

Presença do mercúrio no ambiente

Geraldo G. J. Eysink¹
Helcias B. de Pádua¹
Magali Coimbra Martins²

RESUMO No Brasil, a presença de mercúrio no meio aquático está adquirindo dimensões preocupantes, principalmente pelo seu uso indiscriminado nos garimpos de ouro. Este artigo apresenta um levantamento histórico do uso do mercúrio, a sua presença, forma e comportamento no meio aquático, e a magnificação através do fenômeno de bioacumulação. Considerando a importância da contaminação por mercúrio, que já está afetando garimpeiros e consumidores de peixes, é necessário que se estabeleça uma política mais adequada com relação a esta questão, antes que o problema adquira caráter irreversível.

Palavras-chave: mercúrio (Hg), Hg-histórico, Hg-indústria, Hg-agricultura, Hg-ambiente aquático, Hg-ouro, garimpo, bioacumulação.

ABSTRACT The presence of mercury in the aquatic system in Brazil is getting worse and worse, mainly because of the careless handling of this metal in gold mines. This article presents the history of this metal, its presence, form and behaviour in aquatic systems, and its magnification through the bioaccumulation phenomena. Considering that the pollution generated by the improper handling of this metal has been seriously affecting the health of both gold miners and fish consumers, it is high time that the government authorities make a policy suitable to the seriousness of this issue.

Key words: mercury (Hg), Hg-history, Hg-industry, Hg-agriculture, Hg-environment, Hg-gold, gold-miners.

INTRODUÇÃO

Frequentemente são lidas notícias nos jornais sobre o uso de mercúrio em garimpos de ouro, e que os garimpeiros, além de estarem poluindo os rios, estariam também se contaminando. Não menos frequente são as reportagens apresentadas na televisão, retratando o problema da contaminação por mercúrio em diversos sistemas hídricos.

O problema do uso do mercúrio atinge, hoje, quase todo o Brasil, seja em garimpos, indústrias, uso de agrotóxicos à base mercurial (que, mesmo proibidos por lei, ainda são utilizados), seja por fontes nem sempre visíveis e fáceis de se detectar, como por exemplo indústrias de fundo de quintal, dentistas etc. Estas fontes "invisíveis", com pouca possibilidade de controle, lançam o mercúrio diretamente na rede de esgotos, através do qual ele entra no sistema aquático e, sem dúvida, comprometendo-o seriamente (Charbonneau *et alii* 1979).

No Brasil, acidentes com mercúrio vêm ocorrendo periodicamente, comprometendo seriamente o ambiente aquático. O lançamento contínuo de mercúrio na enseada dos Tainheiros, na Bahia, em 1975, contaminou peixes e crustáceos da região, os quais eram consumidos pela população local (CETESB, 1983). A contaminação do rio Botafogo, em Pernambuco, provocada pelos

¹ Biólogos da CETESB.

² Técnica em Patologia Clínica, da CETESB.

efluentes das indústrias da Companhia Igarassu (produtora de soda e cloro), além de comprometer a água e o sedimento daquele corpo de água, atingiu também o estuário e o canal de Santa Cruz. Consequência desta contaminação por mercúrio: 54% da fauna aquática (ostras e peixes) atingiram níveis acima dos limites permissíveis para o consumo humano (CETESB, 1981). Em 1976, um derramamento de grande porte de lúxívia negra, oriundo da Indústria Champion Papel e Celulose S.A., contendo mercúrio na sua composição, contaminou o rio Mogi-Guaçu, SP, ocasionando uma mortandade de peixes em época de desova, além de causar um aumento da presença deste metal no sistema aquático. Foi constatado, então, que todas as espécies de peixe carnívoras apresentaram valores médios de mercúrio total na musculatura acima do limite máximo permissível para o consumo humano (Vargas-Boldrinni, *et alii* 1983).

Atualmente, as áreas mais atingidas, sem dúvida, são os locais onde se pratica garimpo de ouro, principalmente nos rios amazônicos. As atividades desenvolvidas na região do Pantanal matogrossense (lugar onde a dinâmica do próprio sistema favorece o crescimento de inúmeras espécies de fauna e flora) poderão provocar um desequilíbrio grave, trazendo como consequência uma alteração irreversível do ambiente.

A finalidade deste artigo é fazer um alerta sobre o uso indiscriminado do mercúrio e as consequências, muitas vezes fatais, que este metal poderá causar no ambiente como um todo, e que, sem dúvida, comprometerá a saúde do próprio homem.

HISTÓRICO

O mercúrio vem sendo usado pelo homem desde longa data. Levantamentos revelam que desde épocas pré-históricas este metal tem sido usado como agente corante em tintas, nas pinturas em objetos de argila e nas pinturas faciais (CETESB, 1984).

O metal foi encontrado em tumbas do Egito e na Grécia, mas foram os romanos os primeiros a reconhecer os perigos da poluição por este agente. Isto, dois séculos antes de Cristo (Weber, *apud* CETESB, *op. cit.*). Em uma escavação arqueológica em 1972, nos arredores de Michigan e Illinois, descobriram-se peixes de 1.605 e 2.100 anos de idade com níveis de 0,515 ppm de mercúrio, e no Peru, peixes de era pré-incaica, com níveis de 9,5 ppm (Medical World News, *apud* Peterson, *et alii* 1973).

Os chapeleiros do século passado tratavam as peles de castor usadas nos chapéus com uma substância que continha mercúrio, o que provocava perturbação mental, com sintomas clássicos de envenenamento por este metal (Taylor, 1978). Foram feitas ainda análises em gelo da Groenlândia que revelaram um crescente índice de mercúrio desde 1940 (Weiss *et alii*, *apud* WHO, 1976). Na Suécia, análises de aves que se alimentavam de peixes, de 1840 a 1890, e que se encontravam em museus apresentaram incidência de mercúrio (Berg *et alii* *apud* Peterson, *op. cit.*).

A contaminação do mercúrio e os seus efeitos nos ambientes e no homem só se tornaram uma preocupação real depois dos acidentes de Minamata e Niigata no Japão, durante os anos 50-60. Os pescadores de Minamata, em 1953, juntamente com outros consumidores de

peixes, começaram a padecer de encefalopatia aguda, cujos sintomas e sinais principais eram restrição no campo visual, surdez neurológica, ataxia, inibição motora, tremores, diminuição da sensibilidade. Nenhum médico, porém, conseguia chegar a uma conclusão quanto à causa do aparecimento destes sintomas, embora estudiosos concordassem que era devido a um tipo de envenenamento. Somente em 1959 é que Takeuchi afirmou que o envenenamento era devido ao metilmercúrio. Em 1964, nova epidemia se desenvolveu em Niigata, com seis casos fatais.

A dificuldade de se correlacionar, em princípio, a tragédia do Japão com a presença de metilmercúrio deveu-se ao fato de que tal tipo de intoxicação se diferenciava da clássica intoxicação (sintomas/sinais) com mercúrio inorgânico, caracterizada por causar tremores, gengivas doloridas e dentes soltos (OMS, 1978). Apenas em 1959, o sueco Karl Borg apresentou, num congresso em Helsinque, um trabalho em que ele e seus colaboradores descreviam patologicamente a intoxicação mercurial, não lhe sendo dada, contudo, a devida atenção (Nautilus, s.d.).

Em 1965, realizou-se na Suécia uma conferência sobre mercúrio no ambiente, seguida por uma outra em 1966, onde o pesquisador Westoo emitia a hipótese de que os peixes e os mamíferos podiam converter o mercúrio inorgânico em metilmercúrio. No Canadá, estudos da Universidade de Ontário comprovaram que os peixes do Lago St. Clair, perto de Detroit, apresentavam níveis de mercúrio entre 1,36 e 7,00 $\mu\text{g/g}$, oriundo das indústrias localizadas na região (Nautilus, *op. cit.*).

Com referência a Minamata, verificou-se que a população ingeria peixes e moluscos contaminados por mercúrio (Underwood, 1977), cujo teor variava de 10 a 50 $\mu\text{g/g}$ (EPA, 1972). Segundo WHO (1976) e OMS (*op. cit.*), a concentração mediana de mercúrio total em pescados da baía de Minamata no momento da epidemia foi estimada em 11,0 $\mu\text{g/g}$ de peso seco, e no rio Agano, em Niigata, em no mínimo 10 $\mu\text{g/g}$ de peso fresco (Swedish Expert Group, e Kurland, *apud* OMS, *op. cit.*). Os pescadores intoxicados revelaram ter se alimentado de peixes uma vez a cada dois dias até três vezes ao dia. Calculou-se que a ingestão de mercúrio, nos casos fatais, foi da ordem de 1,64 mg/pessoa/d (OMS, 1974).

O fato de ocorrerem outros acidentes tornou ainda mais alarmante o perigo do uso indiscriminado deste metal.

TRANSPORTE E DISTRIBUIÇÃO

O transporte e a distribuição do mercúrio no ambiente podem ocorrer, de uma maneira geral, de duas formas: global e local. O ciclo de alcance global compreende a circulação atmosférica de vapores de mercúrio, advindos de fontes terrestres e oceânicas, e o ciclo local depende da metilação do mercúrio inorgânico (OMS, 1978).

Segundo Joensuu (1971), cerca de 230 t/ano de mercúrio são liberadas no ambiente através do intemperismo. Embora o volume de mercúrio do ciclo global seja calculado ao redor de 70 milhões de toneladas nos oceanos, um aumento anual deste nível, através da circulação atmosférica, não é detectável (OMS, *op. cit.*).

Quanto à contaminação local, os problemas mais

graves causados por mercúrio acontecem através dos lançamentos clandestinos de efluentes industriais, aplicações de agrotóxicos, utilização no tratamento de sementes, mineração etc. Saliente-se que, quando lançado no ambiente sob forma inorgânica, é transformado, através da ação das bactérias, em um elemento altamente perigoso, o metilmercúrio.

Quando presente nos ecossistemas aquáticos, e na presença de oxigênio, quase todas as formas de mercúrio – inclusive o metálico – podem sofrer ionização, oxidação e transformação em Hg^{2+} . Uma vez ionizado, pode formar uma grande variedade de compostos. A redução do Hg^{2+} é facilitada por bactérias do gênero *Pseudomonas* em ambientes carentes de oxigênio, ou seja, com condições anaeróbicas (Navarrete, *apud* Albert, 1985).

A metilação acontece por duas vias: a anaeróbica e a aeróbica. Na via aeróbica, o mercúrio inorgânico é metilado por compostos de metilcobalamina, produzido por bactérias metanogênicas, em um ambiente moderadamente redutor. A via aeróbica implica em metilação do mercúrio unido à homocisteína por processos celulares, em condições normais (Tuna, *apud* CETESB, 1984). Isto acontece em muitos organismos e bactérias. Pela via anaeróbica, pode-se formar o dimetilmercúrio, que é volátil e insolúvel na água, passando então para o meio aéreo; a seguir, com a chuva, volta ao sistema aquático. Se este meio for ácido, o dimetilmercúrio se converte em monoetilmercúrio e assim se completa o ciclo. Quando o metilmercúrio está livre na água, atravessa facilmente as membranas celulares, incorporando-se rapidamente às cadeias tróficas. Esta facilidade de atravessar as membranas, unida à lipossolubilidade e sua afinidade pelos grupos sulfidrilas das proteínas, faz com que o metilmercúrio se torne muito perigoso para todos os seres vivos (Tuna, *apud* CETESB *op. cit.*).

A metilação do mercúrio inorgânico no sedimento dos lagos, rios e outros cursos de água constitui-se num meio significativo para a entrada desse metal na cadeia alimentar aquática, podendo ser, inclusive, consumido pelo próprio homem.

Portanto, a acumulação do metilmercúrio na cadeia alimentar aquática e terrestre representa um perigo potencial para o homem, principalmente por consumir peixes e crustáceos de águas contaminadas, e aves de caça advindas de áreas onde foram aplicados, por exemplo, os fungicidas metilmercuriais.

USO NA AGRICULTURA

Com a intenção de se obter cada vez maior produção de grãos e outros cultivos básicos, a utilização de produtos químicos para combater as pragas vem se tornando quase que uma necessidade. Esta é, sobretudo, consequência do aspecto já doentio do próprio ambiente, resultante da monocultura, do uso intensivo e muitas vezes errôneo do solo, mas principalmente devido à eliminação dos inimigos naturais (Schumacher, 1983). Não são raras as notícias veiculadas em jornais sobre intoxicações causadas por agrotóxicos. O uso de compostos alquilmercuriais para o tratamento de sementes tem causado a intoxicação de aves granívoras, de rapina e até mesmo do próprio homem.

Na Suécia, as sementes eram tratadas com metilmercúrio desde os anos 40. Na década seguinte, apareceram

aves e outros animais mortos devido à presença de altas taxas de mercúrio. Os ovos continham, em média, 0,029 ppm de mercúrio contra 0,007 ppm nos países vizinhos, ou seja, quantidade quatro vezes superior (Taylor, 1978). Depois de os suecos terem proibido o tratamento de sementes com mercúrio, em 1966, o nível desse metal nas aves começou a diminuir sensivelmente (Johnels & Westermarck, *apud* Peterson, 1973). Em 1967, o arroz dos japoneses continha 0,1 ppm de mercúrio. A consequência desse fato foi a proibição do emprego de compostos organomercuriais em todo o Japão (Taylor, *op. cit.*).

Outro caso bastante clássico foi o ocorrido no Iraque em 1971/72, quando foi registrado um problema de envenenamento devido ao consumo de sementes tratadas à base de organomercuriais (OMS, 1974). Estes cereais continham em média 9,1 $\mu g/g$ de metilmercúrio na farinha de trigo utilizada na fabricação de pães consumidos pela população durante dois meses. Em alguns casos, a dose máxima ingerida foi de 250 $\mu g/kg/d$ de mercúrio, sendo a média de 80 $\mu g/kg$ (OMS, 1978).

A ingestão de sementes tratadas com compostos de alquilmercúrio pode gerar um quadro clínico que só se manifesta depois de algumas semanas. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS, 1974), considerando-se todos os casos relacionados com seres humanos, a mortalidade variou de 7% a 11%, sendo que muitos dos que sobreviveram ficaram inválidos ou até mesmo dementes.

NAS INDÚSTRIAS

A utilização de mercúrio nas indústrias está adquirindo proporções cada vez mais significativas. Pelo fato de esses estabelecimentos estarem localizados perto de ribeirões, rios, lagos, represas, estuários etc., ou de possuírem efluentes que são despejados nos esgotos, esse metal acaba sendo lançado nos sistemas aquáticos. Mesmo que o efluente seja lançado em concentrações que atendam aos limites estabelecidos em legislação, uma vez no sistema aquático o mercúrio pode – através da ação bacteriana ou mesmo por contato direto – entrar nos processos biológicos da fauna e flora e se bioacumular, atingindo valores acima dos limites estabelecidos, por exemplo, para o consumo humano (CETESB, 1986).

O mercúrio serve como bactericida e fungicida na fabricação da pasta de papel, sendo também componente básico de numerosos fungicidas e herbicidas (Charbonneau, *et alii* 1979). Acetato de metilmercúrio, cianeto, iodeto, acetato de etilmercúrio, entre outros, são usados tanto na agricultura quanto nas indústrias. Os mais usados são compostos alquilmercuriais, como desinfetantes para fungicidas (Am. Conf. Gov. Industrial Hygienists Inc., 1986).

Existem indústrias que usam o mercúrio como catalizador na produção de cloreto de vinila e de acetileno; como eletrodos, na manufatura de soda cáustica e outros processos eletrolíticos; nas lavandérias, sob forma de fenilacetato de mercúrio, para evitar bolores (Taylor, 1978), além de encontrar aplicação nas indústrias de madeira (Fellenberg, 1980).

No Brasil, as indústrias de cloro e soda que operavam com células eram as maiores consumidoras de mercúrio, respondendo por cerca de 58% do total utilizado

no país (dados de 1976 a 1978). As perdas desse metal ocorriam principalmente nas unidades eletrolíticas, por vaporização, e nas lamas de purificação da salmoura, além de se agregarem aos produtos finais (CETESB, 1981).

Segundo OMS (1978), a produção mundial de mercúrio entre 1900 e 1940 foi de cerca de 4 mil t; em 1968, de 8 mil t e, em 1973, de 10 mil t, sendo que as indústrias de compostos alcalinos de cloro são as maiores consumidoras.

AMBIENTES AQUÁTICOS

A transferência do mercúrio nos ecossistemas aquáticos pode ocorrer através de movimentos geológicos e/ou por mecanismos biológicos, estes independentes do movimento geográfico (Miller & LaHam *apud* Reeder *et alii* 1979).

A água do mar contém cerca de 30 ng/l de mercúrio, principalmente sob a forma do complexo de HgCl_2^- , enquanto que as águas interiores contêm 20 ng/l, concentração esta dez vezes menor que a obtida na água da chuva, que é de cerca de 200 ng/l (Erikson, 1967).

A água é o meio que transporta mais mercúrio, se comparado com o material em suspensão e o sedimento. Em um estudo feito por Nelson (1977) no rio Kuskokwim (Alasca), perto de um depósito de cinábrio (HgS), mostrou-se que a concentração de mercúrio em material em suspensão era de 3,9 mg/kg, o que correspondia a uma concentração na água de 0,34 $\mu\text{g/l}$. Calculou-se, com base nestes dados, que 80% do mercúrio são transportados através da água, 19% através do material em suspensão, e o restante pelo sedimento. Estes dados foram confirmados por estudos realizados no rio Ottawa, onde se verificou que 87,3% do mercúrio eram transportados pela água, 9,5% pelo material em suspensão e 3,2% pelo sedimento (Miller & LaHam, *apud* DeMayo, 1978).

No ecossistema aquático, o mercúrio pode estar presente sob diversas formas. A inorgânica, por exemplo, deposita-se rapidamente no sedimento, demorando apenas cinco minutos para chegar ao fundo, segundo Ramamoorthy & Rust (*apud* Reeder, 1979). Esta velocidade de precipitação depende muito pouco da variação do pH, além de não haver diferença quando em condições aeróbicas ou anaeróbicas.

O mercúrio presente nos ecossistemas aquáticos participa de uma ampla variedade de reações. A temperatura, a eficácia dos íons de mercúrio, a atividade metabólica da metilação pelos organismos, a forte presença de quelados orgânicos podem afetar quimicamente as reações de mercúrio na água e no sedimento (Karbe, *apud* Reeder, *op. cit.*).

Segundo Clarkson (*apud* Reeder, *op. cit.*), provavelmente as duas reações mais importantes na água são: a mudança de íons de mercúrio para outros cátions, em minerais sulfetos insolúveis (porque o sulfeto de mercúrio tem a solubilidade mais baixa de todos os sulfetos); a reação de mercúrios iônicos com sulfetos de hidrogênio, que são bioproduzidos. Ambas as reações ocorrem também no sedimento.

Dentro da importância ecológica, o metilmercúrio é formado pelo íon mercúrico por reação a nível enzimático, e outra reação sob condições aeróbicas e anaeróbicas (Huginin & Bradley, *apud* Reeder, *op. cit.*). Se-

gundo Jernelov (*et alii* 1975), em alguns lagos da Suíça somente 0,1% do mercúrio é convertido em metilmercúrio, por ano.

SEDIMENTO

O mercúrio se acumula no sedimento de forma natural e através da atividade humana. Ele pode estar presente em diferentes formas: como partículas de sulfeto de mercúrio, como mercúrio metálico e como íon mercúrio ou íon metilmercúrio absorvido quimicamente nos materiais orgânicos e/ou inorgânicos (Krenkel, *apud* Reeder, *op. cit.*).

Verifica-se uma correlação entre o diâmetro médio dos grãos do sedimento e a concentração de mercúrio. Os níveis são inferiores em sedimento arenoso e superiores em sedimento com matéria orgânica (Nelson, 1977). Um estudo realizado no rio Kuskokwim mostrou que as concentrações de mercúrio no sedimento fino (fração menor que 0,062 mm) eram muito superiores às do sedimento com fração maior que 0,25 mm (DeMayo, 1978).

A absorção de mercúrio depende também da qualidade do sedimento. Por exemplo: se o sedimento contiver muito enxofre, este tem a capacidade de reagir com mercúrio. No caso de metilmercúrio, a absorção sofre uma pequena redução, em condições anaeróbicas (Reimers, *apud* DeMayo, *op. cit.*).

Jacobs & Keeney (*apud* Rada, 1986), em um estudo efetuado no rio Wisconsin, levantaram a hipótese de que ocorria uma alta transformação de mercúrio em metilmercúrio em sedimentos mais ácidos e que continham altas quantidades de material orgânico. Outro fato que favoreceria a alta metilação do mercúrio, segundo Phillips & Meduick (*apud* Rada, *op. cit.*), é a grande produção primária, ou períodos de alta correnteza no rio, que mobiliza então o metilmercúrio do sedimento.

O estudo da Callister (1986) sobre metilação no sedimento revelou que a metilação acontece rapidamente, e que a maior intensidade de metilação acontece nos primeiros 4 cm de fundo, decaindo à medida que aumenta a profundidade. Verificou ainda que tanto o mercúrio livre quanto o ligado ao sedimento são metilados pelas bactérias, fazendo com que o mercúrio esteja disponível quase que continuamente para a biota.

Através do uso de mercúrio radioativo, Callister (*op. cit.*) chegou ainda às seguintes conclusões: a temperatura influi na metilação, sendo que a máxima metilação ocorre a 35°C e a mínima a 4°C; em sedimentos organicamente ricos ocorre maior metilação que em sedimentos pouco eutrofizados; em ambientes aeróbicos ocorre o processo com muito menor intensidade que em ambientes anaeróbicos; e que 98% do mercúrio lançado são incorporados ao sedimento nas primeiras quatro horas, e mais de 3% são metilados nos primeiros dez dias.

Berman (1986) observou que altas concentrações de sulfeto inibem a atividade de metilação de mercúrio, o que diminui a possibilidade de ele ser incorporado à biota. Assim, para um significativo declínio de sulfeto no sedimento espera-se um incremento na atividade de metilação. Olson & Cooper (*apud* Eganhouse, *et alii* 1976) verificaram ainda que, quando se comparam as condições anaeróbicas com as aeróbicas, as primeiras favorecem a produção e a estabilização do metilmercúrio no sedimento, assim como a quantidade de material

orgânico no sedimento influencia na quantidade de metilação.

A presença de mercúrio no sedimento pode causar mortandade e ocorrências teratogênicas em, por exemplo, ovos de peixes. Verificou-se que ocorreu a mortandade em desovas de trutas colocadas em ambientes com sedimento contaminado, a uma concentração de 0,052 mg/kg de mercúrio. O sedimento contaminado tem se mostrado mais letal para ovos e embriões que para larvas livres no ambiente (Birge, *apud* DeMayo, *op. cit.*).

Em ecossistemas aquáticos, a maior porcentagem de mercúrio total se encontra no sedimento (90% a 99%), 1% a 10% na água, e apenas 1% na biota. A distribuição de metilmercúrio, porém, é totalmente diferente: 90% a 99% se encontram na biota, 1% a 10% no sedimento e apenas 1% na água (Jernelov e Lann, 1973).

BIOACUMULAÇÃO

A acumulação de substâncias nocivas nos peixes e outros organismos aquáticos depende de vários fatores, tais como: taxa de oxigênio, velocidade do fluxo, valor de pH, dureza etc. No leito do ambiente aquático, até as algas podem acumular substâncias nocivas, acarretando um incremento ao longo da cadeia alimentar (algas-organismos planctônicos-peixes). Nos peixes, esse processo depende do hábito alimentar.

Através da transformação em metilmercúrio, o metal torna-se lipofílico e pode ser absorvido pelo plâncton (algas e outros microrganismos aquáticos), peixes e moluscos, que se alimentam desse plâncton, ocorrendo acúmulo progressivo de metilmercúrio na gordura destes animais (Fellenberg, 1980). É claro, porém, que a acumulação desse metal depende dos fatores endógenos do próprio peixe e das características do biótipo.

Segundo Reichenbach-Klinke (1982), as características físicas do próprio peixe, entre outras, são: seu estado, idade e hábito alimentar. Já os fatores do biótipo, entre outros, são: as características da água, temperatura, corrente, tipo de fundo, nível de oxigênio, a própria contaminação, os organismos da água (presença de bactérias, algas etc.), e a presença da fauna superior, como a própria fauna piscícola. Ainda segundo o mesmo autor, os fatores endógenos e exógenos determinam a intensidade e a magnitude do fator de bioacumulação do peixe.

Segundo a EPA (1972), a bioacumulação nos peixes depende principalmente da idade, forma de alimentação, estado fisiológico e das condições do próprio ambiente. Os peixes demonstram ter grande capacidade de bioacumulação de mercúrio (Dhew, 1972) e, segundo Bache (1971), peixes de idade mais avançada, por terem vivido mais tempo em determinados ambientes, têm mais chance de registrarem uma bioacumulação mais elevada. Este fato também foi verificado num estudo realizado pela própria CETESB na represa de Barra Bonita, SP, onde a espécie carnívora *Serrasalmus spilopleura* (pirambeta) revelou níveis mais elevados à medida que aumentava a idade (CETESB, 1986). Além do fator idade, Moharram (1987), estudando *Mugil cephalus*, demonstrou haver uma forte correlação entre o comprimento do peixe, a idade e a presença do mercúrio total, orgânico e inorgânico na musculatura, total e orgânico nas espinhas, e total e inorgânico nas vísceras.

Devido à sua ação, o mercúrio pode trazer trágicas consequências. Este é, sem dúvida, um dos metais mais perigosos, quando presente no corpo aquático. O fato de muitas vezes não ser encontrado em níveis altos na água ou no sedimento, mas – através de fenômeno de bioacumulação – atingir concentrações cada vez mais significativas nos peixes (CETESB, *op. cit.*), torna ainda mais preocupante a sua presença nesses ambientes.

Cohen (1985) definiu a bioacumulação como a transferência de uma determinada substância que se encontra no ambiente para um organismo, e deste para outros, através da cadeia trófica, podendo chegar a níveis bastante elevados.

Os peixes não são capazes de metilar o mercúrio inorgânico (Huckabee, *apud* Rada, 1986), mas os organismos aquáticos concentram metilmercúrio em seu corpo, tanto através do contato direto com a água quanto através da cadeia alimentar (Johnels; Hanners; Hass & Groot e Mizttinen, *apud* EPA, 1972; Phillips & Buhler, *apud* Rada, *op. cit.*), embora se deva considerar que, quando o mercúrio está localizado na parte superficial do sedimento, pode ser absorvido mais facilmente pelo peixe ou por outros organismos aquáticos (Kudo & Mortimer, *apud* Rada, *op. cit.*).

O fato de o mercúrio se encontrar disponível no ambiente, somado à existência de bactérias – que o convertem em formas orgânicas altamente tóxicas de metil ou dimetilmercúrio –, torna qualquer forma desse metal potencialmente perigosa (EPA, 1976; Bodaly, *apud* Rada, *op. cit.*). A consequência desta atividade significativa, e não específica, das bactérias anaeróbicas bentônicas é que, uma vez poluído o ambiente, inicia-se o ciclo do mercúrio, difícil de se romper (Ottaway, 1982). Outro fator agravante é que ele se acumula mais na musculatura dos peixes (exatamente a parte comestível), o que ocorre principalmente na forma de metilmercúrio (a forma mais tóxica), oriundo da diferença de acumulação do inorgânico com o metil (Jensen & Jernelov, 1972). Além do mais, a meia-vida deste metal, no peixe, é de cerca de dois anos. No caso específico dos peixes de água doce, grande parte (cerca de 80%) está sob a forma de monometilmercúrio (Huckabee, *apud* Rada, *op. cit.*). De 75% a 100% do mercúrio analisado nos peixes do rio Wisconsin, em 1970-1971, estavam sob a forma de metilmercúrio (Kleinert & Deguise, *apud* Rada, *op. cit.*).

A meia-vida do mercúrio nos peixes é de cerca de dois anos (Dhew, 1972; Phillips & Buhler, *apud* Rada, *op. cit.*). Embora Bache (1971) tenha encontrado uma relação de metilmercúrio com o mercúrio total (34% a 93%) em função da idade, vários trabalhos realizados a respeito demonstraram não existir esta relação. Segundo Westoo (1973), a proporção de metilmercúrio em relação ao total, na musculatura do peixe, independe da idade, atingindo uma proporção que varia de 81% a 98%, sendo em média de 93%. Já nos mariscos, esta relação é de 50% (OMS, 1972). Segundo a OMS (*op. cit.*), 99% de todo o pescado capturado mundialmente não apresentam mercúrio excedendo o valor de 0,5 µg/g, e 95% contêm, provavelmente, valores inferiores a 0,3 µg/g.

Pirati (*apud* Reichenbach-Klinke, 1982), estudando as mesmas espécies de peixes em vários lugares diferentes, observou alguns dados interessantes: em todas as espécies, o nível de mercúrio foi mais elevado na musculatura vermelha do que na branca (do dorso), e nesta,

por sua vez, foi superior à dos lóbulos abdominais. Isto ocorre, sem dúvida, devido à maior irrigação sanguínea, no primeiro caso. Verificou também que os níveis no sangue dos peixes analisados, de uma maneira geral, eram bastante elevados.

Quanto a alterações histopatológicas produzidas nos peixes devido à acumulação de mercúrio, muito pouco estudo é realizado a respeito. Sabe-se que os metais pesados, de uma forma geral, são tóxicos aos peixes. Um dos efeitos é a alteração da função das brânquias e, consequentemente, do sistema respiratório (Blevins, 1986). Adiciona-se a este fator a alteração do comprimento e/ou peso, que podem estar também correlacionados com os níveis de metais (Cox *et alii*, *apud* Blevins, *op. cit.*). Alterações no fígado e no intestino foram verificadas no "sapo marinho" *Halobatrachus didactylus* (Gutierrez, *apud* Gutierrez, 1979), alterações nas brânquias, fígado, intestino, rins e sangue foram observados na espécie *Dicentrarchus labrax* (robalo), e efeitos do mercúrio inorgânico e orgânico sobre o fígado, intestino, brânquias, estômago e rins foram observados na espécie *Mugil auratus* (Establier, *apud* Gutierrez, *op. cit.*). No entanto, para se usar peixes como indicadores de contaminação pelo mercúrio ou outros metais, é interessante usar-se espécies de pouca mobilidade (Stinson & Eaton, *apud* Rada, 1986), pois peixes com hábitos migratórios podem incorporar metais de outros locais.

GARIMPOS

O mercúrio é usado nos garimpos com a finalidade de aumentar a produtividade, pois ele se aglutina com o ouro, formando o chamado "ouro amalgamado", evitando ao máximo a perda do ouro em pó. Para cada grama desse metal utiliza-se cerca de 1,7 g de mercúrio, ou seja, para cada tonelada de ouro são utilizadas cerca de 1,7 t de mercúrio. Ressalve-se, entretanto, que nem todos os garimpos usam esta proporção. Segundo Coelho (1987), a produção de ouro no ano de 1986 foi cerca de 41 t só no Estado de Mato Grosso e, de acordo com o diretor-geral do DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral, Dr. José Belfort dos Santos Bastos, a produção anual no país deve chegar a cerca de 140 t (*Ouro: perda...*, 1987).

Além de perder mercúrio na lavagem final do ouro amalgamado (na separação dos dois através do processo de bateia), o restante é lançado no ambiente, quando da sua separação através do processo da "queima". Esse processo consiste na separação dos metais através da diferença de temperatura, uma vez que o mercúrio é bem mais volátil, pois sua temperatura de ebulição é de 365°C, enquanto que a do ouro é de 2.600°C. Isto quer dizer que todo o mercúrio usado no processo acaba sendo lançado no sistema. Com a finalidade de apresentar a gravidade do problema, deve-se ressaltar que, para cada tonelada de acetaldeído produzido pela indústria Minamata Sectors of the Shin-Nihon-Chisso-Hiryo Company (mais conhecida como a indústria Chisso), no Japão, onde se verificou o problema do "mal de Minamata", eram lançados cerca de 500 g a 1.000 g de mercúrio para cada tonelada produzida (Nomura, *in* Study Group of Minamata Disease, 1968), e Nishimura & Kumagay (1983) estimaram que a baía de Minamata recebeu, entre os anos de 1932 e 1968, cerca de 260 t de mercúrio.

O uso do mercúrio nos garimpos é agravado devido ao fato de que a pessoa mais exposta, o chamado "queimador", inspira todos os gases de mercúrio na hora da "queima" do ouro amalgamado. Resultados preliminares obtidos em garimpos mostraram grandes diferenças nos níveis de contaminação de um queimador e um não queimador. Nesse trabalho, foram constatados níveis de mercúrio na urina e no sangue acima dos limites estabelecidos pela legislação brasileira (Portaria Nº 12 SSMT/MTb, 14/6/83). Enquanto esta legislação permite até 50 µg Hg/l na urina e 2,1 µg Hg/100 g no sangue, foram verificados, principalmente na população diretamente exposta (queimadores), níveis de até 333 µg Hg/l na urina e numerosos casos com níveis de mercúrio acima do permissível no sangue, demonstrando estar ocorrendo uma exposição ocupacional excessiva, com significativo risco de comprometimento dessa população (CETESB, 1985).

A saturação do gás de mercúrio no ambiente atmosférico depende muito da temperatura. A 24°C, uma atmosfera saturada de vapores de mercúrio contém aproximadamente 18 ng/m³, e a 40°C este valor pode subir para 68 ng/m³ (Knight, *apud* CETESB, 1984), o que deixa o queimador em maior desvantagem ainda, uma vez que a temperatura na Amazônia é bastante elevada. Segundo a OMS (1974), a concentração máxima permissível de mercúrio no ar é de 0,01 ng/m³, equivalente a 10 ng/m³. O fato de as altas temperaturas favorecerem a ocorrência da metilação do mercúrio no sedimento (Callister, 1986) faz com que o uso deste metal em regiões amazônicas atinja outra dimensão.

Além do problema da contaminação por mercúrio, a exploração das reservas auríferas de forma tão primária não leva em conta a agressão feita ao próprio ambiente, principalmente quando este é altamente dinâmico e frágil, como o Pantanal. Os efeitos desta agressão far-se-ão sentir em caráter irreversível em curto espaço de tempo – desde a remoção do fundo dos rios, pelo assoreamento e desvio dos seus cursos naturais, até uma grave consequência nos campos sócio-econômico e de toxicologia humana.

CONSIDERAÇÃO FINAL

Os fatos apresentados demonstram a necessidade de se promover a aplicação da política do ambiente e das leis ambientais, por todos os órgãos competentes. É também de suma importância que se desenvolvam estudos visando diagnosticar precocemente a presença e o reflexo que as substâncias tóxicas têm nos ambientes, assim como a revisão dos critérios estabelecidos para os limites máximos permissíveis da sua presença nos ecossistemas. Ao mesmo tempo, devem ser oferecidas tecnologias alternativas que eliminem ou minimizem os impactos ambientais causados.

A questão do garimpo (ou melhor, do mercúrio) deve ser estudada com mais atenção, dando-se prioridade absoluta à questão do meio ambiente. O uso deste metal de forma tão indiscriminada pode seguramente resultar, em breve prazo, em um quadro tão assustador que, sem dúvida, fará mudar o nome da doença de "mal de Minamata" para "mal tupiniquim".

AGRADECIMENTO

Às Dras. Denise Nava Pereira e Celina Vargas-Boldrinni, pelas sugestões e críticas.

REFERÊNCIAS

- 1 - ALBERT, A. L. *Curso básico de toxicologia ambiental* 1985. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, 1985. 371 p.
- 2 - AMERICAN CONFERENCE OF GOVERNMENTAL INDUSTRIAL HYGIENISTS INC. *Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices*. 5 ed. Cincinnati, American Conference of Governmental Industrial Hygienists, 1986. 360 p.
- 3 - BACHE, A.C.; GUTTENMANN, W.H.; LIST, D.J. *Residues of total mercury and methylmercury salts in lake trout as function of age*. *Science*, (172): 951-2, May 1971.
- 4 - BERMAN, M. & BARTHA, R. Control of the methylation process in a mercury polluted aquatic sediments. *Environment Pollution Series B*, 11:41-53, 1986.
- 5 - BLEVINS, R.D. & PANCORBO, O.C. Metal concentrations in muscle of fish from aquatic systems in East Tennessee, U.S.A. *Water, Air and Soil Pollution*, 29 (4):361-71 Aug. 1986.
- 6 - CALLISTER, S.M. & WINFREY, M.R. Microbial methylation of mercury in Upper Wisconsin River sediments. *Water, Air and Soil Pollution*, 29 (4): 453-68, Aug. 1986.
- 7 - CETESB, São Paulo. *Estudo de mercúrio nas águas e estuários do rio Botafogo*, Pernambuco. Fase 1 – *Estudo Preliminar*. São Paulo, CETESB, 1981. 32 p.
- 8 - ———. *Metodologia analítica para quantificação do mercúrio em sangue e urina: Relatório 055/GAQ-CETESB/SP*. 1983. 29 p.
- 9 - ———. Mercúrio. In: *Avaliação toxicológica da exposição da população infantil de Cubatão a poluentes químicos do meio ambiente*. São Paulo, CETESB, 1984. V. 1 p. 63-94.
- 10 - ———. *Levantamento prévio do grau de exposição ao mercúrio de alguns segmentos populacionais do Estado de Mato Grosso*. São Paulo, CETESB, 1985. 11 p.
- 11 - ———. *Avaliação dos níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes na Represa de Barra Bonita e seus rios formadores: Piracicaba e Tietê*. São Paulo, CETESB, 1986. 115 p.
- 12 - COELHO, S.C. Terra arrasada. *Jornal da Tarde*, São Paulo, 17 ago. 1987.
- 13 - COHEN, B.L. Bioaccumulation factor in marine organism. *Health Physics*, 49 (6): 1290-94, 1985.
- 14 - CHARBONNEAU, J.P. et alii. *Enciclopédia de ecologia*. EPU/EDUSP, São Paulo, 1979. 479 p.
- 15 - DEMAYO, A.; DAVIS, A.R.; FORBES, M.A. *Forms of metals in water*. Canada, Environment Canada. 1978. 24 p. (Scientific Series Nº 87).
- 16 - DHEW. Secretary Pesticides Advisory Committee, Study group mercury hazards. In: Krakbill, H.F. & Reynolds, A.L. *Problems of mercury concentration*. FDA, 1972 cap. 6 p. 271-89.
- 17 - EGANHOUSE, R.P.; JOHNSON, J.N.; YOUNG, D.R.; MCDERMOTT, D.J. *Mercury in Southern California Waters: inputs distribution and fate*. California, Southern California Coastal Water Research Project. 1976. 57 p.
- 18 - EPA. *Water quality criteria*. Washington, 1972. 594 p.
- 19 - ———. *Quality criteria for water*. Washington, 1976. 256 p.
- 20 - ———. *Action levels for poisons or deleterious substances food and animal feed*. Washington, 1981.
- 21 - ERIKSON, E. Mercury in nature. Copenhagen. *Oikos*. 1967. Supl. 9, p. 13.
- 22 - FELLEBERG, G. *Introdução aos problemas da poluição ambiental*. São Paulo, EDUSP/SPRINGER, 1980. 196 p.
- 23 - GUTTIERREZ, M. & ESTABLIER, R. Accumulación de mercurio inorgánico y orgánico a partir del agua de mar por la dorada *Sparus aurata* L. y sus efectos histopatológicos. *Inv. Pesq.* 43 (2): 533-43. Jul. 1979.
- 24 - JENSEN, S. & JERNELOV, A. Behavior of mercury in the environment. In: *Mercury contaminations in man and his environment*. Vienna, IAEA, 1972. p. 43-7. (Tech. Rep. Ser., 137).
- 25 - JERNELOV, A. & LANN, H. Studies in Sweden of feasibility of some methods restoration of mercury contaminated bodies of water. *Environment Science Technology* 7 (8): 712-18. 1973.
- 26 - ———. LANDNER, L.; LARSSON, T. Swedish perspectives on mercury pollution. *Journal Water Pollution Control Federation*, 47 (4): 810-22. 1975.
- 27 - JOENSUU, O.J. Fossils fuels as a source of mercury pollution. *Science*, 172 - (3987): 1027-28. 1971.
- 28 - MOHARRAM, J.G. et alii. Mercury and Selenium Content in bairi (*Mugil cephalus*). *Water, Air and Soil Pollution*, 32 (1987): 455-9.
- 29 - NAUTILUS. El mercúrio y sus peligros. *Nautilus*, R. Geigy S.A., Basilea, Suíça, s.d.
- 30 - NELSON, H.; BRANDLY, R.D.; EVERETT, A.J.; DENNIS, H.S. Mercury dispersal from lode sources in the Kuskokwim River drainage, Alaska. *Science*, 198: 820-4. 1977.
- 31 - NISHIMURA, H. & KUMAGAI, M. Mercury pollution of fishes in Minamata bay and reuranding water: analysis of polhway of mercury. *Water, Air and Soil Pollution*, 20: 401-11. 1983.
- 32 - OMS. *Evolución de diversos aditivos alimentarios y de los contaminantes mercurio, plomo y cadmio*. Ginebra, FAO/OMS. 1972. 39 p. (Series Informes Técnicos, 505).
- 33 - ———. *El uso de mercurio y compuestos alternativos en el tratamiento de semillas*. Ginebra, FAO/OMS. 1974. (Série de Informe Técnico, 555).
- 34 - ———. *Mercúrio*. OMS, 1978. 148 p. (Critérios de Salud Ambiental-1).
- 35 - OTTAWAY, J.H. *Bioquímica da poluição*. São Paulo, EDUSP, 1982. 74 p.
- 36 - OURO: perda de 123 toneladas ao ano. *Jornal da Tarde*, São Paulo, 19 set. 1987.
- 37 - PETERSON, C.L.; KLAWE, W.L.; SHARP, G.P. Mercury in tunas: a review. *Fishery Bulletin*, 71 (3): 603-13, 1973.
- 38 - RADA, R.G.; FINDLEY, J.E.; WIENER, J.G. Environmental fate of mercury discharged into the upper Wisconsin wales. *Water, Air and Soil Pollution* 29: 57-76, 1986.
- 39 - REEDER, S.W.; DEMAYO, A.; TAYLOR, M.C. *Mercury*. Ottawa, Environment Canada, 1979. 15 p. (Guidelines for surface water quality inorganic chemical substances).
- 40 - REICHENBACH-KLINKE, H.H. *Enfermedades de los peces*. Zaragoza, España, Acribia, 1982. 507 p.
- 41 - SCHUMACHER, E.S. *O negócio é ser pequeno*. 4 ed. São Paulo, Zahar, 1983. 261 p.

- 42 - STUDY GROUP OF MINAMATA DISEASE. Epidemiology of Minamata disease, In: *Minamata disease*. 1968. Cap. 2, p. 5-35.
- 43 - TAYLOR, G.R. *A ameaça ecológica*. São Paulo, USP, 1978. 289 p.
- 44 - UNDERWOOD, E.J. Mercury. In: *Trace elements in human and animal nutrition*. London, Academic Press New York, 1977. 4 ed., Cap. 14, p. 375-87.
- 45 - VARGAS-BOLDRINNI, C.; PADUA, H.B. de; NAVAS PEREIRA, D.; KAWAKAMI de RESENDE, E.; JURAS, A.A. Contaminação por mercúrio nos rios Mogi-Guaçu e Pardo (SP). *Revista DAE*, São Paulo, SABESP, 43 (135): 106-17. 1973.
- 46 - WHO, Geneve. *Mercury*. World Health Organization, 1976. (Environment Health Criteria, 1).