades) dos exemplares, respectivamente, ou seja, 71,4% dos valores encontraram-se entre 500 g e 1.500 g. O intervalo de classe 0 g ┤ 500 g correspondeu a 20,0% (7 unidades), seguido pelo intervalo 1.500 g ┤ 2.000 g com 8,6% (3 unidades). Já no reservatório de Rosana, a maioria dos exemplares, 55,5% (20 unidades), apresentou-se no intervalo de classe 0 g ┤ 500 g, seguida pelas classes 550 g ┤ 1.000 g (30,6%; 11 unidades), 1.000 g ┤ 1.500 g (8,3%; 3 unidades) e 1.500 g ┤ 2.000 g (5,6%; 2 unidades). Desta forma, a maioria dos exemplares de Barra Bonita apresentou valores de Pt maiores que a maioria dos de Rosana.

Os valores mínimo e máximo, média aritmética, desvio padrão e variância de Pt de *P. squamosissimus*, segundo os totais analisados, por pontos de captura do reservatório de Barra Bonita, encontram-se discriminados na Tabela 18.

Tabela 18: Exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos do peso total (Pt) e os pontos de captura. São Paulo, 1994.

P. CAPT.	N	Pt (g)				
		min	máx	$\bar{x}$	s	s ²
P1 PIR	6	707	1.060	882	154	23.676
P2 BAR	6	307	1.670	640	540	291.730
P3 TIE	5	944	1.270	1.103	132	17.340
P4 PEI	6	1.059	1.580	1.320	184	33.957
P5 ARA	6	650	1.255	842	253	63.950
P6 JUS	6	174	1.712	652	586	343.152
TOTAL	35	174	1.712	901	417	173.865

P.CAPT. = Ponto de captura
N = Número de exemplares

P1 PIR = Ponto 1 Piracicaba
P2 BAR = Ponto 2 Barragem
P3 TIE = Ponto 3 Tietê

P4 PEI = Ponto 4 Peixe
P5 ARA = Ponto 5 Araquá
P6 JUS = Ponto 6 Jusante

Dentre todos os valores de Pt, no reservatório de Barra Bonita, observa-se que o ponto de captura Jusante (P6) foi responsável tanto pelo valor mínimo, 174 g, quanto pelo máximo, 1.712 g. A sua média aritmética foi igual a 901 g, com desvio padrão de 417 g. O intervalo de confiança, calculado para $\alpha = 0,05$, foi igual a $763 \text{ g} < \bar{x} < 1.039 \text{ g}$, ou seja, pode-se dizer, com 95% de confiança, que este intervalo contém o verdadeiro valor da média de Pt para *P. squamosissimus*, qualquer que seja este valor.

Os valores mínimo e máximo, média aritmética, desvio padrão e variância de Pt de *P. squamosissimus*, segundo os totais analisados, por pontos de captura do reservatório de Rosana, encontram-se discriminados na Tabela 19.

Tabela 19: Exemplos de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Rosana, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos do peso total (Pt) e os pontos de captura. São Paulo, 1994.

P. CAPT.	N	Pt (g)				
		mín	máx	$\bar{x}$	s	s ²
P1 ROS	9	135	1.327	604	467	217.775
P2 EUC	9	144	895	476	334	111.622
P3 ANG	9	240	1.182	541	288	82.697
P4 TAQ	9	277	2.293	720	784	615.185
TOTAL	36	135	2.293	585	493	243.126

P.CAPT. = Ponto de captura
N = Número de exemplares
P1 ROS = Ponto 1 Rosana

P2 EUC = Ponto 2 Porto Euclides
P3 ANG = Ponto 3 Porto Angelim
P4 TAQ = Ponto 4 Taquaruçu

No reservatório de Rosana, o peixe que apresentou o menor Pt, 135 g, foi capturado no ponto Rosana (P1), e o que apresentou o maior Pt, 2.293g, foi capturado no ponto Taquaruçu (P4). Comparando-se estes valores com os equivalentes de Barra Bonita, observa-se que o intervalo encontrado em Rosana (135 g a 2.293 g) foi maior que aquele em Barra Bonita (174 g a 1.712 g).

A média aritmética de Pt em Rosana foi igual a 585 g e desvio padrão igual a 493 g. O intervalo de confiança, calculado para $\alpha = 0,05$, correspondeu a $424 \text{ g} < \bar{x} < 746 \text{ g}$, podendo-se afirmar, com 95% de confiança, que o verdadeiro valor da média de Pt encontra-se neste intervalo.

4.2. COMPRIMENTO STANDARD

Os valores de Cs foram distribuídos em intervalos de classes de amplitude igual a 5 cm, com limite inferior da primeira classe igual a 15 cm e limite superior da última classe igual a 45 cm, e os resultados dos reservatórios de Barra Bonita e de Rosana são apresentados na Tabela 20.

Tabela 20: Exemplos de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados nos reservatórios de Barra Bonita e de Rosana, segundo o comprimento standard (Cs), por intervalos de classe. São Paulo, 1994.

Cs (cm)	BARRA BONITA		ROSANA	
	N	%	N	%
15 — 20	0	0,0	3	8,3
20 — 25	6	17,1	17	47,2
25 — 30	4	11,4	4	11,1
30 — 35	9	25,7	7	19,4
35 — 40	15	42,9	3	8,3
40 — 45	1	2,9	2	5,6
TOTAL	35	100	35	99,9

No reservatório de Barra Bonita, o intervalo de classe 35 cm — 40 cm foi o que apresentou o maior número de exemplares, igual a 15 (42,9%), seguido pelo intervalo 30 cm — 35 cm, com 9 unidades (25,7%), os quais, quando somados, respondem por 68,6% do total dos valores. No intervalo de classe 20 cm — 25 cm, encontraram-se 6 unidades (17,1%), seguido pelo 25 cm — 30 cm, com 4 unidades (11,4%), e pelo 40 cm — 45 cm, com 1 unidade (2,9%).

Já no reservatório de Rosana, o intervalo de Cs que apresentou o maior número de exemplares foi o de 20 cm ─ 25 cm, com 17 unidades (47,2%), seguido pelo de 30 cm ─ 35 cm, com 7 unidades (19,4%); ambos representam 66,6% do total. Os outros 4 intervalos 25 cm ─ 30 cm, 35 cm ─ 40 cm, 15 cm ─ 20 cm e 40 cm ─ 45 cm corresponderam a 4 (11,1%), 3 (8,3%), 3 (8,3%) e 2 (5,6%) exemplares, respectivamente. Semelhantemente ao que ocorreu com o Pt, observa-se que a maioria dos exemplares do reservatório de Barra Bonita apresentou valores de Cs maiores que os da maioria dos exemplares do reservatório de Rosana.

Os valores mínimo e máximo, média aritmética, desvio padrão e variância de Cs de *P. squamosissimus*, segundo os totais analisados, por pontos de captura do reservatório de Barra Bonita, encontram-se discriminados na Tabela 21.

Tabela 21: Exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos do comprimento standard (Cs) e os pontos de captura. São Paulo, 1994.

P. CAPT.	N	Cs (cm)				
		mín	máx	$\bar{x}$	s	s ²
1 PIR	6	29,5	36,0	33,5	2,7203	7,4000
2 BAR	6	23,0	40,0	27,8	6,8829	47,3750
3 TIE	5	34,5	36,5	35,8	0,9747	0,9500
4 PEI	6	35,0	39,5	37,7	1,8074	3,2667
5 ARA	6	29,5	36,0	31,9	2,6724	7,1417
6 JUS	6	20,0	39,0	27,5	7,3756	54,4000
TOTAL	35	20,0	40,0	32,3	5,7078	32,5790

P.CAPT. = Ponto de captura
N = Número de exemplares

P1 PIR = Ponto 1 Piracicaba
P2 BAR = Ponto 2 Barragem
P3 TIE = Ponto 3 Tietê

P4 PEI= Ponto 4 Peixe
P5 ARA = Ponto 5 Araquá
P6 JUS = Ponto 6 Jusante

No reservatório de Barra Bonita, 20,0 cm foi o valor mínimo de Cs, de um exemplar capturado no ponto Jusante (P6), e o valor máximo foi igual a 40,0 cm, de um exemplar capturado no ponto Barragem (P2). A sua média aritmética equivaleu a 32,3 cm, com desvio padrão de 5,7 cm. O intervalo de confiança, calculado para $\alpha = 0,05$, foi igual a $30,4 \text{ cm} < \bar{x} < 34,2 \text{ cm}$, ou seja, pode-se dizer, com 95% de confiança, que este intervalo contém o verdadeiro valor da média de Cs para *P. squamosissimus*, qualquer que seja este valor.

Os valores mínimo e máximo, média aritmética, desvio padrão e variância de Cs de *P. squamosissimus*, segundo os totais analisados, por pontos de captura do reservatório de Rosana, encontram-se discriminados na Tabela 22.

Tabela 22: Exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Rosana, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos do comprimento standard (Cs) e os pontos de captura. São Paulo, 1994.

P. CAPT.	N	Cs (cm)				
		mín	máx	$\bar{x}$	s	s ²
1 ROS	9	19,0	37,0	27,6	6,9257	47,9653
2 EUC	9	18,5	32,0	25,0	6,0104	36,1250
3 ANG	9	22,0	35,5	26,7	4,3740	19,1319
4 TAQ	9	22,0	44,0	27,6	8,8014	77,4653
TOTAL	36	18,5	44,0	26,7	6,5130	42,4196

P.CAPT. = Ponto de captura
N = Número de exemplares
P1 ROS = Ponto 1 Rosana

P2 EUC = Ponto 2 Porto Euclides
P3 ANG = Ponto 3 Porto Angelim
P4 TAQ= Ponto 4 Taquaruçu

O exemplar que apresentou o menor Cs, 18,5 cm, foi capturado no ponto Euclides da Cunha (P2), e o que apresentou o maior Cs, 44,0 cm, foi capturado no ponto Taquaruçu (P4). Comparando-se estes valores aos equivalentes de

Barra Bonita, observa-se que o intervalo encontrado em Rosana (18,5 cm a 44,0 cm) foi maior que aquele em Barra Bonita (20,0 cm a 40,0 cm).

No reservatório de Rosana, a média aritmética de Cs correspondeu a 26,7 cm, com desvio padrão igual a 6,5 cm. O intervalo de confiança, calculado para $\alpha = 0,05$, correspondeu a $24,6 \text{ cm} < \bar{x} < 28,8 \text{ cm}$, podendo-se dizer, com 95% de confiança, que o verdadeiro valor da média de Cs encontra-se neste intervalo.

4.3. CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM BARRA BONITA

O mercúrio foi detectado em todos os 35 exemplares de *P. squamosissimus* examinados, procedentes do reservatório de Barra Bonita, sendo que as concentrações variaram de 0,06 a 0,52 $\mu\text{g/g}$ (Tabela 15). Estes valores foram distribuídos em intervalos de classes de amplitude igual a 0,1 $\mu\text{g/g}$, com limite inferior da primeira classe igual a 0 $\mu\text{g/g}$ e limite superior da última classe igual a 0,6 $\mu\text{g/g}$, e os resultados do reservatório de Barra Bonita são apresentados na Tabela 23.

Ao se analisar a distribuição dos valores da concentração de mercúrio na musculatura de *P. squamosissimus*, observa-se que a maioria dos valores encontraram-se em dois intervalos de classe, praticamente na mesma quantidade: 0,1 $\mu\text{g/g}$ — 0,2 $\mu\text{g/g}$, com 9 exemplares (25,7%), e 0,2 $\mu\text{g/g}$ — 0,3 $\mu\text{g/g}$, com 10 exemplares (28,6%), sendo que ambos representaram 54,3% do total. Considerando-se também o intervalo de classe 0,3 $\mu\text{g/g}$ — 0,4 $\mu\text{g/g}$, com o terceiro maior número de exemplares igual a 7 unidades (20,0%), tem-se que 74,3% do total dos valores de Hg encontraram-se no intervalo entre 0,1 $\mu\text{g/g}$ e 0,4 $\mu\text{g/g}$. O restante dos resultados de Hg, em Barra Bonita, encontrou-se distribuído nos intervalos 0,0 $\mu\text{g/g}$ — 0,1 $\mu\text{g/g}$, 0,5 $\mu\text{g/g}$ — 0,6 $\mu\text{g/g}$ e 0,4 $\mu\text{g/g}$ — 0,5 $\mu\text{g/g}$, com 4 (11,4%), 3 (8,6%) e 2 (5,7%) exemplares, respectivamente.

Tabela 23: Exemplos de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo a concentração de mercúrio (Hg) na musculatura, por intervalos de classe. São Paulo, 1994.

Hg (µg/g)	N	%
0,0 — 0,1	4	11,4
0,1 — 0,2	9	25,7
0,2 — 0,3	10	28,6
0,3 — 0,4	7	20,0
0,4 — 0,5	2	5,7
0,5 — 0,6	3	8,6
TOTAL	35	100

Os valores mínimo e máximo, média aritmética, desvio padrão e variância de Hg de *P. squamosissimus*, segundo os totais analisados, por pontos de captura do reservatório de Barra Bonita, encontram-se discriminados na Tabela 24.

O menor valor de Hg detectado foi igual a 0,06 µg/g, no ponto Jusante (P6), o qual apresentou, também, a menor média, igual a 0,13 µg/g. Dois peixes apresentaram o valor máximo, 0,52 µg/g, capturados nos pontos Peixe (P4) e Araquá (P5). A média geral do reservatório foi igual a 0,25 µg/g, com desvio padrão igual a 0,13 µg/g. Seu intervalo de confiança, estimado para $\alpha = 0,05$, correspondeu a $0,20 \mu\text{g/g} < \bar{x} < 0,29 \mu\text{g/g}$, o que equivale a dizer, com 95% de confiança, que o verdadeiro valor da média de Hg na musculatura de *P. squamosissimus*, capturados no reservatório de Barra Bonita, encontra-se dentro deste intervalo.

Em levantamentos realizados pela CETESB no reservatório de Barra Bonita, as médias ponderadas gerais - considerando os peixes de vários hábitos alimentares - de mercúrio na musculatura foram iguais a 0,30 µg/g (CETESB,

1986) e 0,31 $\mu\text{g/g}$ (EYSINK, 1995). Quando consideradas apenas as espécies carnívoras, as médias ponderadas foram iguais a 0,72 $\mu\text{g/g}$ (CETESB, 1986) e 0,71 $\mu\text{g/g}$ (EYSINK, 1995). A média do presente trabalho, obtida para *P. squamosissimus*, 0,25 $\mu\text{g/g}$, é um valor próximo da média geral dos dois trabalhos. Porém, encontra-se bem abaixo da média ponderada obtida para as espécies carnívoras. Apesar de exemplares de *P. squamosissimus* terem sido capturados nos dois trabalhos, não foram analisados, não sendo, portanto, considerados na média geral. É possível que o perfil de concentração de mercúrio nesta espécie seja de fato menor, quando comparado às outras espécies carnívoras, como, por exemplo, a média de 0,29 $\mu\text{g/g}$ obtida para *Acestrorhynchus lacustris* (peixe-cachorro) (EYSINK, 1995).

Tabela 24: Exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos da concentração de mercúrio (Hg) na musculatura e os pontos de captura. São Paulo, 1994.

P. CAPT.	N	Hg ($\mu\text{g/g}$)				
		mín	máx	$\bar{x}$	s	s ²
P1 PIR	6	0,20	0,35	0,27	0,0605	0,0037
P2 BAR	6	0,06	0,24	0,14	0,0666	0,0044
P3 TIE	5	0,22	0,51	0,37	0,1211	0,0147
P4 PEI	6	0,26	0,52	0,37	0,0932	0,0087
P5 ARA	6	0,10	0,52	0,24	0,1568	0,0246
P6 JUS	6	0,06	0,22	0,13	0,0586	0,0034
TOTAL	35	0,06	0,52	0,25	0,1340	0,0179

P.CAPT. = Ponto de captura
N = Número de exemplares

P1 PIR = Ponto 1 Piracicaba
P2 BAR = Ponto 2 Barragem
P3 TIE = Ponto 3 Tietê

P4 PEI= Ponto 4 Peixe
P5 ARA = Ponto 5 Araquá
P6 JUS = Ponto 6 Jusante

As médias de Hg, segundo os 5 pontos de captura de Barra Bonita, foram as seguintes, em ordem crescente: 0,13 $\mu\text{g/g}$ em Jusante (P6); 0,14 $\mu\text{g/g}$ em Barragem (P2); 0,24 $\mu\text{g/g}$ em Araquá (P5); 0,27 $\mu\text{g/g}$ em Piracicaba (P1); 0,37 $\mu\text{g/g}$ em Tietê (P3); e, 0,37 $\mu\text{g/g}$ em Peixe (P4).

Os resultados da análise de variância, aplicada aos valores médios da concentração de mercúrio dos 6 pontos de captura do reservatório de Barra Bonita encontram-se na Tabela 25.

Tabela 25: Análise de variância referente aos valores de concentração de mercúrio em exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) por ponto de captura do reservatório de Barra Bonita. São Paulo, 1994.

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	F	F α
Médias das Colunas	5	0,342371	0,068474	7,27	2,53
Erro Experimental	30	0,282680	0,009423		
Totais	35				

GL: Graus de Liberdade
 SQ: Soma dos Quadrados
 QM: Quadrados Médios

F: Valor de F calculado
 F α : Valor crítico de F para $\alpha = 0,05$

O resultado da análise de variância foi significativa, pois o valor de F calculado (7,27) foi maior que o valor crítico de F para $\alpha = 0,05$ (2,53); isto quer dizer que houve diferença estatística entre estes valores. Desta forma, o teste de Tukey foi aplicado aos valores médios da concentração de mercúrio dos pontos de captura do reservatório de Barra Bonita e o valor de Δ (delta) calculado - que representa a diferença mínima que as médias devem apresentar entre si para poder se considerar uma média maior que outra - foi igual a 0,17. Os resultados mostraram que os pontos Tietê (P3) e Peixe (P4) apresentaram os valores

médios de Hg (0,37 $\mu\text{g/g}$ em ambos) maiores que os dos pontos Barragem (P2), com 0,14 $\mu\text{g/g}$, e Jusante (P6), com 0,13 $\mu\text{g/g}$.

É interessante destacar que o mercúrio, carregado por partículas em suspensão, tem tendência a se depositar nas áreas próximas à foz dos rios afluentes. A atividade bacteriana, inclusive de metilação do metal, costuma ser alta, pois, nestas áreas, geralmente ocorrem concentrações de macrófitas aquáticas, as quais garantem um aporte contínuo de matéria orgânica, além do pH ser ligeiramente ácido e a temperatura da água mais elevada. Desta forma, espera-se que a formação de compostos de metilmercúrio ocorra rapidamente, incorporando-se à cadeia trófica (LACERDA & MENESES, 1995). É possível que este fato esteja associado às concentrações de mercúrio encontradas nos exemplares capturados nos pontos Peixe (P4) e Tietê (P3). Em trabalho realizado pela CESP, observou-se grande concentração de macrófitas na foz do rio Peixe, representadas por uma mistura de alface d'água, aguapé e gramíneas. Semelhantemente, ao longo do braço do rio Tietê, verificou-se a presença de vegetação aquática, predominando a gramínea canarana, seguida pela alface d'água e pelo aguapé (CESP, 1996b).

A CETESB, para fins de análise de mercúrio em peixes, subdividiu o reservatório em 4 estações de amostragem, correspondentes ao braço do rio Tietê, braço do rio Piracicaba, corpo central do reservatório e jusante da barragem. Apesar de os pontos de captura do presente trabalho não apresentarem localização idêntica aos utilizados pela CETESB, há correspondências entre as regiões.

Em trabalho realizado pela CETESB no reservatório de Barra Bonita, no período de 1984 a 1985, no que se refere à concentração de mercúrio na musculatura dos peixes capturados, verificou-se que as espécies iliófagas e omnívoras apresentaram valores médios ponderados mais elevados no corpo central do reservatório. Já para as herbívoras, o valor mais elevado foi detectado no rio Piracicaba e, para as carnívoras, o teor mais elevado foi encontrado à jusante da barragem (CETESB, 1986). Já nos peixes capturados no período de

1985 a 1986, para as espécies iliófagas os valores médios ponderados obtidos para cada estação foram praticamente iguais. As espécies herbívoras apresentaram a maior média ponderada no rio Piracicaba e as omnívoras, no corpo central do reservatório. Igualmente ao trabalho anterior, as espécies carnívoras apresentaram o maior valor à jusante da barragem (EYSINK, 1995).

No que pese o fato de a CETESB considerar várias espécies em seus levantamentos, contrariamente ao presente trabalho, que considerou uma única espécie carnívora, chama a atenção o fato de as espécies carnívoras terem apresentado os maiores valores à jusante quando, para *P. squamosissimus*, foi exatamente o ponto com a menor concentração média.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS) (WHO, 1972; WHO, 1990), cerca de 95% dos peixes capturados e destinados à alimentação humana, na maioria dos países, apresentam, em sua porção comestível, níveis de Hg não maiores que 0,30 µg/g. Esta estimativa é confirmada neste trabalho, onde a média de Hg para o reservatório e seu respectivo intervalo de confiança encontram-se abaixo 0,30 µg/g. Quando os resultados de Hg são considerados individualmente, observa-se que a maioria, 23 exemplares (65,7%), apresentou valores iguais ou abaixo de 0,30 µg/g.

Considerando-se a legislação brasileira, que estabelece o limite máximo permissível da concentração de mercúrio em peixes destinados ao consumo humano igual a 0,5 µg/g (ABIA, 1992a; ABIA, 1992b), tem-se que, dos 35 exemplares de *P. squamosissimus* capturados no reservatório de Barra Bonita, apenas 3 (8,6% da amostra) apresentaram valores de Hg acima do estabelecido. Estes peixes foram capturados em diferentes pontos: Tietê (P3), 0,51 µg/g; Peixe (P4), 0,52 µg/g; Araquá (P5), 0,52 µg/g (Tabela 15). Quando se tem em conta as médias de Hg de cada ponto de captura, os peixes seriam aprovados para consumo, pois os maiores valores, 0,37 µg/g, obtidos em ambos os pontos Tietê (P3) e Peixe (P4), não ultrapassaram o limite de 0,5 µg/g (Tabela 24).

A proporção de valores acima de 0,5 µg/g encontrada em *P. squamosissimus*, igual a 8,6%, foi menor que a obtida em outros trabalhos em Barra Bonita. Em levantamento realizado em 1984, 44% das amostras de musculatura apresentaram teores acima do limite máximo permissível na primeira campanha de amostragem e 21% na segunda campanha. Os maiores valores foram 0,69 µg/g em *Galeocharax knerii* (peixe-cadela), 1,18 µg/g em *Acestrorhyncus lacustris* (peixe-cachorro), 1,56 µg/g em *Hoplias malabaricus* (traíra) e 1,98 µg/g em *Serrasalmus spilopleura* (pirambeba) (NAVAS-PEREIRA e col., 1985). Dos peixes capturados no período de 1984 a 1985, 62% das amostras de espécies de hábito alimentar carnívoro ultrapassaram este limite. O nível mais elevado, 1,98 µg/g, foi detectado em *Serrasalmus spilopleura* (pirambeba), sendo que outras espécies que apresentaram níveis elevados foram: *Acestrorhyncus lacustris* (peixe-cachorro) com 0,84 µg/g; *Galeocharax knerii* (peixe-cadela) com 1,83 µg/g; e, *Hoplias malabaricus* (traíra) com 1,56 µg/g (CETESB, 1986). Semelhantemente, no período de 1985 a 1986, dentre as espécies carnívoras analisadas, 55,5% das amostras apresentaram valores acima de 0,5 µg/g (EYSINK, 1995).

Segundo dados da Organização Mundial da Saúde, peixes capturados em ecossistemas poluídos por mercúrio apresentam níveis, de uma maneira geral, de 0,2 a 0,5 µg/g (WHO, 1972; WHO, 1976). De fato, a média obtida para *P. squamosissimus*, 0,25 µg/g, encontra-se incluída nesse intervalo. Mesmo quando os resultados da concentração de mercúrio são considerados isoladamente, tem-se que 19 encontraram-se nesse mesmo intervalo, correspondendo a 54,3% do total; somados aos três resultados acima de 0,5 µg/g, corresponderia a 62,9%.

As águas da bacia do rio Tietê Médio Superior recebem efluentes domésticos provenientes de 15 municípios, sendo que apenas 6 possuem algum sistema de tratamento de esgotos. Devido à alegada falta de recursos financeiros dos municípios, a implantação de sistemas de tratamento de esgotos tem sido prejudicada. Existem na região 1.020 indústrias cadastradas, das quais cerca de 10% apresentam importância em relação à poluição, destacando-se as têxteis, as alimentícias e as de papel e celulose, além da existência de abatedouros, de

engenhos e de uma usina de açúcar e álcool. As medidas de controle adotadas pelas indústrias propiciaram uma redução aproximada de 96% da carga orgânica potencial. A exploração agrícola na região, representada, principalmente, por cana-de-açúcar, café e citros, possui alta demanda de agrotóxicos e/ou fertilizantes, constituindo-se em potencial poluidor por agroquímicos. Há que se considerar, também que o trecho do rio que atravessa o município de São Paulo está altamente comprometido, influenciando na qualidade da água a jusante (CETESB, 1993; CETESB, 1995; CETESB, 1996).

Mesmo que medidas de controle de descarga de poluentes industriais em ecossistemas aquáticos estejam sendo efetivadas, é importante ressaltar que o mercúrio pode permanecer ainda por muitos anos no ambiente. Tem-se como exemplo, o caso de uma indústria filandesa de papel e papelão que utilizou largamente o fenilmercúrio, até final de 1967, poluindo o ecossistema aquático adjacente e aumentando, de modo significativo, o teor de mercúrio em peixes, o qual alcançou 6,9 µg/g. A partir de 1971 e por 20 anos foi realizado um monitoramento da poluição pelo metal no trecho a jusante da fábrica. A concentração de mercúrio em sedimentos e plantas aquáticas retornaram aos níveis aceitáveis na década de 80. O acompanhamento em peixes foi realizado com uma espécie piscívora, *Esox lucius* (lúcio), na qual se observou uma queda gradativa da concentração de mercúrio durante a década de 70, permanecendo quase sem alteração na década de 80. Em 1990, o nível do metal ainda não havia retornado àqueles encontrados em ambientes não poluídos, anterior à contaminação. Apesar de se ter a expectativa de que nenhum decréscimo substancial nos níveis de mercúrio ocorram num futuro próximo, é impossível de se realizar qualquer previsão exata no que concerne ao desenvolvimento futuro das concentrações. Neste caso, a continuidade de monitoramento da situação faz-se necessário (LODENIUS, 1991).

Mesmo quando o mercúrio na água está dentro dos limites permissíveis para abastecimento público ou dos recomendados para a preservação da vida aquática, e que a concentração no sedimento indica ambiente não poluído, as concentrações do metal em organismos aquáticos, principalmente peixes

carnívoros, muitas vezes atingem valores significantes. Este fato tem sido identificado em vários trabalhos, inclusive no reservatório de Barra Bonita (CETESB, 1986; EYSINK, 1990; NAVAS-PEREIRA e col., 1985; ROCHA e col., 1985). Portanto, o monitoramento nestes ecossistemas aquáticos deve ser contínuo pois, até que as concentrações de mercúrio nos organismos aquáticos retornem aos níveis satisfatórios, o risco à saúde por ingestão de pescado destas áreas permanece.

4.4. CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM ROSANA

No reservatório de Rosana, o mercúrio foi detectado nos 36 exemplares de *P. squamosissimus* examinados, com as concentrações variando de 0,04 a 0,42 $\mu\text{g/g}$ (Tabela 15). Estes valores foram distribuídos em intervalos de classes de amplitude igual a 0,1 $\mu\text{g/g}$, com limite inferior da primeira classe igual a 0 $\mu\text{g/g}$ e limite superior da última classe igual a 0,6 $\mu\text{g/g}$, e os resultados encontram-se na Tabela 26.

Tabela 26: Exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Rosana, segundo a concentração de mercúrio (Hg) na musculatura, por intervalos de classe. São Paulo, 1994.

Hg ($\mu\text{g/g}$)	N	%
0,0 — 0,1	9	25,0
0,1 — 0,2	12	33,4
0,2 — 0,3	8	22,2
0,3 — 0,4	4	11,1
0,4 — 0,5	3	8,3
0,5 — 0,6	0	0,0
TOTAL	36	100

À semelhança do que ocorreu com Barra Bonita, a somatória dos exemplares correspondentes aos dois intervalos $0,1 \mu\text{g/g} \text{ --- } 0,2 \mu\text{g/g}$ e $0,2 \mu\text{g/g} \text{ --- } 0,3 \mu\text{g/g}$ foi igual a 55,6% (54,3% em Barra Bonita). Porém, enquanto que em Barra Bonita houve uma distribuição praticamente eqüitativa entre os intervalos (9 e 10 unidades), em Rosana houve uma predominância no intervalo de classe $0,1 \mu\text{g/g} \text{ --- } 0,2 \mu\text{g/g}$, com 12 unidades ou 33,3% do total, quando comparado ao intervalo $0,2 \mu\text{g/g} \text{ --- } 0,3 \mu\text{g/g}$, com 8 unidades ou 22,2% do total. Considerando-se, também, o intervalo $0,0 \mu\text{g/g} \text{ --- } 0,1 \mu\text{g/g}$, com o terceiro maior número de exemplares, igual a 9 unidades (25,0%), tem-se que o intervalo entre $0,0 \mu\text{g/g}$ e $0,3 \mu\text{g/g}$ contribuiu com 80,5% dos valores. Ainda se tem os intervalos $0,3 \mu\text{g/g} \text{ --- } 0,4 \mu\text{g/g}$, com 4 unidades (11,1%) e $0,4 \mu\text{g/g} \text{ --- } 0,5 \mu\text{g/g}$, com 3 unidades (8,3%).

Os valores mínimo e máximo, média aritmética, desvio padrão e variância de Hg de *P. squamosissimus*, segundo os totais analisados (N), por pontos de captura do reservatório de Rosana, encontram-se discriminados na Tabela 27.

O menor valor de Hg foi encontrado em um peixe capturado no ponto Porto Angelim (P3) e correspondeu a $0,04 \mu\text{g/g}$, valor este praticamente igual ao menor valor detectado em Barra Bonita, $0,06 \mu\text{g/g}$. Dois pontos apresentaram o maior valor de Hg, $0,42 \mu\text{g/g}$: Porto Angelim (P3) e Taquaruçu (P4); este valor é menor que o maior valor encontrado em Barra Bonita ($0,52 \mu\text{g/g}$). As médias de Hg, segundo os 4 pontos de captura, foram as seguintes, em ordem crescente: $0,16 \mu\text{g/g}$, Rosana (P1); $0,19 \mu\text{g/g}$, Porto Angelim (P3); $0,20 \mu\text{g/g}$, Euclides da Cunha (P2); e, $0,22 \mu\text{g/g}$, Taquaruçu (P4).

A média aritmética de Hg correspondeu a $0,19 \mu\text{g/g}$, com desvio padrão igual $0,11 \mu\text{g/g}$. Seu intervalo de confiança, estimado para $\alpha = 0,05$, foi igual a $0,16 \mu\text{g/g} < \bar{x} < 0,23 \mu\text{g/g}$, ou seja, pode-se dizer, com 95% de confiança, que o verdadeiro valor da média de Hg na musculatura de *P. squamosissimus*, capturados no reservatório de Rosana, encontra-se dentro deste intervalo.

Tabela 27: Exemplos de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Rosana, segundo os totais analisados, os parâmetros estatísticos da concentração de mercúrio (Hg) na musculatura e os pontos de captura. São Paulo, 1994.

P. CAPT.	N	Hg ($\mu\text{g/g}$)				
		mín	máx	$\bar{x}$	s	s ²
P1 ROS	9	0,06	0,31	0,16	0,0880	0,0078
P2 EUC	9	0,07	0,38	0,20	0,1053	0,0111
P3 ANG	9	0,04	0,42	0,19	0,1291	0,0167
P4 TAQ	9	0,07	0,42	0,22	0,1214	0,0148
TOTAL	36	0,04	0,42	0,19	0,1093	0,0119

P.CAPT. = Ponto de captura
N = Número de exemplares
P1 ROS = Ponto 1 Rosana

P2 EUC = Ponto 2 Porto Euclides
P3 ANG = Ponto 3 Porto Angelim
P4 TAQ = Ponto 4 Taquaruçu

Aos valores médios de Hg, de cada um dos 4 pontos de captura, foi aplicada a análise de variância, sendo que os resultados encontram-se na Tabela 28. Não houve diferença estatística entre estes valores, pois o valor crítico de F para $\alpha = 0,05$ (2,90) foi maior que o valor de F calculado (0,42).

Considerando-se os dados da OMS (WHO, 1972; WHO, 1990) de que na maioria dos países cerca de 95% dos peixes capturados e destinados à alimentação humana apresentam, em sua porção comestível, níveis de Hg não maiores que 0,30 $\mu\text{g/g}$, tem-se que os resultados obtidos para Rosana enquadram-se nesta estimativa. A média de Hg para o reservatório e seu respectivo intervalo de confiança encontram-se abaixo de 0,30 $\mu\text{g/g}$ e, quando os dados de Hg são considerados individualmente, observa-se que a grande maioria, 30 exemplares (83,3%), apresentou valores iguais ou abaixo de 0,30 $\mu\text{g/g}$.

Tabela 28: Análise de variância referente aos valores de concentração de mercúrio em exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) por ponto de captura do reservatório de Rosana. São Paulo, 1994.

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	F	F α
Médias das Colunas	3	0,015878	0,005293	0,42	2,90
Erro Experimental	32	0,402178	0,012568		
Totais	35				

GL: Graus de Liberdade
 SQ: Soma dos Quadrados
 QM: Quadrados Médios

F: Valor de F calculado
 F α : Valor crítico de F para $\alpha = 0,05$

Dos 36 exemplares capturados no reservatório de Rosana e analisados, todos podem ser considerados adequados para o consumo humano, pois nenhum apresentou concentração de Hg acima de 0,5 $\mu\text{g/g}$ (limite máximo permissível pela legislação brasileira); o maior valor encontrado foi 0,42 $\mu\text{g/g}$, em dois exemplares (Porto Angelim e Taquaruçu) (Tabela 16). Considerando-se que *P. squamosissimus* é uma espécie carnívora e que os valores de Hg nela detectados sejam semelhantes aos de outras espécies de igual hábito alimentar, no mesmo ecossistema aquático, pode-se supor que as espécies de outros hábitos alimentares, em posições inferiores na cadeia trófica, também seriam apropriadas para o consumo humano.

A respeito do mercúrio no meio ambiente, alguns levantamentos estimaram que peixes de água doce, procedentes de áreas não poluídas (sem efeito direto da contaminação por mercúrio) parecem ter conteúdo de mercúrio total menor que 0,2 $\mu\text{g/g}$; aqueles procedentes de ecossistemas poluídos, apresentam valores de 0,2 a 0,5 $\mu\text{g/g}$; e, em águas altamente poluídas, podem ser encontrados níveis de 2 $\mu\text{g/g}$ ou mais. Em peixes carnívoros, os teores de Hg podem alcançar até 10 ou 20 $\mu\text{g/g}$, valores considerados letais para os peixes (MEILI, 1991 apud MALM e col., 1995; WHO, 1972; WHO, 1976).

Considerando-se a concentração média de mercúrio igual a 0,19 µg/g, obtida para o reservatório de Rosana, poder-se-ia dizer que - em que pese o fato de se ter trabalhado com apenas uma espécie de peixe - o reservatório de Rosana seria uma área não poluída pelo metal.

Apesar de, através da comparação dos resultados obtidos com os limites acima considerados, haver indícios de que o reservatório de Rosana não apresenta problemas com o mercúrio, há que se atentar para o fato de que a sua presença neste ambiente gera, naturalmente, uma indagação acerca de sua procedência. Quando considerados individualmente, 15 valores de Hg, correspondendo a 41,6% do total, estiveram acima de 0,2 µg/g (Tabela 26).

Devido às características particulares da região da bacia hidrográfica do Paranapanema Baixo, onde prevalecem as áreas de pastagem e de exploração agrícola, há predominância de agro-indústrias (indústrias alimentícias, curtumes, matadouros e destilarias de álcool). A CETESB vem desenvolvendo atividades de controle de poluição sendo que, relativamente à carga orgânica de origem industrial, conseguiu-se uma redução de 97,7%. A maioria das indústrias do ramo sucro-alcooleiro, atualmente, dispõe os resíduos líquidos na lavoura. Por outro lado, dos 29 municípios situados nesta bacia, apenas 13 possuem sistemas de tratamento para os esgotos domésticos, constituindo-se, os mesmos, no principal problema a ser resolvido para se alcançar uma melhoria na qualidade da água. Apesar disto, nos anos de 1994 e 1995, a classificação da água do rio Paranapanema, no trecho considerado, variou entre ótima e boa, segundo o Índice de Qualidade das Águas (IQA) da CETESB (CETESB, 1993; CETESB, 1995; CETESB, 1996).

A poluição de mercúrio de origem industrial parece não ser significativa, apesar de os curtumes, por exemplo, serem uma fonte potencial. Porém, outro fator deve ser considerado no caso do reservatório de Rosana: é a ocorrência de mercúrio em reservatórios recém-formados.

Os reservatórios hidrelétricos, formados através do represamento de rios, promovem o alagamento de grandes áreas, transformando um sistema fluvial em um sistema de grandes lagos, na maior parte das vezes rasos e quase estagnados. Esta transformação de um ambiente lótico em lântico gera uma série de impactos sobre os componentes físicos, químicos e biológicos do ecossistema aquático original de forma drástica e num curto prazo. Uma das alterações, que já vem sendo constatada há algum tempo em reservatórios recém-formados, é o aumento considerável de mercúrio em peixes (LACERDA & MENESES, 1995; WHO, 1989).

A relação causa-efeito entre a criação de reservatórios e a elevação dos níveis de mercúrio em peixes tem sido alvo de estudos em reservatórios com localizações geográficas distintas e sob condições ambientais diversas. A principal questão abordada é a origem do metal, posto que seu aumento no ecossistema aquático ocorre em áreas onde a concentração de mercúrio eram, anteriormente ao represamento, baixas, na ausência de fontes de mercúrio próximas à região inundada, como também na ausência de poluição local prévia. As alterações na concentração do metal em peixes são temporais, havendo registros de maiores níveis de mercúrio em peixes de reservatórios recentes e significativamente menores em reservatórios mais antigos, numa mesma bacia de drenagem (STOKES & WREN, 1987; VERDON e col., 1991).

O principal fator, responsável por este fenômeno, é a grande disponibilidade de matéria orgânica no reservatório recém-formado, composta tanto por aquela já existente no lago ou rio anteriormente à inundação, quanto pelos solo e vegetação inundados. Esta nova situação, associada às condições anaeróbicas decorrentes da oxidação da matéria orgânica, favorece a atividade microbiana, havendo alta taxa de metilação. Há um consenso de que a própria biomassa inundada é a fonte de mercúrio, onde o metal ocorre de modo natural. Adicionalmente ao efeito de estímulo da matéria orgânica sobre as bactérias metiladoras, a queda do pH, associada à decomposição da matéria orgânica durante os primeiros anos do represamento, pode favorecer o aumento dos níveis de mercúrio em peixes. De uma maneira geral, há forte correlação entre a

quantidade de matéria orgânica no ambiente e a produção de metilmercúrio, sendo que os níveis de mercúrio, principalmente em peixes predadores, é proporcional à superfície inundada (LACERDA & MENESES, 1995; LATHROP e col., 1991; RASK & METSÄLÄ, 1991; VERDON e col., 1991).

Trabalho realizado no reservatório La Grande 2, em Quebec, Canadá, acompanhou, ao longo de 10 anos, os níveis de mercúrio em duas espécies de peixes piscívoras e duas não piscívoras, nos períodos pré e pós-inundação. Antes do represamento não existia qualquer atividade industrial na área. Comparados aos dados anteriores à inundação, os níveis de mercúrio apresentaram elevação de 4 a 5 vezes, sendo que os maiores níveis de mercúrio foram encontrados nas espécies piscívoras, à semelhança do ambiente natural. Nas espécies não piscívoras, os níveis máximos foram alcançados em cinco anos após a inundação, ocorrendo um declínio a partir do sétimo ano. Já as espécies piscívoras, nove anos após a criação do reservatório, ainda apresentavam níveis em elevação (VERDON e col., 1991).

Se os níveis de mercúrio em peixes tivessem sido pesquisados no trabalho realizado pela CESP, sobre os impactos gerados pela formação do reservatório de Rosana (ROMANINI e col., 1994), ter-se-ia um parâmetro de comparação com os resultados obtidos para *P. squamosissimus*. Porém, mesmo na ausência destes dados, é plausível supor que as concentrações do mercúrio encontradas nos exemplares estudados sejam decorrentes do fenômeno acima exposto, uma vez que, em 1994, ano em que os peixes do presente trabalho foram capturados, o reservatório contava com apenas 7 anos de formação.

Para que esta questão fosse elucidada, seria interessante se houvesse um acompanhamento dos níveis de mercúrio em espécies de peixes de diferentes hábitos alimentares. Mesmo que o reservatório conte com 11 anos de formação (em 1998), existem indicações de que retorno aos níveis de mercúrio anteriores à inundação é variável, podendo ocorrer em 10 a 30 anos após o enchimento, desde que não haja aumento no suprimento de matéria orgânica por outras fontes (VERDON e col., 1991). Há também que se considerar que, além da

biomassa inundada, as descargas de efluentes domésticos que ocorrem na bacia garantem um aporte de matéria orgânica constante (CETESB, 1993; CETESB, 1995).

4.5. TESTE DE DUAS MÉDIAS

As médias aritméticas de Pt, Cs e Hg obtidas para o reservatório de Barra Bonita, iguais a 901 g, 32,3 cm e 0,25 µg/g, respectivamente (Tabelas 18, 21 e 24), e para o reservatório de Rosana, iguais a 585 g, 26,7 cm e 0,19 µg/g, respectivamente (Tabelas 19, 22 e 27), foram comparadas através da distribuição normal, utilizando o Teste "Z" monocaudal para duas médias independentes ($\alpha = 0,05$; $z_{\alpha} = 1,645$), onde se testou a hipótese de os valores obtidos no reservatório de Barra Bonita serem maiores que aqueles obtidos para o reservatório de Rosana.

Os resultados de Z foram iguais a: 2,918 para Pt; 3,855 para Cs; e, 2,067 para Hg, sendo que todos estes valores foram estatisticamente significantes. Portanto, pode-se dizer, com 95% de confiança, que as médias de Pt, Cs e Hg dos exemplares de *P. squamosissimus* capturados no reservatório de Barra Bonita foram estatisticamente maiores que aquelas dos exemplares capturados no reservatório de Rosana.

4.6. COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO

Constatou-se correlação elevada e significativa entre o Pt e Cs tanto dos exemplares capturados no reservatório de Barra Bonita ($r = 0,96$; $p < 0,001$) quanto dos de Rosana ($r = 0,97$; $p < 0,001$); ou seja, quanto maior for Pt, maior será Cs. De fato, ao se observar os gráficos de dispersão de Pt e Cs (Figuras 4 e 5) nota-se correlação linear positiva em ambos os reservatórios. Os coeficientes de correlação do presente trabalho foram semelhantes ao valor obtido em levantamento realizado no reservatório de Itaipu, onde o coeficiente de

correlação entre peso total e comprimento total de *P. squamosissimus* foi igual a 0,98 (FUEM, 1987).

Os coeficientes de correlação entre Pt e Hg, obtidos para os exemplares de Barra Bonita e de Rosana, apresentaram valores próximos, iguais a 0,66 e 0,69, respectivamente, sendo ambas correlações significantes ($p < 0,001$). Os valores dos coeficientes de correlação entre a Cs e Hg, obtidos para os exemplares de Barra Bonita e de Rosana, foram iguais a 0,69 ($p < 0,001$). Portanto, quanto maior forem Pt e Cs, maior será Hg. Ao se analisar os gráficos de dispersão de Pt e Hg e Cs e Hg para ambos reservatórios (Figuras 6 a 9), observa-se que, apesar da correlação positiva, a distribuição dos pontos não se caracteriza pela linearidade.

É sabido que o nível da cadeia trófica é determinante na concentração de mercúrio em peixes: organismos predadores apresentam níveis maiores que os não predadores. Porém, tantos outros fatores podem influenciar a absorção do metal, tais como aporte e disponibilidade do mercúrio no ambiente, principalmente sedimento, grau de atividade microbiana, aporte de matéria orgânica, pH e temperatura da água. As condições ambientais podem afetar o crescimento dos peixes, alterando a relação tamanho do peixe e nível de mercúrio. Como Barra Bonita e Rosana são distintos em diversas características, é possível que a própria dinâmica de cada reservatório tenha sido responsável por essas diferenças, embora pequenas, entre os coeficientes de correlação.

Outro fator a ser considerado é a espécie de peixe; é possível que cada espécie apresente um perfil de absorção e acúmulo de mercúrio em seu organismo. Por exemplo, para *Serrasalmus spilopleura* (pirambebe), capturada em Barra Bonita, os coeficientes de correlação entre concentração de mercúrio e idade; concentração de mercúrio e comprimento; e, concentração de mercúrio e peso foram iguais 0,85, 0,92 e 0,84, respectivamente (EYSINK, 1995). No mesmo trabalho, o coeficiente de correlação entre concentração de mercúrio e peso em *Hoplias malabaricus* (traíra) foi igual a 0,62. Em *Cichla temensis* (tucunaré), outra espécie carnívora e capturada no reservatório de Tucuruí, o coeficiente entre

Figura 4: Gráfico de dispersão dos valores de peso total (Pt) e de comprimento standard (Cs) em musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita, São Paulo, 1994.

Figura 5: Gráfico de dispersão dos valores de peso total (Pt) e de comprimento standard (Cs) em musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Rosana, São Paulo, 1994.

Figura 6: Gráfico de dispersão dos valores de peso total (Pt) e de concentração de mercúrio (Hg) em musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita, São Paulo, 1994.

Figura 7: Gráfico de dispersão dos valores de peso total (Pt) e de concentração de mercúrio (Hg) em musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Rosana, São Paulo, 1994.

Figura 8: Gráfico de dispersão dos valores de comprimento standard (Cs) e de concentração de mercúrio (Hg) em musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita, São Paulo, 1994.

Figura 9: Gráfico de dispersão dos valores de comprimento standard (Cs) e de concentração de mercúrio (Hg) em musculatura dos exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Rosana, São Paulo, 1994.

concentração de mercúrio e peso, concentração de mercúrio e comprimento foram iguais a 0,76 e 0,75, respectivamente (PORVARI, 1995). Ainda no reservatório de Tucuruí, em *P. squamosissimus*, o coeficiente de correlação entre concentração de mercúrio e peso e concentração de mercúrio e comprimento foram iguais a 0,67 e 0,66, sendo que as relações não foram lineares, à semelhança dos resultados obtidos no presente trabalho. É importante destacar que o reservatório de Tucuruí encontra-se altamente poluído, sendo que 92% das amostras de peixes predadores apresentaram níveis de mercúrio acima de 0,5 µg/g e que tanto o tucunaré quanto a pescada-do-piauí provaram ser bons indicadores biológicos de mercúrio.

4.7. A QUESTÃO DO PESCADO EM BARRA BONITA

Apesar das poluições orgânica e por metais pesados - decorrentes de efluentes domésticos e industriais - o reservatório de Barra Bonita apresenta expressiva produção por pesca profissional, sendo a mais elevada do que a de outros reservatórios do rio Tietê. No período de 1989 a 1991, ao se analisar a produtividade média, expressa em Kg/ha/ano, verifica-se que Barra Bonita encontrava-se na primeira colocação, com valor igual a 9,39, seguida por Jupia (rio Paraná), Ibitinga (rio Tietê), Água Vermelha (rio Grande), Promissão (rio Tietê) e Nova Avanhandava (rio Tietê). Para o mesmo período, a produção média mensal por pescador de Barra Bonita foi igual a 808,90 Kg, sendo superada apenas por Promissão, com 888,27 Kg. Atribui-se tal fato à existência, nos tributários remanescentes, de áreas ricas em vegetação aquática, lagoas marginais e vegetação ciliar que favorecem a reprodução de peixes e a criação de formas jovens. Além disso, análises da água evidenciam a existência de um reservatório hipereutrófico, com altas concentrações de nutrientes (CESP, 1996a; CESP, 1996b; TORLONI e col., 1993a).

Levantamentos realizados pela CESP, no período de 1989 a 1994, registraram 70 espécies de peixes no reservatório de Barra Bonita. Destas, o curimatá (*Prochilodus lineatus*), os mandís (*Pimelodus maculatus*, *Iheringichthys*

labrosus e *Pimelodella* sp), a pescada-do-piauí (*P. squamosissimus*), a piapara (*Leporinus obtusidens*), as piavas (*Leporinus friderici*, *Schizodon borelli*), os sagüirus (*Steindachnerina insculpta*, *Cyphocharax nagelli*, *Cyphocharax modesta*) e a traíra (*Hoplia malabaricus*) foram as mais capturadas, compreendendo, aproximadamente, 86% da produção total. A produtividade pesqueira manteve-se em cerca de 8.550 Kg/pescador/ano e as produções totais foram: 122 t em 1989; 254 t em 1990; 229 t em 1991; e, 473 t em 1994 (CESP, 1996a; TORLONI e col., 1993a).

As espécies mais capturadas na pesca comercial foram *P. squamosissimus* (pescada-do-piauí), *P. lineatus* (curimbatá) e *H. malabaricus* (traíra). Nos anos de 1989 a 1991, a pescada-do-piauí e o curimbatá alternaram-se na primeira e na segunda colocações, com os seguintes valores: pescada-do-piauí com 37 t (1989), 49 t (1990) e 63 t (1991); curimbatá com 26 t (1989), 74 t (1990) e 40 t (1991). Em terceiro lugar, manteve-se *H. malabaricus* (traíra) com 16 t (1989), 26 t (1990) e 30 t (1991). Da quarta colocação em diante, alternaram-se diferentes espécies. As espécies carnívoras capturadas representaram 45,92%, 32,12% e 43,35% dos totais capturados nos anos de 1989, 1990 e 1991, respectivamente (TORLONI e col., 1993a).

A pescada-do-piauí adaptou-se muito bem às condições do reservatório, apresentando expressiva participação no produto da pesca. No período de 1989 a 1991, o valor médio da frequência relativa de captura foi igual a 24,7%, contra 22,7% para o curimbatá, 11,8% para traíra e 40,8% para outras espécies. O valor médio de sua participação na renda do pescador (PRP), igual a 30,5%, também superou as demais espécies, que obtiveram valores de PRP iguais a 21,0% para o curimbatá, 12,2% para a traíra e 36, 3% para as espécies restantes (TORLONI e col., 1993b).

Informações a respeito da comercialização do pescado de Barra Bonita (dados de 1986) indicam que cerca de 50% são destinados aos municípios de Piracicaba, Limeira e São Paulo, 30% para venda local, 10% para o município de Campinas e 10% para o municípios de Conchas (CETESB, 1986). Tendo-se em conta o fato de que na dieta alimentar participam peixes de várias procedências,

inclusive de espécies de água salgada, somado à distribuição diversificada do produto pesqueiro de Barra Bonita, poder-se-ia dizer que é muito pequena a probabilidade da população em geral vir a ter comprometimentos de saúde devido ao mercúrio presente no pescado deste reservatório.

De fato, a população em geral não enfrenta um risco significativo de intoxicação pelo metilmercúrio, até porque o consumo de pescado, em geral, é relativamente baixo. Estima-se que o consumo médio de pescado, no âmbito mundial, seja de 270 g/semana, com média diária de 38,6 g (GALAL-CORCHEV, 1993 apud FUKUMOTO & OLIVEIRA, 1995). Variações ocorrem quando se consideram as populações de diferentes países, onde os hábitos alimentares são diversos. Estimativas demonstraram que o consumo médio semanal de peixes na Austrália, nos Estados Unidos, no Canadá, na Nova Zelândia, na Grã Bretanha, na Finlândia e na Suécia foi de 105 g a 112 g, 116 g, 119 g, 133 g, 140 g, 210 g e 392 g, respectivamente (JOHNSTON & SAVAGE, 1991; MARGOLIN, 1980 apud JOHNSTON & SAVAGE, 1991).

Por outro lado, certos grupos que, por motivos culturais ou mesmo sócio-econômicos, têm o hábito de ingerir peixes, estão particularmente expostos ao risco. Tem-se como exemplo o Japão, onde estimou-se que a população adulta poderia consumir até 1.000 g por semana (média de 143 g/dia) (ROBERTSON e col., 1975 apud JOHNSTON & SAVAGE, 1991). Situação que causa preocupação é aquela que ocorre com as comunidades de pescadores (populações ribeirinhas ou costeiras), nas quais a participação do pescado na dieta é maior, quando comparada à população em geral, e muitas vezes o produto da pesca é sua principal fonte de proteína animal para sua alimentação.

Tem-se como exemplo o trabalho realizado na baía Kastela, na costa Adriática da Iugoslávia, que investigou os hábitos alimentares referentes ao pescado e à concentração de mercúrio nos peixes capturados, em duas comunidades de pescadores: uma em área sabidamente poluída por mercúrio, devido a indústrias (principalmente de cloro/soda) e outra sem poluição industrial (BUZINA e col., 1989). Em ambas as áreas, a maioria (45,4% para área poluída e

50,8% para área controle) relatou consumir de 3 a 4 refeições de peixes por semana, sendo que registraram-se freqüências tão altas quanto 5 a 7 refeições de peixes semanalmente em 13,9% da população da área poluída e em 27,0% da área controle.

Trabalho realizado na Suécia, constatou que populações de pescadores ingerem, em média, 2,7 refeições de peixes por semana, quase duas vezes a média do consumo da população em geral, igual a 1,5 refeições de peixes. Os níveis sanguíneos de mercúrio, nos pescadores, equivaleram ao dobro dos mesmos níveis na população em geral (SVENSSON e col., 1995).

Em outra pesquisa realizada, também na Suécia, foram formados dois grupos: um com ingestão de, pelo menos, duas refeições de peixes por semana, composto principalmente por pescadores, e outro que nunca consumia peixes. Entre os consumidores de peixes, o nível médio de mercúrio no sangue total foi 3,7 vezes maior, quando comparado ao outro grupo; nos eritrócitos, 5,7 vezes maior e no plasma e na urina foram 2 vezes maiores (SVENSSON e col., 1992).

Outro exemplo ocorre com os índios Chippewa, que vivem numa reserva na região dos lagos ao norte de Wisconsin (Estados Unidos) e têm por hábito consumir grandes quantidades de peixes provenientes desses lagos, nos quais podem ser encontradas concentrações de mercúrio acima de 1,0 µg/g. Resultados de uma investigação revelaram que 50% da população estudada ingere, por semana, até uma refeição de peixe, 21% consomem três ou mais refeições e 2% ingerem peixes diariamente. Foram identificadas altas concentrações sanguíneas de metilmercúrio, porém estavam abaixo dos níveis associados a efeitos adversos para a saúde. No entanto, esta população continua sendo considerada de alto risco, necessitando-se estabelecer limites de exposição ao mercúrio (PETERSON e col., 1994).

No Brasil, as populações ribeirinhas, expostas ao risco do mercúrio, são aquelas que vivem em regiões de garimpo de ouro ou próximas a mananciais poluídos com efluentes industriais.

No reservatório de Tucuruí, Estado do Pará, a concentração de mercúrio em amostras de cabelo da população ribeirinha apresentou correlação positiva com o número semanal de refeições de peixes entre os pescadores que consomem espécies carnívoras. A média de refeições de peixes por semana foi igual a 14, média de duas por dia (LEINO & LODENIUS, 1995).

Nos anos de 1991 e 1993, realizou-se um trabalho com a população de ribeirinhos, que vivem ao longo de, aproximadamente, 180 Km do rio Madeira, a jusante de Porto Velho, capital de Estado de Rondônia. Esta população tem na pesca e na plantação de subsistência suas principais atividades; todos, inclusive crianças, têm o costume de pescar no rio. Os resultados, obtidos através de questionários sobre os hábitos alimentares e aplicados em entrevistas realizadas em 297 residências, indicaram que os peixes eram consumidos, em média, de 4 a 5 vezes por semana e com média de frequência diária igual a 1,8 a 1,9 refeições (variação de uma a duas refeições ao dia). Observou-se uma predominância, na dieta alimentar, de animais piscívoros e omnívoros, incluindo a pescada (*Plagioscion* sp) (BOISCHIO, 1996).

No caso específico de Barra Bonita, foi realizada uma investigação em cinco comunidades localizadas na região do reservatório - Anhembi, Igarçu/Barra Bonita, Rio Bonito, Santa Maria e Tanquã - compostas, predominantemente, por pescadores. Constatou-se que os níveis de mercúrio total no sangue e na urina eram maiores na população de pescadores do que na população de não pescadores. Entre os pescadores, observaram-se queixas de sintomas relacionados à intoxicação por mercúrio, tais como dor de cabeça, fadiga, irritação e fraqueza. Quanto à participação do peixe na dieta dos pescadores, registraram-se médias variando entre 2,07 refeições de peixes por semana, em Santa Maria, a 3,32, em Igarçu/Barra Bonita (VASSILIEF e col., 1988).

Igualmente a outras populações ribeirinhas, o peixe tem participação significativa na dieta alimentar dos pescadores de Barra Bonita. Há que se considerar que espécies capturadas de baixo valor comercial, exemplares que

não são comercializados ou mesmo de pequeno tamanho, terminam por ser consumidos pelos próprios pescadores, aumentando o risco de intoxicação por mercúrio.

Uma forma de se avaliar o risco de exposição ao mercúrio é através do “Consumo Semanal Tolerável Provisório (CSTP)” (*Provisional Tolerable Weekly Intake*), determinada pela Organização Mundial da Saúde. A OMS, ao estabelecer o CSTP, partiu da premissa de que houvesse uma alta entrada do metal total pela dieta, especificamente pelo consumo de peixe e seus produtos contendo altos níveis de metilmercúrio (WHO, 1972). O valor do CSTP equivale a 0,3 mg de mercúrio total por semana, desde que não mais que 0,2 mg estejam sob a forma de metilmercúrio; isto quer dizer que os 0,1 mg restantes seriam procedentes de outras fontes que não a alimentar. Considerando-se que quase a totalidade (cerca de 90%) do mercúrio total em peixes equivale à sua forma orgânica e que a principal fonte para a exposição humana ao metilmercúrio é através da dieta, mais especificamente pelo consumo de peixes e seus produtos (WHO, 1990), poder-se-ia calcular, para cada valor de concentração de mercúrio encontrado, qual seria a quantidade de peixe a ser ingerida para se atingir o valor de 0,2 mg de metilmercúrio.

Considerando-se a média da concentração de mercúrio em musculatura de *P. squamosissimus* de 0,25 µg/g, obtida para o reservatório de Barra Bonita, atingir-se-ia o valor de 0,2 mg/semana através do consumo de 800 g/semana, com média de 114 g/dia. Quando se considera os valores acima de 0,5 µg/g, as quantidades modificam-se significativamente. Assim, para se atingir a ingestão semanal de 0,2 mg de mercúrio, seria necessário ingerir 385 g/semana (média de 55 g/dia) de peixes com concentrações iguais a 0,52 µg/g (pontos Peixe-P4 e Araquá-P5) ou 392 g/semana (média de 56 g/dia) de peixes com concentrações iguais a 0,51 (Tietê-P3).

Esta análise tem contribuição relativa, posto que se trata de uma única espécie de peixe. Porém, quando incluída no conjunto do produto da pesca, o consumo desta espécie pode afetar, marcadamente, a entrada de mercúrio no

organismo. Levantamento realizado no reservatório de Barra Bonita, por exemplo, constatou que a média ponderada do metal nas espécies carnívoras foi igual a 0,71 µg/g (EYSINK, 1995).

4.8. A QUESTÃO DO PESCADO EM ROSANA

Após o enchimento do reservatório de Rosana, observou-se que a maioria das espécies de peixes existentes no rio original permaneceram no novo ambiente, no qual foram identificadas 70 espécies. No primeiro ano pós-enchimento, constataram-se fortes impactos sobre a comunidade biótica e tendências à reorganização no segundo ano. Relativamente à comunidade ictíica, ocorreram alterações no número de indivíduos de certas espécies, sem que houvesse dominância de nenhuma delas; no caso de *P. squamosissimus*, foi observado crescimento populacional. Espécies oportunistas e de baixo valor comercial estabeleceram-se em posições iniciais da cadeia trófica (CESP, 1996a).

Análises químicas e físicas da água indicaram que o reservatório de Rosana não tem tendência à eutrofização devido ao baixo aporte de nutrientes. Devido às baixas produtividades fito e zooplancônicas, a expectativa é de que não haja alta produtividade pesqueira (ROMANINI e col., 1994).

No que se refere a *P. squamosissimus*, os valores da captura por unidade de esforço (CPUE), expressos por número de indivíduos/1.000 m² rede/dia e calculados na fase rio (período de 11/95 a 09/86) foi igual a 0,07. No período de 1987 a 1991, já com o reservatório formado, os resultados da CPUE foram os seguintes: 2,1 em 1987; 10,4 em 1988; 4,0 em 1989; 4,5 em 1990; e, 7,2 em 1991. A frequência de captura, expressa em percentagem sobre o total capturado, para os mesmos períodos, foram: 0,08% (1985-1986); 1,0% (1987); 7,9% (1988); 4,2% (1989); 6,4% (1990); e, 6,0% (1991). Comparando-se os valores da CPUE das várias espécies, tem-se que *P. lineatus* (curimbatá) e *Hypophthalmus edentatus* (mapará) e *P. squamosissimus* foram as que mais de

destacaram no período pós-enchimento, tanto em valores de biomassa (g), quanto em número de indivíduos (CESP, 1996).

Apesar do bom desempenho de *P. squamosissimus* na produtividade pesqueira, quando se considera a participação das espécies segundo o hábito alimentar, o quadro modifica-se. No período de fevereiro a dezembro de 1988, relativo à fase do início da estabilização do reservatório, observou-se uma predominância das espécies omnívoras, correspondendo a 61,6% do total capturado, seguidas pelas espécies iliófagas, com 21,0%. As espécies carnívoras (11,0%) e ictiófagas (5,9%), importantes sob o ponto de vista da contaminação por mercúrio, somaram 16,9%. Por último, as espécies planctófagas corresponderam a 0,5% (ROMANINI e col., 1994).

Considerando-se a tendência de baixa produção pesqueira, a diminuta participação relativa das espécies carnívoras sobre o total capturado e a média de concentração de mercúrio de *P. squamosissimus* - supondo-se que, por sua colocação na cadeia trófica, esta espécie esteja entre as que apresentam maior risco de intoxicação por mercúrio - igual a 0,19 µg/g - o produto da pesca do reservatório de Rosana parece não apresentar riscos significativos de intoxicação para a população humana. Por outro lado, seria interessante que fossem desenvolvidos trabalhos junto à comunidade de pescadores na região a fim de se obter dados sobre sua produtividade, como também analisar a concentração de mercúrio em outras espécies carnívoras.

5. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos para os 35 exemplares de pescada-do-piauí (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Barra Bonita, e para os 36 exemplares da mesma espécie, capturados no reservatório de Rosana, durante o ano de 1994, pode-se concluir que:

1. A média aritmética da concentração de mercúrio na musculatura dos exemplares capturados no reservatório de Barra Bonita foi igual a $0,25 \mu\text{g/g}$ e seu respectivo limite de confiança, para α igual a 0,05, foi igual a $0,2497 \mu\text{g/g} \pm 0,0444 \mu\text{g/g}$.
2. A média aritmética da concentração de mercúrio na musculatura dos exemplares capturados no reservatório de Rosana foi igual a $0,19 \mu\text{g/g}$ e seu respectivo limite de confiança, para α igual a 0,05, foi igual a $0,1939 \mu\text{g/g} \pm 0,0357 \mu\text{g/g}$.
3. A média aritmética da concentração de mercúrio na musculatura dos exemplares capturados no reservatório de Barra Bonita ($0,25 \mu\text{g/g}$) foi maior ($p < 0,05$) que a média obtida nos exemplares capturados no reservatório de Rosana ($0,19 \mu\text{g/g}$).
4. Dos exemplares capturados no reservatório de Barra Bonita, três (8,6%) não se encontraram adequados para o consumo humano, pois foram detectadas concentrações acima do limite máximo permissível, estabelecido pela legislação brasileira, igual a $0,5 \mu\text{g/g}$.
5. Todos os exemplares capturados no reservatório de Rosana encontraram-se adequados para o consumo humano, pois em nenhum deles foi detectada concentração acima do limite máximo permissível, estabelecido pela legislação brasileira, igual a $0,5 \mu\text{g/g}$.

6. As médias aritméticas de peso total (901 g) e de comprimento standard (32,3 cm) dos exemplares capturados no reservatório de Barra Bonita foram maiores ($p < 0,05$) que as médias aritméticas de peso total (585 g) e de comprimento standard (26,7 cm) dos exemplares capturados no reservatório de Rosana.
7. Para os exemplares capturados no reservatório de Barra Bonita, registrou-se correlação entre peso total e comprimento standard, peso total e concentração de mercúrio e comprimento standard e concentração de mercúrio ($p < 0,001$), sendo estes valores iguais a 0,96, 0,69 e 0,66, respectivamente.
8. Para os exemplares capturados no reservatório de Rosana, observou-se correlação entre peso total e comprimento standard, peso total e concentração de mercúrio e comprimento standard e concentração de mercúrio ($p < 0,001$), e os valores obtidos foram iguais a 0,97, 0,69 e 0,69, respectivamente.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS*

AMIN-ZAKI, L. Clinical manifestations and dose dependency of acute and chronic methylmercury intoxication. In: Schmidt, E.H.F. & Hildebrandt, A.G., ed. Symposium on Health Evaluation of Heavy Metals in Infant Formula and Junior Food, Berlim (West), 1981. **Proceedings**. Berlin, Springer-Verlag, 1983. p. 161-7.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO (ABIA). **Compêndio da legislação de alimentos: consolidação das normas e padrões de alimentos**. São Paulo, ABIA. 1992a. v.1, ver.5, p. 3.1.-3.6.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO (ABIA). **Compêndio da legislação de alimentos: consolidação das normas e padrões de alimentos**. São Paulo, ABIA. 1992b. v.1A, ver.5, p. 7.3.

BAKIR, F.; DAMLUJI, S.F.; AMIN-ZAKI, L.; MURTADHA, M.; KHALIDI, A.; AL-RAWI, N.Y.; TIKRITI, S.; DHAHIR, H.I.; CLARKSON, T.W.; SMITH, J.C.; DOHERTY, R.A. Methylmercury poisoning in Iraq. **Science**, **181**(4096): 230-41, 1973.

BARAK, N.A.E. & MASON, C.F. Mercury, cadmium and lead concentrations in five species of freshwater fish from eastern England. **Sci. Total Environ.**, **92**: 257-63, 1990.

* De acordo com:

NORONHA, D.P. & ANDRADE, M.T.D. Normas de referências bibliográficas aplicadas à saúde pública. 2.ed. São Paulo, Serviço de Biblioteca e Documentação da FSP/USP, 1990.

- BARGHIGIANI, G.; PELLEGRINI, D.; D'ULIVO, A.; RANIERI, S. Mercury assessment and its relation to selenium levels in edible species of the northern Tyrrhenian Sea. **Mar. Pollut. Bull.**, **22**: 406-9, 1991.
- BELTRÁN, G.; LABORDE, R.; BESTARD, A.B.; ROCHE, M.G. Níveis de mercurio en peces según especies y zonas de captura. **Rev. Cubana Hig. Epidemiol.**, **22**: 112-7, 1984.
- BERLIN, M. The toxicokinetics of mercury. In: Schmidt, E.H.F. & Hildebrandt, A.G., ed. Symposium on Health Evaluation of Heavy Metals in Infant Formula and Junior Food, Berlin (West), 1981. **Proceedings**. Berlin, Springer-Verlag, 1983. p.147-60.
- BERQUÓ, E.S.; SOUZA, J.M.P.; GOTLIEB, S.L.D. **Bioestatística**. São Paulo, Editora Pedagógica e Universitária, 1981.
- BEZERRA, J.F.M. Estimativas de cargas de mercúrio liberadas para o meio ambiente por atividades industriais: caracterização de fontes. In: Seminário Nacional sobre Riscos e Conseqüências do Uso do Mercúrio, Brasília, 1989. **Trabalhos apresentados**. Rio de Janeiro, FINEP/UFRJ, 1990. p. 91-109.
- BOISCHIO, A.A.P. Human ecology of the riverine people (*caboclos* ou *ribeirinhos*) along the upper Madeira river with focus on mercury pollution through fish consumption. Indiana, 1996. (PhD Thesis - School of Public and Environmental Affairs of Indiana University).
- BOUDOU, A.; DELNOMDEDIEU, M.; GEORGESCAULD, D.; RIBEYRE, F.; SAOUTER, E. Fundamental roles of biological barriers in mercury accumulation and transfer in freshwater ecosystems (analysis at organism, organ, cell and molecular levels). **Water Air Soil Pollut.**, **56**: 807-21, 1991.

- BUZINA, R.; SUBOTICANEC, K.; VUKUSIC, J.; SAPUNAR, J.; ANTONIC, K.; ZORICA, M. Effect of industrial pollution on seafood content and dietary intake of total and methylmercury. **Sci. Total Environ.**, **78**: 45-57, 1989.
- CÂMARA, V.M., ed. **Mercúrio em áreas de garimpos de ouro**. Metepec, México, D.C., Centro Panamericano de Ecologia Humana e Saúde/OPS/OMS, 1993. (Série Vigilância, 12).
- CÂMARA, V.M. & COREY, G. Vigilância epidemiológica relacionada com substâncias de uso proibido na agricultura. **Bol. Oficina Sanit. Panam.**, **119**: 135-9, 1995.
- CATTANEO, P.; BALZARETTI, C.; CANTONI, C. Mercurio in specie ittiche del Basso Mincio. **Arch. Vet. Ital.**, **39**: 199-202, 1988.
- CLARKSON, T.W.; NORBERG, G.F.; SAGER, P.R. Biological monitoring of metals with special references to the early stages of the life cycle. In: Brown, S.S. & Kodama, Y., ed. **Toxicology of metals: clinical and experimental research**. Chinchester, Ellis Horwood, 1987. p. 139-47.
- COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO (CESP). Principais características das usinas da CESP. São Paulo, 1986.
- COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO (CESP). **Aspectos linológicos, ictiológicos e pesqueiros de reservatórios da CESP no período de 1986 a 1994**. São Paulo, 1996a. (Série Pesquisa e Desenvolvimento, 136).
- COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO (CESP). **Sobrevôo no reservatório da U.H.E. Barra Bonita: relatório de atividades**. São Paulo, 1996b.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Avaliação da situação atual da contaminação dos rios Moji-Guaçu e pardo e seus reflexos sobre as comunidades biológicas: relatório final.** São Paulo, 1980. v.1.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Avaliação dos efeitos das regras operacionais do Alto Tietê no reservatório Billings.** São Paulo, 1985.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (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.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Avaliação do quadro de contaminação por mercúrio nos rios Pardo e Mogi-Guaçu - SP.** São Paulo, 1989.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Contaminantes na bacia do rio Cubatão e seus reflexos na biota aquática.** São Paulo, 1990.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Diagnóstico da poluição ambiental no interior do Estado de São Paulo.** São Paulo, 1993.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, 1994.** São Paulo, 1995.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, 1995**. São Paulo, 1996.

COSTA, J. Determinação de metais pesados, biocidas organoclorados e bacteriologia no reservatório da UHE Barra Bonita, CESP-SP. São Paulo, CESP, 1995. [Relatório interno].

DUARTE, R.G. Detecção de mercúrio em tecidos de peixes por espectrofotometria de absorção atômica. São Paulo, 1977. [Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo].

ENGSTROM, D.R.; SWAIN, E.B.; HENNING, T.A.; BRIGHAM, M.E.; BREZONIK, P.L. Atmospheric mercury deposition to lakes and watersheds. In: Backer, L.A., ed. **Environmental chemistry of lakes and reservoirs**. Washington, D.C., American Chemical Society, 1994. p. 33-66. (Advances in Chemistry Series, 237).

EYSINK, G.G.J. A presença de mercúrio nos ecossistemas aquáticos do estado de São Paulo. In: Seminário Nacional sobre Riscos e Conseqüências do Uso do Mercúrio, Brasília, 1989. **Trabalhos apresentados**. Rio de Janeiro, FINEP/UFRJ, 1990. p. 12-29.

EYSINK, G.G.J. Subsídios para manejo de ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. São Paulo, 1995. [Dissertação de Mestrado - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo].

EYSINK, G.G.J.; PÁDUA, H.B.; MARTINS, M.C. Presença do mercúrio no meio ambiente. **Ambiente: Rev. CETESB Tecnol.**, 2(1): 43-50, 1988.

FAUST, S.D. & ALY, O.M. **Chemistry of natural waters**. Boston, Ann Arbor Science Publishers, 1981.

- FERNÍCOLA, N.A.G.G. Aspecto toxicológico de la contaminación ambiental causada por accidentes. **Bol. Oficina Sanit. Panam.**, **95**: 352-60, 1983.
- FITZGERALD, W.F. & CLARKSON, T.W. Mercury and menothylmercury: present and future concerns. **Environ. Health Perspec.**, **96**: 159-66, 1991.
- FONTENELE, O. & PEIXOTO, J.T. Análise dos resultados da introdução da pescada-do-piauí, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), nos açudes do Nordeste. **Bol. Téc. DNOCS**, **36**: 85-112, 1978.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION (FAO). **Food analysis: general techniques, additives, contaminants, and composition**. Rome, 1986. (FAO-Food and Nutrition Paper, 14/7).
- FUKUMOTO, C.J. & OLIVEIRA, C.A.F. Determinação de mercúrio em pescado comercializado no município de São Paulo, SP - Brasil. **Hig. Aliment.**, **9**(40): 27-30, 1995.
- FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ (FUEM). **Ictiologia e biologia pesqueira: relatório anual mar/85 a fev/86**. Maringá, FUEM, 1987.
- FURST, A. Relationships of toxicological effects to chemical forms of inorganic compounds. In: Brown, S.S. & Kodama, Y., ed. **Toxicology of metals: clinical and experimental research**. Chinchester, Ellis Horwood, 1987. p. 19-31.
- GEORGE, L.; HUNTER, W.; SCOTT, F.E.; SIRACUSA, L.; BUFFETT, C.; OSTOFI, G.; ZINKEWICH, R.; COLE, D.C. The mercury emergency in Hamilton, September 1993. **J. Environ. Health**, **58**(8): 6-10, 1996.

- GIORDANO, R.; ARATA, P.; CIARALLI, L.; RINALDI, S.; GIANI, M.; CICERO, A.M.; CONSTANTINI, S. Heavy metals in mussels and fish from italian coastal waters. **Mar. Pollut. Bull.**, **22**: 10-14, 1991.
- GOELLER, H.E. & ZUCKER, A. Infinite resources: the ultimate stratagy. **Science**, **223**(4635): 456-62, 1984.
- GRANDJEAN, P.; WEIHE, P.; JORGENSEN, P.J.; CLARKSON, T. ; CERNICHIARI, E.; VIDERO, T. Impact of maternal seafood diet on fetal exposure to mercury, selenium, and lead. **Arch. Environ. Health**, **47**: 185-95, 1992.
- GREIM, H. The toxicology of mercury and methyl mercury. In: Schmidt, E.H.F. & Hildebrandt, A.G., ed. Symposium on Health Evaluation of Heavy Metals in Infant Formula and Junior Food, Berlin (West), 1981. **Proceedings**. Berlin, Springer-Verlag, 1983. p. 140-6.
- HACON, S. Mercúrio no meio ambiente: os riscos para o homem. In: Câmara, V.M., ed. **Mercúrio em áreas de garimpos de ouro**. Metepec, México, Centro Panamericano de Ecologia Humana e Saúde/OPS/OMS, 1993. (Série Vigilância, 12).
- HARADA, M. Minamata disease: Methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. **Crit. Rev. Toxicol.**, **25**: 1-24, 1995.
- HATCH, W.R. & OTT, W.L. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. **Anal. Chem.**, **40**: 2085-7, 1968.
- HELLAWELL, J.M. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. London, Elsevier Science Publishers, 1986.

HERRSTRÖM, P.; HOLMÉN, A.; KARLSSON, A.; RAIHLE, G.; SCHÜTZ, A.; HÖGSTEDT, B. Immune factors, dental amalgam, and low-dose exposure to mercury in Swedish adolescents. **Arch. Environ. Health**, **49**: 160-4, 1994.

HOEL, P.G. **Estatística elementar**. São Paulo, Atlas, 1981.

HUTTON, M. Human health concerns of lead, mercury, cadmium and arsenic. In: Hutchinson, T.C. & Meema, K.M., ed. **Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment**. Chichester, John Wiley & Sons, 1987. p. 53-68.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT). **Determinação de áreas críticas à erosão ao longo das faixas marginais dos reservatórios dos rios Tietê e Paranapanema**. São Paulo, 1989. v.1. (Relatório nº 26.769).

JARDIM, W.F. Contaminação por mercúrio: fatos e fantasias. **Cienc. Hoje**, **7**(41): 78-9, 1988.

JEFFUS, M.T.; ELKINS, J.S.; KENNER, C. Determination of mercury in biological materials. **J. Assoc. Off. Anal. Chem.**, **53**: 1172-5, 1970.

JOHNSTON, J. & SAVAGE, G.P. Mercury consumption and toxicity with reference to fish and fish meal. **Nutr. Abstr. Rev. Ser. A Hum. Exp.**, **61**: 73-116, 1991.

KAZANTZIS, G. Mercury. In: Waldron, H.A., ed. **Metals in the environment**. London, Academic Press, 1980. p. 221-61.

KLEVAY, L.M. Metals as nutritional factors. In: Brown, S.S. & Kodama, Y., eds. **Toxicology of metals: clinical and experimental research**. Chichester, Ellis Horwood, 1987. p. 5-18.

- KNIGHT, A.L. Mercury and its compounds. In: Zens, C. **Occupational medicine: principles and practical applications**. 2.ed. Chicago, Year Book Medical Publishers, 1988. p. 590-6.
- LACERDA, L.D. & MENESES, C.F. O mercúrio e a contaminação de reservatórios no Brasil. **Cienc. Hoje**, **19**(110): 34-9, 1995.
- LATHROP, R.C.; RASMUSSEN, P.W.; KNAUER, D.R. Mercury concentration in walleyes from Wisconsin (USA) lakes. **Water Air Soil Pollut.**, **56**: 295-307, 1991.
- LEINO, T. & LODENIUS, M. Human hair mercury levels in Tucuruí area, State of Pará, Brazil. **Sci. Total Environ.**, **175**: 119-25, 1995.
- LINDBERG, S.; STOKES, P.M.; GOLDBERG, E.; WREN, C. Group report: mercury. In: Hutchinson, T.C. & Meema, K.M., ed. **Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment**. Chichester, John Wiley & Sons, 1987. p. 17-33.
- LOCKHART, W.T.; WAGEMANN, R.; TRACEY, B.; SUTHERLAND, D.; THOMAS, D.J. Presence and implications of chemical contaminants in the freshwaters of the Canadian Arctic. **Sci. Total Environ.**, **122**:165-243, 1992.
- LODENIUS, M. Mercury concentrations in an aquatic ecosystem during twenty years following abatement of the pollution source. **Water Air Soil Pollut.**, **56**: 323-32, 1991.
- MACHADO, C.E.M. Pescadas de água doce. **Rev. Troféu**, **1**(12): 38, 1972.
- MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; BASTOS, W.R.; SOUZA, C.M.M. Utilização do acessório de geração de vapor frio para análise de mercúrio em

investigações ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. **Cienc. Cult.**, **41**: 88-92, 1989.

MALM, O.; CASTRO, M.B.; BASTOS, W.R.; BRANCHES, F.J.P.; GUIMARÃES, J.R.D.; ZUFFO, C.E.; PFEIFFER, W.C. An assessment of Hg pollution in different goldmining areas, Amazon Brazil. **Sci. Total Environ.**, **175**: 127-40, 1995.

MENDES, R. **Patologia do trabalho**. São Paulo, Atheneu, 1995.

MITRA, S. **Mercury in the ecosystem: its dispersion and pollution today**. Aedermannsdorf, Trans Tech Publications, 1986.

NAVAS-PEREIRA, D.; PÁDUA, H.B.; EYSINK, G.G.J.; PIVA-BERTOLETTI, S.A. **Níveis de contaminação por metais pesados e pesticidas na água, sedimento e peixes da Represa de Barra Bonita**. São Paulo, CETESB, 1985.

NICHOLS, F.H.; CLOERN, J.E.; LUOMA, S.N.; PETERSON, D.H. The modification of an estuary. **Science**, **231**:567-73, 1986.

NOMURA, O. **Dicionário dos peixes do Brasil**. Brasília, Editerra, 1984. p. 219-20.

NORRIS, J.E. Sampling treated wastewaters and receiving streams. In: Market, B., ed. **Environmental sampling for trace analysis**. Weinheim, VCH, 1994. p. 249-54.

NRIAGU, J.O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. **Nature**, **338**(6210): 47-9, 1989.

NRIAGU, J.O. & PACYNA, J.M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. **Nature**, **333**(6169): 134-9, 1988.

OHLWEILER, O.A. **Química inorgânica**. São Paulo, Edgard Blücher, 1973. v.1.

PACYNA, J.M. Atmospheric emissions of arsenic, cadmium, lead and mercury from high temperature processes in power generation and industry. In: Hutchinson, T.C. & Meema, K.M., ed. **Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment**. Chichester, John Wiley & Sons, 1987. p. 69-87.

PÁDUA, H.B. Disponibilidade e assimilação do mercúrio em ambientes aquáticos. **Inf. ABRAPOA**: 11-2, jan/mar, 1992.

PAIS, I. Trace elements need trace analysis. In: Market, B., ed. **Environmental sampling for trace analysis**. Weinheim, VCH, 1994. p. 73-91.

PASTOR, A.; HERNÁNDEZ, F.; PERIS, M.A.; BELTRÁN, J.; SANCHO, J.V.; CASTILLO, M.T. Levels of heavy metals in some marine organisms from the Western Mediterranean area (Spain). **Mar. Pollut. Bull.**, **28**: 50-3, 1994.

PETERSON, D.E.; KANAREK, M.S.; KUYKENDALL, M.A.; DIEDRICH, J.M.; ANDERSON, H.A.; REMINGTON, P.L. SHEFFY, T.B. Fish consumption patterns and blood mercury levels in Wisconsin Chippewa indians. **Arch. Environ. Health**, **49**: 53-8, 1994.

PHILLIPS, D.J.H. & RAINBOW, P.S. **Biomonitoring of trace aquatic contaminants**. London, Chapman & Hall, 1994.

- PORVARI, P. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. **Sci. Total Environ.**, **175**: 109-17, 1995.
- RAO, M.V. & DUBEY, P.S. Occurrence of heavy metals in air and their accumulation by tropical plants growing around an industrial area. **Sci. Total Environ.**, **126**: 1-16, 1992.
- RASK, M. & METSÄLÄ, T.-R. Mercury concentrations in northern pike, *Esox lucius* L., in small lakes of Evo area, southern Finland. **Water Air Soil Pollut.**, **56**: 369-78, 1991.
- ROCHA, A.A.; NAVAS-PEREIRA, D.; PÁDUA, H.B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). **Rev. Saúde Pública**, **19**: 401-10, 1985.
- ROMANINI, P.U.; SHIMIZU, G.Y.; CRUZ, J.A.; FONTANA, S.C.; CARVALHO, M.A.J.; BICUDO, C.E.M. **Alterações ecológicas provocadas pela construção da barragem da UHE de Rosana sobre o Baixo Rio Paranapanema, SP/PR**. São Paulo, CESP/IBUSP, 1994. (Série Divulgação e Informação, 175).
- ROTHERY, E. **VGA-76 vapor generation accessory: operation manual**. Mulgrave, Varian Australia, 1984. (Publication No. 85.100577.00).
- ROTHERY, E. **SpectrAA-10 and SpectrAA20; PSC-56 programmable sample changer; GTA-96 graphite tube atomizer: operation manual**. Mulgrave, Varian Australia, 1991. (Publication No. 85.100625.00).
- SANTOS FILHO, E. Contaminantes ambientais nos alimentos: problema de saúde pública em Cubatão. In: Encontro Nacional sobre

Contaminantes Inorgânicos, 3º, São Paulo, 1992. São Paulo, Instituto Adolfo Lutz/Merk Perking-Elmer, 1992. p.6-8.

SANTOS FILHO, E.; SILVA, R.S.; BARRETO, H.H.C.; INOMATA, O.N.K.; LEMES, V.R.R.; SAKUMA, A.M.; SCORSAFAVA, M.A. Concentrações sangüíneas de metais pesados e praguicidas organoclorados em crianças de 1 a 10 anos. **Rev. Saúde Pública**, **27**: 59-67, 1993a.

SANTOS FILHO, E.; SILVA, R.S.; SAKUMA, A.M.; SCORSAFAVA, M.A. Teores de chumbo e mercúrio em cabelo de crianças residentes em Cubatão, na região sudeste do Brasil. **Rev. Saúde Pública**, **27**: 81-6, 1993b.

SCHUTTE, N.P.; KNIGHT, A.L.; JAHN, O. Mercury and its compounds. In: Zenz, C; Dickerson, O.B.; Horvath, E.P, ed. **Occupational medicine**. 3.ed. Saint Louis, Mosby, 1994.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. Diretoria de Normas e Padrões Ambientais. **Efeitos das regras operacionais do Sistema Tietê Alto - Zona Metropolitana, no Tietê Médio - Superior e no reservatório Billings**. São Paulo, 1993. (Informe, 4).

SHANE, B.S. *In vitro* and *in vivo* assays to screen for reproductive toxicants in animals and humans. In: Draper, W.M., ed. **Environmental epidemiology: effects of environmental chemicals on human health**. Washington DC, American Chemical Society, 1994. p. 65-87. (Advances in Chemistry Series, 241).

SIENKO, M.J. & PLANE, R.A. **Química**. 5.ed. São Paulo, Companhia Editora Nacional, 1977.

SILVA, A.P.; FERREIRA, N.L.S.; PÁDUA, H.B.; VEIGA, M.M.; SILVA, G.D.; OLIVEIRA, E.F.; SILVA, E.C.; OZAKI, S.K. Mobilidade do mercúrio no

- Pantanal de Poconé. **Ambiente: Rev. CETESB Tecnol.**, 7(1): 52-6, 1993.
- SKARE, I. & ENGQVIST, A. Human exposure to mercury and silver released from dental amalgam restorations. **Arch. Environ. Health**, 49: 384-94, 1994.
- STOKES, P.M. & WREN, C.D. Bioaccumulation of mercury by aquatic biota in hydroelectric reservoirs: a review and consideration of mechanisms. In: Hutchinson, T.C. & Meema, K.M., ed. **Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment**. Chichester, John Wiley & Sons, 1987. p. 255-77.
- SVENSSON, B.G.; SCHÜTZ, A.; NILSSON, A.; ÅKESSON, I.; ÅKESSON, B.; SKERFVING, S.. Fish as a source of exposure to mercury and selenium. **Sci. Total Environ.**, 126(1-2): 61-74, 1992.
- SVENSSON, B.G.; NILSSON, A.; JONSSON, E.; SCHÜTZ, A.; ÅKESSON, B.; HAGMAR, L. Fish consumption and exposure to persistent organochlorine compounds, mercury, selenium and methylamines among fishermen. **Scand. J. Work Environ. Health**, 21: 96-105, 1995.
- THEMAG; ENGEA; UMAH. **Usina hidrelétrica Porto Primavera: estudo de impacto ambiental**. São Paulo, THEMAG/ ENGEA/ UMAH, 1995. v. 2A..
- TORLONI, C.E.C.; CORRÊA, A.R.A.; CARVALHO JUNIOR, A.A.; SANTOS, J.J.; GONÇALVES, J.L.; GERETO, E.J.; CRUZ, J.A.; MOREIRA, J.A.; SILVA, D.C.; DEUS, E.F.; FERREIRA, A.S. **Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991**. São Paulo, CESP, 1993a. (Série Produção Pesqueira, 1).

- TORLONI, C.E.C.; SANTOS, J.J.; CARVALHO JUNIOR, A.A.; CORRÊA, A.R.A. **A pescada-do-piauí *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (*Osteichthyes, Perciformes*) nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo - CESP.** São Paulo, CESP, 1993b. (Série Pesquisa e Desenvolvimento, 84).
- VARGAS-BOLDRINI, C. A utilização de peixes como indicadores de contaminação de ecossistemas aquáticos por metais pesados. In: Encontro Nacional sobre Contaminantes Inorgânicos, 3º, São Paulo, 1992. São Paulo, Instituto Adolfo Lutz/Merk Perking-Elmer, 1992. p.1-5.
- VARGAS-BOLDRINI, C.; PÁDUA, H.B.; PEREIRA, D.N.; RESENDE, E.K.; JURAS, A.A. Contaminação por mercúrio nos rios Moji-Guaçu e Pardo (SP). **Rev. DAE**, **43**(135): 106-17, 1983.
- VASSILIEFF, I.; SANCHEZ, L. ALMEIDA, A.A.; SANT'ANA, L.S.; PINTO, L.L.; SARTORI, A.M.A. Níveis de mercúrio no sangue de pescadores residentes às margens dos rios Tietê e Piracicaba que formam a barragem de Barra Bonita, no Estado de São Paulo: relatório de atividades. Botucatu, UNESP, 1988.
- VERDON, R.; BROUARD, D.; DEMERS, C.; LALUMIERE, R.; LAPERLE, M.; SCHETAGNE, R. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande hydroelectric complex, Quebec, Canada. **Water Air Soil Pollut.** **56**: 405-17, 1991.
- VIEIRA, J.L.F. & PASSARELLI, M.M. Determinação de mercúrio total em amostras de água, sedimento e sólidos em suspensão de corpos aquáticos por espectrofotometria de absorção atômica com gerador de vapor a frio. **Rev. Saúde Pública**, **30**: 256-60, 1996.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Evaluation of mercury, lead, cadmium and the food additives amaranth, diethylpyrocarbonate, and octyl gallate.** Geneva, 1972. (WHO-Food Additives Series, 4).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Mercury.** Geneva, 1976. (WHO-Environmental Health Criteria, 1).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Recommended health-based limits in occupational exposure to heavy metals.** Geneva, 1980. (WHO- Technical Report Series, 647).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Mercury: environmental aspects.** Geneva, 1989. (WHO-Environmental Health Criteria, 86).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Methylmercury.** Geneva, 1990. (WHO-Environmental Health Criteria, 101).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Inorganic mercury.** Geneva, 1991. (WHO-Environmental Health Criteria, 118).

ZAVARIZ, C. Avaliação da utilização industrial de mercúrio metálico no Estado de São Paulo e aplicação de metodologia de intervenção nas condições de trabalho. São Paulo, 1994. [Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da USP].