

MERCÚRIO EM PEIXES – FONTES E CONTAMINAÇÃO

*Daniele Kasper**, *Daniele Botaro*, *Elisabete Fernandes Albuquerque Palermo* & *Olaf Malm*

Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Bloco G, Edifício do Centro de Ciências e da Saúde, Av. Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Ilha do Fundão, CEP: 21941-902. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

*E-mail: daniele@biof.ufrj.br

RESUMO

O mercúrio ocorre naturalmente no meio ambiente, entretanto, devido aos diversos usos que se faz do metal, suas concentrações vêm aumentando no meio e conseqüentemente na biota. Este metal pode ocorrer como mercúrio metálico ou como diferentes espécies químicas orgânicas ou inorgânicas, sendo a espécie química deste metal importante para a compreensão da sua toxicologia. A forma do Hg mais tóxica é o metilmercúrio, e as condições e sítios propícios para a metilação do metal vem sendo estudados. Além da concentração e forma do metal no meio, para o entendimento das concentrações na biota também é importante a avaliação de fatores como idade, tamanho, hábito alimentar, sexo entre outros. Os fatores físico-químicos do ambiente também devem ser considerados por influenciar na metilação do Hg e na absorção deste metal pela biota. O estudo com peixes é importante quando se trata de ecossistema aquático porque estes organismos apresentam diferentes hábitos alimentares e de vida e ocupam diferentes nichos. Além disto, quando se trata de contaminação humana, peixes são o alimento mais contaminado por mercúrio que os homens consomem. Estudos sobre peixes cultivados em piscicultura vêm demonstrando que estes são menos contaminados do que os provenientes de ambientes naturais. No entanto, a ração fornecida a esses peixes pode representar uma importante fonte de contaminação e, portanto, deve ter um rígido controle.

Palavras-chave: Mercúrio, peixe, aquicultura, contaminação, ecossistema aquático.

ABSTRACT

MERCURY ON FISH – SOURCES AND CONTAMINATION. Mercury occurs naturally in the environment, however, due to the diverse array of its use, the concentrations have been increase in the environment and, consequently, in the biota. This metal can occur as metallic mercury or as different organic or inorganic chemical species, being these chemical classifications important criteria to the understanding of its toxicology. The most toxic mercury species is the methylmercury, and suitable conditions and sites for methylation have been studied. Besides the environmental concentrations and the chemical species, to understand the biota concentrations a wide range of factors are important to be assessed, as age, size, food habit, sex and others. The physic-chemic environmental factors must be considered because of their effects on the Hg methylation and biota absorption. Fish study is important if to deal with aquatic ecosystem because this organism presents different food and life habits and is engaged in different niches. Moreover, when deal with human contaminations, there are the most mercury contaminated food consumed. Studies on farmed fishes have showed these fishes less contaminated than those proceeding from natural environments. However, the supplied ration to those fishes can represent an important contamination source and, because of that, should have a strict control.

Key-words: Mercury, fish, aquaculture, contamination, aquatic ecosystem.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

O mercúrio (Hg) ocupa um lugar de destaque entre vários metais pesados, associados à contaminação do ambiente aquático devido a sua alta toxicidade. Os dados de intoxicação por mercúrio em humanos

relatam que a principal via de intoxicação é através do consumo de peixes, este é o alimento normalmente consumido pelos homens que contém os maiores níveis desse metal (Kitahara *et al.* 2000). Devido ao consumo de pescados e mariscos contaminados por metilmercúrio (MeHg) episódios de contaminação

em massa ocorreram em Minamata (Japão), em 1953. No Iraque, em 1955 e 1971, foram consumidos pela população alimentos preparados com sementes tratadas com fungicidas mercuriais o que resultou em novas contaminações.

No Brasil, o Hg é utilizado na mineração do ouro aluvial. Nesta atividade, o metal é lançado no meio ambiente em quantidades elevadas para a formação da amálgama com o ouro. Muitos estudos foram realizados para avaliar o impacto desta atividade sobre a biota e o ambiente e, também, sobre as populações que sobrevivem da mineração (Câmara *et al.* 2000, Malm *et al.* 1995a e b, Hylander *et al.* 2000, Bastos *et al.* 2004).

O mercúrio tem muitas aplicações em diversas atividades humanas. Os antigos já faziam o uso terapêutico do metal, desconhecendo seus efeitos tóxicos. Durante a Idade Média, o Hg era usado em processos de amalgamação e na alquimia. Alguns usos atuais do mercúrio são: na indústria de cloro-soda, fabricação de aparelhos elétricos, em tintas, fungicidas, em instrumentos científicos, como catalisadores, em amálgama dentária, na amalgamação industrial, entre outros.

No meio ambiente, os íons mercurioso (Hg_2^{2+}) e mercúrico (Hg^{2+}) podem formar diferentes compostos orgânicos e inorgânicos. O Hg inorgânico pode sofrer um processo de biometilação no ambiente aquático. Este processo pode ser realizado por microorganismos presentes nos corpos d'água associados aos sedimentos de fundo, material particulado em suspensão, plâncton ou às raízes da vegetação submersa (Quevauviller *et al.* 1996, Guimarães *et al.* 1998, Mauro *et al.* 1999). As propriedades físico-químicas das espécies mercuriais inorgânicas estão intimamente relacionadas ao ânion ao qual o metal se liga (Azevedo 2003). Das espécies orgânicas formadas, o MeHg é o mais comum e o mais importante do ponto de vista toxicológico, sendo listado pelo Programa Internacional de Segurança Química como um dos seis produtos químicos mais tóxicos ao meio ambiente de forma global (Gilbert & Grant-Webster 1995). Os compostos organometálicos de Hg têm grande afinidade com os grupamentos sulfidrílico e hidroxila das proteínas e são muito solúveis em lipídios, difundindo-se facilmente através das membranas celulares. Devido a essas características, esses compostos são absorvidos e acumulados facilmente pelas células, ocasionando

uma maior capacidade de bioacumulação pela biota do que os compostos inorgânicos (WHO 1990).

Aproximadamente 75% do mercúrio acumulado em tecido muscular de peixes de água doce estão na forma orgânica. Desse mercúrio orgânico, cerca de 100% é metilmercúrio, sendo esta a principal espécie orgânica de Hg presente em tecidos e fluidos biológicos (Filho & Campos 1999). Isto sugere que a transferência de mercúrio orgânico através da cadeia alimentar é mais efetiva quando comparada às formas inorgânicas (Wiener & Spry 1996, Palermo *et al.* 2002). Em alguns estudos, o Hg inorgânico mostrou comportamento oposto ao orgânico, apresentando menores concentrações em peixes predadores e maiores em peixes detritívoros (Palermo *et al.* 2002).

Peixes são considerados bons indicadores para avaliação da poluição crônica. Mais especificamente, peixes não migradores tendem a refletir melhor as características do corpo d'água. Com isto eles se tornam um reflexo da variabilidade ambiental local (Jahanbakht *et al.* 2002, Belger & Forsberg 2006). Muitos estudos têm utilizado peixes para avaliação de contaminação. Na Europa, várias espécies de peixes foram usadas como bioindicadoras de contaminação de acordo com a região, ex, *Abramis brama* monitorando o rio Elba ou rio Weser, *Leuciscus cephalus* no rio Morava, *Anguilla anguilla* no rio Rhine ou *Esox lucius* em lagos da Finlândia. Geralmente, mais de uma espécie de peixe deve ser analisada para estudos ambientais comparativos (Svobodová *et al.* 1999).

Portanto, o entendimento das concentrações de Hg orgânico e inorgânico nos peixes pode resultar em um grande avanço no esclarecimento dos processos e parâmetros que possam estar influenciando a biodisponibilidade e a absorção do Hg pela biota.

TRANSFERÊNCIA TRÓFICA

O MeHg é um organometálico que além de se bioacumular também se biomagnifica ao longo das cadeias alimentares, ou seja, os organismos do topo da cadeia têm concentrações mais elevadas do que aqueles do início da cadeia. Como os peixes têm um amplo espectro alimentar, estudos de biomagnificação podem ser realizados analisando peixes com diferentes hábitos alimentares. Um estudo neste sentido foi conduzido por Svobodová *et al.* (1999) no reservatório de Kamýk, onde foram encontradas

concentrações de mercúrio no músculo dos peixes em ordem decrescente: predadores típicos, espécies bentófagas com uma porção substancial de peixe na alimentação, espécies tipicamente bentófagas, espécies planctófagas.

Muitos outros estudos observam esse mesmo padrão em diferentes espécies de peixes, com os carnívoros tendo concentrações mais elevadas, muitas vezes superiores aos limites permitidos para o consumo, e os herbívoros e planctívoros com concentrações significativamente menores (Palermo *et al.* 2002, Palermo *et al.* 2004, Malm *et al.* 1995a, Zhou & Wong 2000). Peixes carnívoros, portanto, podem ser usados como bons indicadores para o monitoramento da poluição por mercúrio, enquanto as outras espécies com hábitos alimentares distintos podem ser usadas para monitorar os aspectos de saúde humana (Al-Majed & Preston 1999, Malm *et al.* 1995b).

FATORES BIÓTICOS QUE PODEM INFLUENCIAR NA CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO NOS PEIXES

As diferenças na bioacumulação também podem estar relacionadas às diferentes necessidades nutricionais dos distintos estágios de vida dos organismos (Beckvar *et al.* 1996). Segundo Svobodová *et al.* (1999) pode haver um incremento nas concentrações de Hg em indivíduos juvenis e a exposição decrescer nos peixes adultos provavelmente devido a mudanças na dieta e possíveis substituições de itens alimentares mais contaminados por itens com menos Hg. Dessa forma, a idade do peixe é um importante fator devido às possíveis mudanças na alimentação e também ao tempo de exposição do animal ao Hg.

Muitos estudos relacionam a idade, peso e comprimento do peixe às suas concentrações de Hg (Bache *et al.* 1971, Morrison & Thérien 1995, Monteiro *et al.* 1991, Kehrig *et al.* 2001a). As concentrações de Hg no músculo dos peixes em três reservatórios da Tanzânia (Mtera, Kidatu e Hale-Pangani) tiveram correlação positiva com seus pesos e comprimentos (Ikingura & Akagi 2003). Segundo os autores, em muitos casos é possível prever as concentrações de mercúrio total (THg) nos peixes através das relações entre peso e comprimento.

Além dessa relação com o tecido muscular, alguns autores citam que esta relação entre concentração de Hg e comprimento e peso nos peixes também ocorre para o fígado (Svobodová *et al.* 1999).

Variações nas concentrações de Hg também podem estar ligadas à migração dos peixes para áreas mais contaminadas, ou ainda, depender do tempo de residência nestas áreas (Al-Majed & Preston 1999, Francesconi & Lenanton 1992). Outros fatores que podem influenciar nas concentrações de Hg são: particularidades fisiológicas das espécies, quantidade de alimento ingerido e tamanho das presas ingeridas (Beckvar *et al.* 1996, Kim 1995, Goldstein *et al.* 1996).

Diferenças de acumulação entre machos e fêmeas podem ser atribuídas a diferenças na dieta. Entretanto, alguns autores consideram que as diferenças fisiológicas entre os dois sexos são importantes para o entendimento destas concentrações, tendo as gônadas um papel na eliminação do Hg orgânico (Beckvar *et al.* 1996, Capelli *et al.* 1983, Kasper 2006).

FATORES ABIÓTICOS QUE PODEM INFLUENCIAR NA CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO NOS PEIXES

Apesar de a alimentação ser a principal via de entrada de Hg nos organismos, a influência de fatores abióticos também é importante para o entendimento das concentrações de Hg (Jernelöv & Lann 1971, Hylander *et al.* 2000). Alguns fatores ambientais podem influenciar a biodisponibilidade e acumulação do Hg nos peixes, tanto para formas orgânicas quanto inorgânicas. Ou ainda, certas condições abióticas, podem aumentar a metilação do mercúrio no ambiente e resultar em maior acumulação dessa espécie na biota (Beckvar *et al.* 1996).

A metilação do mercúrio inorgânico é o passo-chave para a ciclagem do Hg nos ecossistemas aquáticos (Fitzgerald & Mason 1997) e ocorre tanto em ambientes naturais quanto impactados (Cossa *et al.* 1994a). A concentração de MeHg no ambiente reflete a diferença entre os processos de metilação e demetilação. A metilação é um processo que ocorre predominantemente nos sedimentos superficiais do corpo aquático, na camada redox da interface sedimento-água, e tende a diminuir com o aumento da profundidade do sedimento (Korthals

& Winfrey 1987, Matilainen 1995). Além deste sítio de metilação, alguns trabalhos demonstraram a ocorrência deste processo também em outros locais, entretanto com menor importância: na coluna d'água (Olson & Cooper 1974, Callister & Winfrey 1986, Xun *et al.* 1987), nas raízes das macrófitas flutuantes (Guimarães *et al.* 2000), no trato gastrointestinal de peixes (Spry & Wiener 1991) e na fina camada de muco que envolve o corpo dos peixes (Rudd 1995). A metilação pode ser biótica (por intermédio de microorganismos), abiótica, ou envolver uma mistura desses dois processos, como, por exemplo, a metilação bacteriana de estanho (IV) acompanhada da transferência abiótica do grupamento metil para o Hg. A importância relativa dos dois processos tem sido discutida e acredita-se que a metilação seja um processo predominantemente biótico (Ujlrlich *et al.* 2001). Os organismos capazes de metilar o Hg têm sido encontrados entre os anaeróbios, anaeróbios facultativos e aeróbios, sendo as bactérias sulfato-redutoras as apontadas como maiores metiladoras (Compeau & Bartha 1985). Os estudos das condições que propiciam a metilação foram iniciados principalmente relacionando as concentrações no sedimento, água e biota com as mudanças nas condições ambientais. As condições favoráveis para a metilação são: anoxia, acidez da água, ou seja, em um ambiente redutor (WHO 1990).

Os parâmetros físicos e químicos da água como pH, temperatura, salinidade, condutividade, potencial de oxidação-redução, concentração de oxigênio dissolvido, turbidez, presença de íons sulfeto e carbono orgânico dissolvido são fatores importantes para a avaliação da contaminação da biota por Hg (Ikingura & Akagi 2003, WHO 1990, Huchabee *et al.* 1979, Kehrig *et al.* 1998). Além disso, a concentração e a forma química do Hg na coluna d'água também são importantes (Kehrig *et al.* 2001b, WHO 1990).

Segundo Svobodová *et al.* (1999), o pH da água em dois reservatórios da República Tcheca (Kamýk e Orlík) foi correlacionado negativamente com as concentrações de Hg no músculo dos peixes. A biota do reservatório de Kamýk (pH entre 6,0 - 6,5) teve maiores concentrações de Hg quando comparada à biota do outro reservatório, Orlík (pH variando de 6,7 a 7,3). Correlação similar foi encontrada nos peixes de quatro reservatórios da Tanzânia, onde, quanto maior o pH da água, menores foram as concentrações

nos peixes (Ikingura & Akagi 2003). No entanto, esta correlação não é relatada somente para lagos artificiais, em dez lagos de Wisconsin, as concentrações de THg em perca amarela foram inversamente relacionadas ao pH (Cope *et al.* 1990). Vários outros estudos já demonstraram esta relação, podendo-se entender que esta variável é importante para a compreensão dos níveis de Hg na biota (Andersson *et al.* 1995, Sprenger *et al.* 1988).

O carbono orgânico dissolvido tem um importante papel no transporte e biodisponibilidade do Hg orgânico e inorgânico, afetando o acúmulo de Hg pelos peixes (Driscoll *et al.* 1994). Belger & Forsberg (2006) relacionaram as concentrações de Hg em dois peixes carnívoros (*Cicla* spp. e *Hoplias malabaricus*) ao tamanho da área de inundação do Rio Negro. O Hg no tecido muscular das duas espécies aumentou com a porcentagem de área de inundação, provavelmente devido a uma maior mobilização do Hg dos solos inundados para a coluna d'água e pelo provável aumento dos sítios de metilação do Hg. Nesse mesmo rio, também foi observada uma correlação positiva dos níveis de Hg no músculo de *H. malabaricus* com o carbono orgânico dissolvido (COD) na coluna d'água (Belger & Forsberg 2006). Outro estudo (Silva-Forsberg *et al.* 1999) realizado nessa mesma bacia hidrográfica (rios de águas pretas) mostrou que quanto maior COD do rio estudado, maiores eram os níveis de Hg no cabelo da população ribeirinha, provavelmente devido aos níveis mais elevados de Hg nos peixes consumidos por essas pessoas.

O mercúrio presente na coluna d'água tende a se ligar ao material particulado em suspensão (MPS), tendo este um papel importante no transporte do metal nos corpos aquáticos. O mercúrio liga-se a partículas inorgânicas, partículas de matéria orgânica e partículas biogênicas como bactérias, algas e fitoplâncton. O MPS tende a se depositar no sedimento e carregar consigo grande parte do Hg da coluna d'água (Andren & Harriss 1975, Cossa *et al.* 1994b, Maurice-Bourgoin *et al.* 2000). Portanto, existe uma estreita relação entre as concentrações do metal presentes no MPS e no sedimento. Zhou & Wong (2000) observaram que as concentrações de Hg no músculo de *Aristichthys nobilis* (carpa cabeçuda) tinham correlação positiva com as concentrações no sedimento. Este peixe, de hábito alimentar filtrador, estaria refletindo, portanto, as concentrações de Hg no MPS e no sedimento devido

ao seu hábito alimentar. Essa correlação positiva também foi observada em estudos de Ikingura & Akagi (2003) em reservatórios artificiais da Tanzânia. O sedimento pode ser considerado um importante sítio de acumulação do Hg (e outros metais pesados) em ambientes aquáticos. Um perfil de sedimento pode então mostrar o histórico de contaminação de um local. Muitos estudos recentes utilizam radioisótopos para datar cada seção dos sedimentos e então poder entender as concentrações dos metais ao longo do perfil, podendo inclusive relacionar estes dados com o histórico de desenvolvimento, industrialização e urbanização daquele local (ex. Marques *et al.* 2006).

Os ambientes anóxicos dos corpos d'água, propícios a metilação do Hg, podem provocar o aumento da mobilidade e disponibilidade do metal para a biota aquática. Uma correlação negativa foi encontrada entre as concentrações de THg em três espécies de peixes (*Rutilus rutilus*, *Abramis brama*, *Perca fluviatilis*) do reservatório de Kamýk e a concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água (Svobodová *et al.* 1999).

TOXICOLOGIA DO MERCÚRIO

Alguns eventos de contaminação em massa por metais pesados ocorreram, como os de Minamata, Iraque e Niigata (contaminação por Hg) e em Toyama (contaminação por Cd), entre outros. O acidente mais conhecido em relação à contaminação mercurial foi o ocorrido na Baía de Minamata (Japão) em 1953 devido ao consumo de pescado contaminado. Naquela época, a concentração de mercúrio nos sedimentos da baía alcançou níveis de até 2.010 mg/kg (peso seco) (Harada 1995). Diversos efeitos neurocomportamentais em humanos foram relacionados à contaminação, como por exemplo: falta de coordenação motora, tremores, redução do campo visual, distúrbios sensoriais, entre outros (Tsubaki & Irukayama 1976).

Muito do que se conhece a respeito dos efeitos do Hg em humanos advém de estudos com a população contaminada (principalmente nos casos de contaminação em massa) e de estudos com outros mamíferos (como por exemplo baleias e golfinhos devido à sua proximidade filogenética com os humanos). Como exemplos podem ser citados os trabalhos de Lailson-Brito *et al.* (2002) e Dietz *et al.* (2000). A toxicocinética do Hg depende da via

de exposição (respiratória, ingestão de alimento, cutânea) que atinge o organismo e da espécie do metal, por exemplo, a absorção do metal via trato gastrointestinal pode ser inferior a 0,01 ou 95% para o mercúrio metálico e o orgânico respectivamente (Hugunin & Bradley 1975). Quanto ao risco à saúde humana, as formas mais importantes do mercúrio são os vapores de mercúrio elementar e os alquilmercuriais de cadeia curta (OMS 1978). Em especial pode-se citar o metilmercúrio devido a sua alta capacidade de incorporação pelas células. O MeHg é lipossolúvel e, portanto, atravessa facilmente membranas celulares. Esta forma do metal possui ainda uma baixa velocidade de eliminação por ter uma meia-vida muito longa, por exemplo, sua meia-vida biológica é de cerca de 70 dias em seres humanos (Neathery & Miller 1975) e de 1.000 dias em peixes (Azevedo 2003). O mercúrio age como inibidor e modificador das atividades protéicas mesmo em baixas concentrações devido a sua afinidade com grupos sulfidril presentes em proteínas e sistemas enzimáticos de diferentes tecidos e órgãos (Azevedo 2003).

Por meio de testes toxicológicos, alguns efeitos neurocomportamentais dos organismos podem ser avaliados. Em experimento com a adição de cloreto de metilmercúrio (CH_3HgCl) na água de aquários contendo peixes, foi observado que estes organismos tiveram mudanças neurocomportamentais após a exposição, como: perda da habilidade de natação, natação em círculos, perda de movimento, falta de coordenação e nadadeira caudal fazendo movimentos circulares (Jahanbakht *et al.* 2002). Alguns efeitos toxicológicos do Hg em peixes incluem danos cerebrais, letargia, diminuição da capacidade predatória, diminuição dos reflexos, danos nas brânquias e deficiência reprodutiva. No entanto, a toxicidade pode ser influenciada pelo estágio de vida do animal (idade) e pela sensibilidade ou tolerância do organismo a esse contaminante (que pode diferir entre espécies diferentes) (Beckvar *et al.* 1996, Oliveira Ribeiro *et al.* 2000).

MERCÚRIO NA AQUICULTURA

SITUAÇÃO ATUAL DA AQUICULTURA

Atualmente a aquicultura converteu-se em uma atividade consolidada capaz de abastecer à incessante demanda por produtos pesqueiros,

frente à diminuição da produtividade pesqueira observada desde o final dos anos 80. Tal fato pode ser justificado pelos índices médios anuais de crescimento de 9,2% que a aquicultura mundial vem apresentando a partir de 1970, comparados com apenas 1,4% da pesca e 2,8% da produção de animais terrestres (IBGE 2001). A importância que a aquicultura tem para o homem moderno baseia-se no fato desta servir como promissora alternativa para o extrativismo pesqueiro o qual chegou ao seu limite máximo sustentável em 1995, com um total de 100 milhões de toneladas ao ano.

A produção mundial de pescado em 2002 foi em torno de 133 milhões de toneladas, sendo que a produção proveniente da aquicultura foi de 39,8 milhões de toneladas, onde o cultivo continental representou 60% e o marinho 40%. No ranking da América do Sul, o Brasil encontra-se em segundo lugar, com 210 mil toneladas, sendo superado apenas pelo Chile (FAO 2004).

O MERCÚRIO EM SISTEMAS AQUÍCOLAS DE PRODUÇÃO

Os principais caminhos de entrada do mercúrio em sistemas aquícolas de produção são através da alimentação fornecida e dos processos que ocorrem no ambiente aquático local. Como a metilação do Hg é um processo que ocorre geralmente associado à decomposição da matéria orgânica, o grande aporte de ração em aquículturas pode aumentar as concentrações desse composto. Peixes criados em tanques, também podem estar expostos ao mercúrio proveniente da deposição atmosférica e dos lençóis freáticos (Hurley & Binkowski 2006).

Devido à existência de controle na qualidade de água e o uso de rações de boa qualidade, alguns estudos comprovam que peixes de pisciculturas apresentam menores níveis de mercúrio do que peixes em ambientes naturais. Dasgupta *et al.* (2004) ao avaliarem as concentrações de metilmercúrio em *paddfish* de pisciculturas e de ambientes naturais nos Estados Unidos, observaram concentrações entre 0,02 e 0,05ppm para peixes criados e 0,12 a 0,14ppm para peixes de ambientes naturais. Morgano *et al.* (2005) observaram concentrações de THg em peixes de pisciculturas no estado de São Paulo, abaixo dos limites estabelecidos pela legislação brasileira vigente.

Nesse estudo, o tambaqui apresentou as menores concentrações de mercúrio (0,0003 - 0,012ppm), seguido pela carpa (0,063ppm), matrinxã (0,0003 - 0,074ppm), pacu (0,0003 - 0,078ppm), piauçu (0,0003 - 0,183ppm) e pela tilápia que apresentou as maiores concentrações de Hg (0,0003 - 0,217ppm).

Em um trabalho realizado com trutas e salmões cultivados e de ambiente natural, (Dewailly *et al.* 2007) foram encontradas concentrações de THg menores em filés de salmão de pisciculturas do que nos peixes de ambiente natural. Salmões e trutas criados no Reino Unido apresentaram baixas concentrações de Hg, sendo a máxima concentração encontrada de 0,103ppm (Knowles *et al.* 2003).

Muitos estudos sobre contaminantes têm como foco o salmão do Atlântico (*Salmo salar*). Um trabalho realizado por Hites *et al.* (2004) teve grande repercussão mundial, pois mostrou maiores níveis de contaminantes orgânicos (bifenilas policloradas, difenil éteres polibromados e dioxinas) em peixes cultivados do que peixes de ambiente natural. Entretanto, um estudo de comparação da concentração de metais nesses mesmos peixes, indicou que a concentração (menos de 0,01ppm) é equivalente nos dois tipos de ambiente.

A produção de salmão é uma potencial fonte de alteração na ciclagem do mercúrio. Algumas rações de peixes têm mostrado conter altos níveis desse metal (Choi & Cech 1998) e fazendas de peixes produzem zonas de sedimentos anóxicos (Brooks *et al.* 2003, Brooks *et al.* 2004), uma condição que pode favorecer o processo de metilação do mercúrio inorgânico (Gagnor *et al.* 1996, Compeau & Bartha 1985). Os sedimentos enriquecidos com a atividade de piscicultura passam a ter uma alta produção e concentração de pequenos invertebrados como zooplâncton (Pearson & Rosenberg 1978), atraindo altas densidades de peixes demersais (Carss 1990, Dempster *et al.* 2003) e outros carnívoros (Glucosoy & Savas 2003), aumentando a transferência de contaminantes associados ao sedimento para os níveis tróficos mais altos. Os efeitos sistemáticos de uma criação de peixes são geralmente considerados localizados e transitórios, mas mudanças na ciclagem de mercúrio podem ter um longo tempo de persistência nas espécies e ser mais abrangente, podendo atingir todo o ambiente local (Debruyne *et al.* 2006). Em estudo com *rockfishes* coletados

próximo a criação de salmão em tanques-rede, Debruyne *et al.* (2006) observaram que o aumento na posição trófica observada nos três locais próximos às criações é suficiente para aumentar os níveis de mercúrio no músculo do *rockfish*.

Além da contaminação proveniente de atividades humanas como indústrias e garimpos, os peixes cultivados estão expostos a poluentes através da ração fornecida. Isso ocorre devido ao uso de ingredientes na formulação dessas rações, os quais podem ser potenciais fontes de contaminação, como por exemplo, a farinha de peixe. Este ingrediente é de excelente qualidade nutricional e tem sido usada amplamente em rações para peixes. Jacobs *et al.* (2002) estimaram que o uso total de farinha de peixe só na criação de salmão, subiu 36,3% desde 1995.

A farinha de peixe pode ser proveniente de duas fontes: a de pescado capturado somente para a produção desse ingrediente e a de subprodutos da pesca (Dorea 2006). Assim, altos níveis de mercúrio têm sido encontrados em farinhas de peixe, por não haver fiscalização da matéria prima utilizada. Além do local de coleta e espécie de peixe, deve ser considerado que partes deste peixe são utilizadas para a fabricação da farinha, visto que os diferentes órgãos e tecidos dos peixes têm concentrações de Hg diferentes dependendo da espécie (Kasper 2006). Johnston & Savage (1991) encontraram níveis de 20 a 7700ppb em silagem e farinha de peixe e Julshamn *et al.* (2004) observaram níveis de 10ppb para farinhas de peixe produzidas a partir de peixes capturados no Mar de Barents e no Mar da Noruega.

Essa fonte de contaminação pode ser evitada utilizando ingredientes alternativos na formulação

dessas rações. Farelos e óleos de soja e milho são os exemplos mais comumente utilizados para substituir a farinha de peixe e óleos de origem animal em rações comerciais para peixes. Para não comprometer o desempenho e nem diminuir o crescimento dos peixes, a utilização de aminoácidos sintéticos tem sido uma alternativa para o uso desses farelos, visto que estes possuem qualidade nutricional inferior à farinha de peixe (Botaro *et al.* 2007).

Várias agências internacionais de saúde pública determinam o risco da ingestão de metilmercúrio para a população em geral. A U.S.EPA, reavaliando os dados de contaminação do Iraque, propôs uma redução da dose de referência oral para o nível de 0,1ppm por dia (EPA 1997). A Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e de Doenças dos EUA propôs uma ingestão de 0,3ppm por dia como nível de risco mínimo (Davidson *et al.* 1998). No Brasil a tolerância fixada é de 0,5ppm, para pescado não-predador e 1,0ppm, para pescado predador (Brasil 1998). Apesar de existirem limites como estes acima citados definidos, a quantidade de mercúrio acumulada pelo homem a partir da ingestão do peixe varia em função da quantidade e da frequência com que o peixe é consumido e dos níveis de Hg presentes nesses peixes. Portanto as concentrações no alimento são importantes, mas a frequência de consumo deste também o é. Portanto, populações com diferentes culturas e hábitos consumirão mais ou menos peixe tendo maior ou menor acumulação. A quantidade de Hg absorvida pelo homem, a partir do consumo de peixes com diferentes concentrações de Hg, pode ser calculada, como ilustrado na Tabela I.

Tabela I. Quantidade de Hg absorvida pelo trato digestivo do homem por dia em função do consumo de peixe (consumo médio, alto e muito alto) e dos níveis de Hg nos peixes (abaixo dos limites máximos permitidos, igual aos limites para peixes não-piscívoros-500 µg/kg e piscívoros-1000 µg/kg e acima dos limites).

Concentração de Hg no peixe (µg / kg)	Abaixo dos Limites		Limites*		Acima dos limites
	100	200	500	1000	2000
Consumo de Peixe	Absorção de Hg (µg / dia)				
20 g por dia (médio)	2	4	10	20	40
100 g por dia (alto)	10	20	50	100	200
300 g por dia (muito alto)	30	60	150	300	600

Os valores em destaque indicam uma alta quantidade de Hg absorvido e representam riscos a saúde.

* Limites máximos permitidos de 500 µg de Hg por kg de peixe (peixes não predadores) e de 1000 µg de Hg por kg de peixe (peixes predadores).

Observando a Tabela I pode-se perceber claramente que uma população que tenha alto consumo de peixe deveria ter os limites máximos reduzidos. Pode-se perceber que mesmo dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira, uma população com alto consumo apresenta uma alta taxa de acúmulo de Hg no organismo. O Amazonas, por exemplo, é o estado brasileiro onde se consome a maior quantidade de peixe por ano. Uma pessoa chega a ingerir aproximadamente 155g de peixe por dia. Ao ano, o consumo individual neste estado chega a 55kg de pescado, enquanto a média do Brasil é de 7kg (Jesus 2007). As diferenças nas concentrações limite das diversas agências nacionais e internacionais advêm dos diferentes estudos nos quais são baseadas, dos fatores de incerteza considerados por cada uma das agências que efetuaram os respectivos estudos e também da média de consumo do peixe por aquela população.

CONCLUSÕES

As concentrações de Hg nos peixes podem variar de acordo com fatores bióticos e abióticos. Portanto, o hábito alimentar, o estágio de vida, o tamanho e sexo são importantes para o entendimento dos níveis do metal nesses organismos. Além disso, parâmetros como o pH, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido podem influenciar não somente a absorção do Hg pelo peixe quanto a biodisponibilidade deste metal por propiciar a sua metilação. Diferentes efeitos tóxicos por contaminação mercurial já foram observados para diversos organismos, no entanto, por questões de saúde pública a maioria dos estudos refere-se a toxicologia humana ou de mamíferos. São necessários mais estudos com peixes provenientes de pisciculturas em diversas regiões a fim de se evitar possíveis contaminações de todo o ecossistema aquático e conseqüentemente da biota. Órgãos reguladores também devem fazer a inspeção de ingredientes utilizados em rações destinadas à criação de peixes e análise da água utilizada em tanques de piscicultura. Além disto, os limites estabelecidos pela legislação para o consumo devem ser revistos de acordo com a cultura e hábito de cada população.

AGRADECIMENTOS: A CAPES e ao CNPq pelo fomento a pesquisa e ao Rafael Pereira Leitão pela revisão.

REFERÊNCIAS

- AL-MAJED, N.B. & PRESTON, M. 1999. An assessment of the total and methylmercury content of zooplankton and fish tissue collected from Kuwait territorial waters. *Marine Pollution Bulletin*, 40(4): 298-307.
- ANDERSSON, P.; BORG, H. & KARRHAGE, P. 1995. Mercury in fish muscle in acidified and limed lakes. *Water Air and Soil Pollution*, 80: 889-892.
- ANDREN, A.W. & HARRIS, R.C. 1975. Observations on the association between mercury and organic matter dissolved in natural waters. *Geochimica & Cosmochimica Acta*, 39: 1253-1275.
- AZEVEDO, F.A. 2003. *Toxicologia do Mercúrio*. Rima, São Carlos, São Paulo.
- BACHE, C.A.; GUTEMANN, W.H. & LISH, D.J. 1971. Residues of total mercury and methylmercuric salts in lake trout as a function of age. *Science*, 172: 951-953.
- BASTOS, W.R.; FONSECA, M.F.; PINTO, F.N.; REBELO, M.F.; SANTOS, S.S.; SILVEIRA, E.G.; TORRES, J.P.M.; MALM, O. & PFEIFFER, W.C. 2004. Mercury persistence in indoor environments in the Amazon Region, Brazil. *Environmental Research*, 96(2): 235-238.
- BECKVAR, N.; FIELD, J.; SALAZAR, S. & HOFF, R. 1996. *Contaminants in Aquatic Habitats at Hazardous Waste Sites: Mercury*. National Ocean Service, Seattle, Washington.
- BELGER, L. & FORSBERG, B.R. 2006. Factors controlling hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*, 367: 451-459.
- BOTARO, D.; FURUYA, W.M.; SILVA, L.C.R.; SANTOS, L.D.; SILVA, T.C.S. & SANTOS, V.G. 2007. Redução da proteína da dieta, com base no conceito de proteína ideal, para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), criada em tanques-rede. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 36(3): 517-525.
- BRASIL. 1998. *Leis, decretos, etc. Portaria n° 685/98*. Diário Oficial da União, Brasília.
- BROOKS, K.M.; STIERNES, A.R.; MAHNKEN, C.V.W. & BLACKBURN, D.B. 2003. Chemical and biological remediation of the benthos near Atlantic salmon farms. *Aquaculture*, 28: 219-255.
- BROOKS, K.M.; STIERNES, A.R. & BACKMAN, C. 2004. Seven year remediation study at the Carrie Bay Atlantic salmon (*Salmo salar*) farm in the Broughton Archipelago, British Columbia, Canada. *Aquaculture*, 81: 239-245.
- CALLISTER, S.M. & WINFREY, M.R. 1986. Microbial methylation of mercury in upper Wisconsin River sediments. *Water Air and Soil Pollution*, 29: 453-460.
- CÂMARA, V.M.; TAVARES, L.M.; FILHOTE, M.I.F.; MALM,

- O. & PEREZ, M.A. 2000. A program for the control of indoor pollution by metallic mercury. *Environmental Research*, Section A, 83: 110-116.
- CAPELLI, R.; CONTARDI, V.; COSMA, B.; MINGANTI, V. & ZANICCHI, G. 1983. A four year study on the distribution of some heavy metals in five marine organisms of Ligurian Sea. *Marine Chemistry*, 12: 281-293.
- CARSS, D.N. 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture*, 90: 29-36.
- CHOI, M.H. & CECH, J.J. 1998. Unexpectedly high mercury level in pelleted commercial fish feed. *Environmental toxicology and chemistry*, 17: 1979-1988.
- COMPEAU, G. & BARTHA, R. 1985. Sulfate reducing bacteria: principal methylators of Hg in anoxic estuarine sediments. *Applied and environmental microbiology*, 50: 498-504.
- COPE, W.G.; WIENER, J.G. & RADA, R.G. 1990. Mercury accumulation in yellow perch in Wisconsin seepage lakes: relation to lake characteristics. *Environmental toxicology and chemistry*, 9: 931-940.
- COSSA, D.; MASON, R.P. & FITZGERALD, W.F. 1994a. *Chemical speciation of mercury in a neromictic lake*. Pp 57-67. In: C.J. Watras & I.W. Iuckabee, (eds.), Mercury Pollution - Integration and Synthesis. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- COSSA, D.; SANJUAN, J. & NOEL, J. 1994b. Mercury transport in waters of the Strait of Dover. *Marine Pollution Bulletin*, 28: 385-397.
- DASGUPTA, S.; ONDERS, R.J.; GUNDERSON, D.T. & MIMS, S.D. 2004. Methylmercury Concentrations Found in Wild and Farm-raised Paddlefish. *Journal of Food Science*, 69(2): 122-125.
- DAVIDSON, P.W.; MYERS, G.J. & COX, C. 1998. Effects of prenatal and postnatal methylmercury exposure from fish consumption on neurodevelopment: Outcomes at 66 months of age in the Seychelles child development study. *Journal of the American Medical Association*, 280(8): 701-707.
- DEBRUYN, A.M.; TRUDEL, M.; EYDING, N.; HARDING, J.; MCNALLY, H.; MOUNTAIN, R.; ORR, C.; URBAN, D.; VERENITCH, S. & MAZUMDER, A. 2006. Ecosystemic effects of salmon farming increase mercury contamination in wild fish. *Environmental Science & Technology*, 40(11): 3489-3493.
- DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.T.; GIMENEZ-CASALDUERO, F. & VALLE, C. 2003. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: Spatial and short-term temporal variability. *Marine Ecology Progress Series*, 242: 237-242.
- DEWAILLY, E.; AYOTTE, P.; LUCAS, M. & BLANCHET, C. 2007. Risk and benefits from consuming salmon and trout: A Canadian perspective. *Food and Chemical Toxicology*, 45(8): 1343-8
- DIETZ, R.; RIGET, F. & BORN, E.W. 2000. An assessment of selenium to mercury in Greenland marine animals. *The Science of the Total Environment*, 245: 15-24.
- DOREA, J.G. 2006. Fish meal in animal feed and human exposure to persistent bioaccumulative and toxic substances. *Journal of Food Protection*, 69(11): 2777-2785.
- DRISCOLL, C.T.; YAN, C.; SCHOFIELD, C.; MUNSON, R. & HOLSAPPLE, J. 1994. The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. *Environmental Science Technology*, 28: 136A-143A.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1997. *The national survey of mercury concentrations in fish database survey 1990-1995*. Draft Report, Ottawa.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2004. *Fisheries Global information system*: <http://www.fao.org/figis/servlet/static?dom=root&xml=tseries/index.xml>. (acesso em 16/10/2005).
- FILHO, A.M.L. & CAMPOS, R.C. 1999. Redução seletiva aplicada à especiação de mercúrio em peixes: uma adaptação do método de Magos. *Química Nova*, 22(4): 477-482.
- FITZGERALD, W.F. & MASON, R.P. 1997. Biogeochemical Cycling of Mercury in the Marine Environment. Pp 53-111. In: A. Sigel & H. Sigel, (eds.), Metals in Biological Systems: Mercury and its Effect on Environment and Biology. Marcel Dekker, New York.
- FRANCESCONI, K. & LENANTON, R.C.J. 1992. Mercury contamination in a semi-enclosed marine embayment: organic and inorganic mercury content of biota, and factors influencing mercury levels in fish. *Marine Environmental Research*, 33: 189-212.
- GAGNOR, C.; PELLETIER, E.; MUCCI, A.; FITZGERALD, W.F. 1996. Diagenetic behavior of methylmercury in organic-rich coastal sediments. *Limnology and Oceanography*, 41: 428-436.
- GILBERT, S.G. & GRANT-WEBSTER, K. 1995. Neurobehavioral effects of developmental methylmercury exposure. *Environmental Health Perspectives*, 103(6): 135-142.
- GOLDSTEIN, M.; BRIGHAM, E. & STAUFFER, C. 1996. Comparison of mercury concentrations in liver, muscle, whole bodies, and composites of fish from the Red River of the North. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 244-252.
- GLUCUSOY, H. & SAVAS, Y. 2003. Interaction between monk seals *Monachus monachus* (Hermann, 1779) and marine fish farms in the Turkish Aegean and management of the problem. *Aquaculture Research*, 34: 777-785.

- GUIMARÃES, J.R.D.; MEILI, M.; HYLANDER, L.D.; SILVA, E.D.E.; ROULET, M.; MAURO, J.B.N. & LEMOS, R.A. 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *Science of the Total Environment*, 261: 99-107.
- GUIMARÃES, J.R.; MEILI, M.; MALM, O. & BRITO, E.M.S. 1998. Hg methylation in sediments and floating meadows of a tropical lake in Pantanal floodplain, Brazil. *Science of the Total Environment*, 213: 165-175.
- HARADA, M. 1995. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews in Toxicology*, 25: 1-24.
- HITES, R.A.; FORAN, J.A.; SCHWAGER, S.J.; KNUTH, B.A.; HAMILTON, M.C. & CARPENTER, D.O. 2004. Global assessment of polybrominated diphenyl ethers in farmed and wild salmon. *Environmental Science & Technology*, 38: 4945-4949.
- HUCHABEE, J.W.; ELWOOD, J.W. & HILDEBRAND, S.C. 1979. Accumulation of mercury in freshwater biota. Pp 277-302. In: J.O. Nriagu, (ed.), *The biogeochemistry of mercury in the environment*. Elsevier, Amsterdam.
- HUGUNIN, A.G. & BRADLEY, R.L. 1975. Exposure of man to mercury: a review II. Contamination of food and analytical methods. *Journal of Food Science & Technology*, 38(6): 354-386.
- HURLEY, J. & BINKOWSKI, F. 2006. *Fish, mercury, and aquaculture*. University of Wisconsin Sea Grant Institute: <http://www.seagrant.wisc.edu/Aquaculture/Default.aspx?tabid=242>. (acesso em 13/03/2007).
- HYLANDER, L.D.; PINTO, F.N.; GUIMARÃES, J.R.D.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L.J. & SILVA, E.C. 2000. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. *The Science of the Total Environment*, 261: 9-20.
- IBGE. (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2001. *Dados estatísticos do Brasil*: <http://www1.ibge.gov.br/ibge/estatistica/indicadores/agropecuário/ispa.htm>. (acesso em 15/03/2006).
- IKINGURA, J.R. & AKAGI, H. 2003. Total mercury and methylmercury in fish from hydroelectric reservoirs in Tanzânia. *The Science of the Total Environment*, 304: 355-368.
- JACOBS, M.N.; COVACI, A. & SCHEPENS, P. 2002. Investigation of selected persistent organic pollutants in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*), salmon aquaculture feed, and fish oil components of the feed. *Environmental Science & Technology*, 36: 2797-2805.
- JAHANBAKHT, S.; LIVARDJANI, F. & JAEGER, A. 2002. An experimental ecotoxicological study and its application to the behavioural study of organic mercury (CH_3HgCl) in the environment: influence of temperature and pH. *Chemosphere*, 49: 1399-1405.
- JERNELÖV, A. & LANN, H. 1971. Mercury accumulation in food chains. *Oikos*, 22: 403-406.
- JESUS, R.S. (2007). *Inpa participa de evento internacional sobre qualidade e tecnologia do pescado*. Agência CT, Ministério da Ciência e Tecnologia: <http://agenciact.mct.gov.br/index.php/content/view/42382.html> (acesso em 20/06/2007).
- JOHNSTON, J.N. & SAVAGE, G.P. 1991. Mercury consumption and toxicity with reference to fish and fishmeal. *Nutrition Abstracts*, 61: 74-116.
- JULSHAMN, K.; LUNDEBYE, A.K.; HEGGSTAD, K.; BERNTSSEN, M.H. & BOE, B. 2004. Norwegian monitoring programme on the inorganic and organic contaminants in fish caught in the Barents Sea, Norwegian Sea and North Sea, 1994-2001. *Food Additives and Contaminants*, 21: 365-376.
- KASPER, D. 2006. Avaliação das concentrações de mercúrio em diferentes tecidos de peixes com distintos hábitos alimentares. Monografia apresentada a Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro.
- KEHRIG, H.A.; MALM, O. & MOREIRA, I. 1998. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) from four main Brazilian estuaries. *The Science of the Total Environment*, 213: 263-271.
- KEHRIG, H.A.; COSTA, M.; MOREIRA, I. & MALM, O. 2001a. Methylmercury and total mercury in estuarine organisms from Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 8(4): 275-279.
- KEHRIG, H.A.; MOREIRA, I.M.; MALM, O. & PFEIFFER, W.C. 2001b. Especificação e acumulação de mercúrio pela biota da Baía da Guanabara, RJ. Pp 165-182. In: R. Moraes, M. Crapez, W.C. Pfeiffer, M. Farina, A. Bairy & V. Teixeira, (eds.), *Efeitos de poluentes em organismos marinhos*. Arte e ciência, São Paulo.
- KIM, P. 1995. Methylmercury in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) from lakes Okareka, Okaro, Rotomahana, Rotorua and Tarawera, North Island, New Zealand. *Science of the Total Environment*, 164: 209-219.
- KITAHARA, S.E.; OKADA, I.A.; SAKUMA, A.M.; ZENEBON, O.; JESUS, R.S. & TENUTA FILHO, A. 2000. Mercúrio total em pescado de água-doce. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, 20: 267-273.
- KNOWLES, T.G.; FARRINGTON, D. & KESTIN, S.C. 2003. Mercury in UK imported fish and shellfish and UK-farmed fish and their products. *Food additives and contaminants*, 20(9): 813-818.

- KORTHALS, E.T. & WINFREY, M.R. 1987. Seasonal and spatial variations in mercury methylation and demethylation in an oligotrophic lake. *Applied and Environmental Microbiology*, 53: 2397-2407.
- LAILSON-BRITO, J.; KEHRIG, H.A. & MALM, O. 2002. Mercúrio total nos tecidos do boto-cinza *Sotalia fluviatilis* (Cetácea, Delphinidae), da baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Pp 291-299. *In*: M. Eduarda, (ed.), Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica. Piaget, Viséu.
- MALM, O.; BRANCHES, F.J.P.B.; AKAGI, H.; CASTRO, M.B.; PFEIFFER, W.C.; HARADA, M.; BASTOS, W.R. & KATO, H. 1995a. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of Total Environment*, 175(2): 141-150.
- MALM, O.; CASTRO, M.B.; BASTOS, W.R.; BRANCHES, F.J.P.B.; GUIMARÃES, J.R.D.; ZUFFO, C.E. & PFEIFFER, W.C. 1995b. An assessment of Hg pollution in different goldmining areas, Amazon Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 127-140.
- MARQUES, A.N.; MONNA, F.; FILHO, E.V.S.; FERNEX, F.E. & FILHO, F.F.L.S. 2006. Apparent discrepancy in contamination history of a sub-tropical estuary evaluated through ²¹⁰Pb profile and chronostratigraphical markers. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 532-539.
- MATILAINEN, T. 1995. Involvement of bacteria in methylmercury formation in anaerobic lake waters. *Water Air and Soil Pollution*, 80: 757-780.
- MAURICE-BOURGOIN, L.; QUIROGA, I.; CHINCHEROS, J. & COURAU, P. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *The Science of the Total Environment*, 260: 73-92.
- MAURO, J.B.N.; GUIMARÃES, J.R.D. & MELAMED, R. 1999. Mercury methylation in a tropical macrophyte: influence of abiotic parameters. *Applied organometallic chemistry*, 13: 1-6.
- MONTEIRO, L.R.; ISIDRO, E.J. & LOPES, H.D. 1991. Mercury content in relation to sex, age and growth in two scorpionfish (*Helicolenus dactylopterus* and *Pontius kuhlii*) from Azorean waters. *Water Air and Soil Pollution*, 56: 359-367.
- MORGANO, M.A.; GOMES, P.C.; MANTOVANI, D.M.B.; PERRONE, A.A.M. & SANTOS, T.F. 2005. Níveis de mercúrio total em peixes de água doce de pisciculturas paulistas. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, 25(2): 250-253.
- MORRISON, K.A. & THÉRIEN, N. 1995. Changes in mercury levels in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the LG-2 reservoir since flooding. *Water Air and Soil Pollution*, 80: 819-828.
- NEATHERY, M.W. & MILLER, W.J. 1975. Metabolism and Toxicity of cadmium, mercury and lead in animals. *Journal Dairy Science*, 58(12): 1767-1781.
- OLIVEIRARIBEIRO, C.A.; PELLETIER, E.; PFEIFFER, W.C. & ROULEAU, C. 2000. Comparative uptake, bioaccumulation, and gill damages of inorganic mercury in tropical and Nordic freshwater fish. *Environmental Research*, 83: 286-292.
- OLSON, B.H. & COOPER, R.C. 1974. In situ methylation of mercury by estuarine sediment. *Nature*, 252: 682-691.
- OMS-Organização Mundial da Saúde. 1978. *Mercúrio - Critérios de salud ambiental*. Genebra.
- PALERMO, E.F.A.; KEHRIG, H.A.; BRANCO, C.W.C.; MALM, O. & SANTOS, H.S.B. 2002. Mercúrio e Metilmercúrio em plâncton, peixe, material particulado em suspensão e sedimento superficial de um antigo reservatório tropical, Brasil. Pp 219-227. *In*: M. Eduarda, (ed.), Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica. Piaget, Viséu.
- PALERMO, E.F.A.; KASPER, D.; REIS, T.S.; NOGUEIRA, S.; BRANCO, C.W.C. & MALM, O. 2004. Mercury level increase in fish tissues downstream the Tucuri Reservoir, Brazil. *RMZ-Materials and Geoenvironment*, 51: 1292-1295.
- PEARSON, T.H. & ROSENBERG, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology*, 16: 229-235.
- QUEVAUVILLER, P.H.; FORTUNATI, G.U.; FILIPPELLI, M.; BIANCHI, M. & MUNTAU, H. 1996. Interlaboratory study to improve the quality control of methylmercury determination in sediment. *Applied Organometallic Chemistry*, 10: 537-544.
- RUDD, J.W.M. 1995. Sources of methylmercury to freshwater ecosystems: a review. *Water Air and Soil Pollution*, 80: 697-713.
- SILVA FORSBERG, M.C.; FORSBERG, B.R. & ZEIDEMANN, V.K. 1999. Hg contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon basin. *Ambio*, 28: 519-521.
- SPRENGER, M.D.; MCINTOSH, A.W. & HOENING, S. 1988. Concentrations of trace elements in yellow perch (*Perca flavescens*) from six acidic lakes. *Water Air and Soil Pollution*, 37: 375-388.
- SPRY, D.J. & WIENER, J.G. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish: Mercury uptake, elimination and distribution in fish. *Environmental Pollution*, 71: 249-252.
- SVOBODOVÁ, Z.; DUSEK, L.; HEJTMÁNEK, M.; VYKUSOVÁ, B. & SMÍD, R. 1999. Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlik and Kamýr Reservoirs in the Czech Republic. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43: 231-240.

- TSUBAKI, T. & IRUKYAMA, K. 1976. *Minamata Disease*. Kodansha LTDA, Tokyo.
- UJLRICH, S.M.; TANTON, T.W. & ABDRAHIMOVAB, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(3): 241-293.
- WHO-World Health Organization. 1990. *Methylmercury*. Environmental Health Criteria, Gênova.
- WIENER, J.G. & SPRY, D.J. 1996. Metal bioavailability and toxicity to fish: Mercury uptake, elimination and distribution in fish. *Environmental Pollution*, 71: 249-252.
- XUN, L.; CAMPBELL, N.E.R. & RUDD, J.W.M. 1987. Measurement of specific rates of net methylmercury production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 750-787.
- ZHOU, H.Y. & WONG, M.H. 2000. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. *Water Research*, 34(17): 4234-4242.