

# 1

## Introdução

Os estuários muitas vezes comportam-se como eficientes reservatórios de poluentes trazidos pelos rios e mares. Isto é devido, aos aspectos hidrodinâmicos desses corpos de água e do longo tempo de residência do material depositado neles.

A baía de Guanabara, constituída por 400 Km<sup>2</sup> de água estuarina, é uma importante fonte de pescado da costa sudeste do Brasil, especialmente para o estado do Rio de Janeiro. É um ecossistema fortemente impactado por matéria orgânica, óleo e metais pesados proveniente de efluentes industriais e esgoto doméstico (FEEMA, 1990).

Neste estuário uma importante fonte de mercúrio para o meio ambiente é uma indústria de cloro e soda localizada em uma das regiões mais poluídas de sua bacia de drenagem. O mercúrio inorgânico lançado ao corpo d'água é então, transformado em mercúrio orgânico, metilmercúrio (MeHg), principalmente, por meio de bactérias anaeróbias, na interface coluna d'água/sedimento (Benoit et al., 1998; Kehrig et al., 2002).

O metilmercúrio formado rapidamente é incorporado e acumulado pelos organismos aquáticos. Desta forma entra na cadeia alimentar aquática podendo ser bioacumulado e biomagnificado nos mais elevados níveis tróficos (Covelli et al., 1999; Gill et al., 1999; Kehrig et al., 2002).

O principal objetivo deste trabalho foi avaliar comparativamente as concentrações de mercúrio total (HgT) e metilmercúrio (MeHg), bem como a razão de MeHg em relação ao HgT (%MeHg) no tecido muscular, no fígado e na gônada da corvina (*Micropogonias furnieri*), bagre (*Bagre spp.*) e tainha (*Mugil liza* – mullet) que possuem diferentes hábitos alimentares, carnívoros, onívoro e

plactívoro respectivamente, e habitam o estuário da Baía de Guanabara, comparar os padrões de bioacumulação e a distribuição do mercúrio através da cadeia alimentar aquática e conseqüentemente a provável ocorrência da biomagnificação do metilmercúrio neste estuário.

Também se verificou a influência dos parâmetros bióticos (sexo, idade, comprimento, maturidade sexual, peso) na acumulação de HgT e MeHg pela biota aquática.

Determinou a concentração de mercúrio total (HgT) no tecido muscular da *Micropogonias furnieri* (corvina) – peixe carnívoro e *Mugil liza* (tainha) – peixe plactívoro, que representaram neste trabalho nichos tróficos diferentes e possibilitaram um estudo comparativo ao longo dos últimos treze anos no estuário da Baía de Guanabara.

Os peixes, principalmente os de topo de cadeia, são importantes concentradores e servem como indicadores de contaminação dos sistemas aquáticos por mercúrio (Clarkson, 1998).

### **1.1. Mercúrio**

O mercúrio (Hg) tem atraído interesse científico e acadêmico desde a antigüidade por apresentar propriedades físico-químicas bem diferentes aos demais elementos do seu grupo. É um metal líquido em condições normais de temperatura e pressão, possui dois estados iônicos mercúrio (I) e mercúrio (II) sendo os sais formados pelo mercúrio (II) mais comuns que os formados por mercúrio (I). Este elemento também apresenta compostos organometálicos muito utilizados tanto na indústria como na agricultura (Katzung, 1995; WHO, 1989).

As fontes de Hg para o meio ambiente podem ser naturais (degaseificação da crosta terrestre e atividade vulcânica) e antropogênicas (atividades industrial e agrícola, queima de combustível fóssil, mineração etc.) (WHO, 1989).

Na Tabela 1 estão listadas algumas propriedades físico-químicas do mercúrio sendo que, sua propriedade mais importante do ponto de vista bioquímico é a afinidade por grupos sulfidrílicos (ICPS, 1990).

Tabela 1: Propriedades físico-químicas do mercúrio

|                       |                                                     |
|-----------------------|-----------------------------------------------------|
| Nº atômico            | 80                                                  |
| Peso atômico          | 200,59                                              |
| Ponto de ebulição     | 356,9 °C                                            |
| Ponto de fusão        | -38,85 °C                                           |
| Densidade             | 13,55 g(cm <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> a 20 °C     |
| Eletronegatividade    | 1,92                                                |
| Tensão superficial    | 480 dinascm <sup>-1</sup> a 20 °C                   |
| Viscosidade           | 1,554 cp a 20 °C                                    |
| Resistividade         | 95,8 x 10 <sup>-6</sup> ohmcm <sup>-1</sup> a 20 °C |
| Condutividade térmica | 0,022 cal(segcm <sup>3</sup> °C) <sup>-1</sup>      |

Os compostos organometálicos do Hg (II) são caracterizados por possuírem ligações com um ou dois carbonos do tipo RHgX e RHgXR' onde R e R' representam um radical orgânico (aril ou alquil) e X um ânion qualquer. Se X for um nitrito ou um sulfato a ligação terá um caráter iônico e polar sendo, portanto mais solúvel em água. Se X for um cloreto este composto terá caráter covalente e pouco polar e assim será mais solúvel em compostos orgânicos que em água (WHO, 1989).

O mercúrio, que é um ácido macio, possui uma grande afinidade por grupos sulfidrílicos (base macia), presentes nas proteínas e menor afinidade por aminocarbonila e pelos grupos hidroxilas presentes nas enzimas. A solubilidade do mercúrio orgânico e do metálico é maior nos lipídeos, o que ocasiona um aumento no transporte biológico e uma maior toxicidade ao longo da cadeia trófica (WHO, 1976; Craig, 1985; Morel et al., 1998).

Do ponto de vista toxicológico, o composto organometálico mais importante está na subclasse dos alquilmercúricos de cadeia curta, no qual o mercúrio está ligado ao átomo de carbono de um radical metil, etil ou propil (Craig, 1985; OMS, 1989).

### **1.1.1. Mercúrio no meio ambiente**

Entre as décadas de 50 e 60 o mercúrio tornou-se um sério problema de contaminação ambiental quando, na baía de Minamata no Japão uma indústria de acetaldeído lançou rejeitos contaminados não apenas por mercúrio, mas também por seus compostos. Cerca de seis mil pessoas, desta região, foram atingidas em decorrência da ingestão do pescado contaminado. Aproximadamente quinhentas delas, que viviam na aldeia de pescadores, morreram em períodos que variaram entre vinte dias a quatro anos depois da contaminação e outras tantas adquiriram deficiências físicas permanentes, tais conhecida ainda hoje como à doença de Minamata (Rimoli, 1988; Nakamura et al., 1999; Haraguchi, et al., 2000).

Posteriormente, centenas de casos fatais ocorreram no Iraque, quando sementes para plantio, tratadas com fungicidas a base de sais de mercúrio, foram usadas como alimentos. Outro caso conhecido ocorreu no Novo México quando uma família foi envenenada ao consumir carne de porco, proveniente de um animal que havia sido alimentado por sementes tratadas com fungicida a base de mercúrio, no que resultou o óbito de toda a família (Rimoli, 1988; Pfeiffer et al., 1990; Golchfeld et al., 2003).

Assim estima-se que em todo o mundo, mais de oitocentas pessoas já morreram e mais de oito mil já apresentaram alguma deficiência permanente devido, na maioria dos casos, a ingestão de gêneros alimentícios contaminados por mercúrio, particularmente peixe (Rimoli, 1988; Pfeiffer et al., 1990).

Por volta de 1966, cientistas começaram a alertar as autoridades governamentais, a respeito do uso indiscriminado de mercúrio bem como a descarga de mercúrio e seus compostos no meio ambiente, visto os prejuízos causados a saúde (Berry et al., 1974).

### 1.1.2.

#### **O ciclo do mercúrio no meio ambiente**

As fontes antropogênicas (agricultura, atividades industriais) embora introduzam cerca de 10.000 toneladas de mercúrio por ano ao meio ambiente, são as que representam maior risco a saúde humana dependendo da localização e da intensidade dos lançamentos (IPCS, 1990; Boening et al., 2000).

O mercúrio é encontrado no sistema aquático sob três estados de oxidação: mercúrio elementar ( $\text{Hg}^0$ ), íon mercurioso ( $\text{Hg}_2^{2+}$ ) e íon mercúrico ( $\text{Hg}^{2+}$ ). O íon mercurioso é o menos estável. Assim, a maioria das interações do metal, neste meio, ocorre via mercúrio elementar e íon mercúrico. O  $\text{Hg}^{+2}$  por estar associado a ligantes orgânicos e inorgânicos (Jardim, 1988).

No ecossistema aquático o mercúrio participa de inúmeras reações observadas na Figura 1.

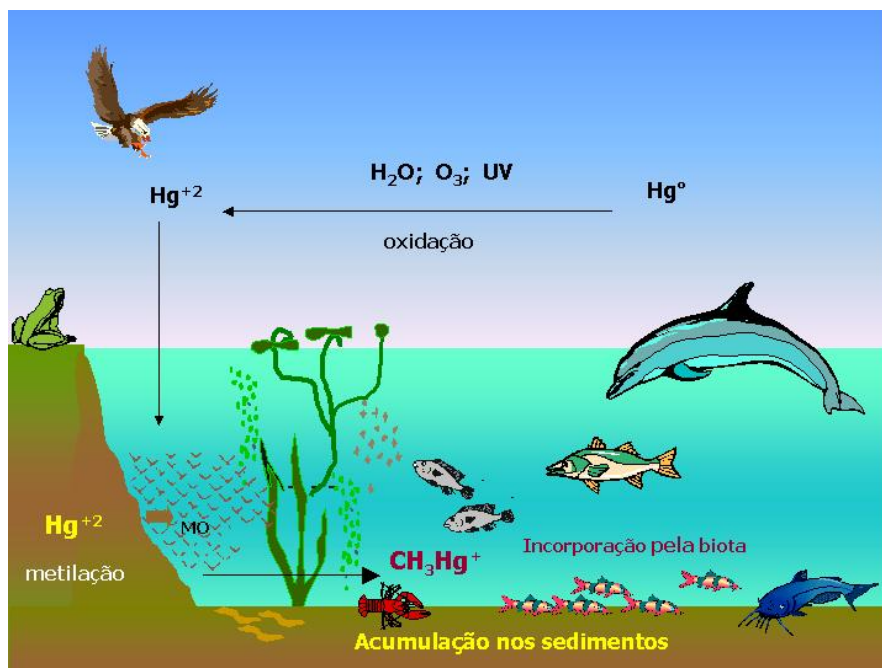


Figura 1: Ciclo simplificado do mercúrio no ambiente

O mercúrio liberado para a atmosfera (fontes naturais ou antropogênicas) na forma de  $\text{Hg}^0$  sofre oxidação na interface sólido-líquido (neblina, gotículas de chuva) e através de reações mediadas pelo ozônio e raios ultravioletas torna-se  $\text{Hg}^{2+}$ . Este retorna ao ambiente aquático e terrestre carregado pela água da chuva ou adsorvido a pequenas partículas. No ambiente aquático, o  $\text{Hg}^{2+}$  é adsorvido preferencialmente na superfície do sedimento, ácido húmicos, material particulado e argilas por processos de co-precipitação e co-reação. Bactérias, incluindo as sulfato redutoras, transformam este  $\text{Hg}^{2+}$  em metilmercúrio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) na interface água-sedimento e também, no perifiton das macrófitas aquáticas (Morel et al., 1998; Lacerda et al., 1995; Guimarães et al., 1995). O  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  é rapidamente absorvido pelos organismos marinhos e desta forma será bioacumulado e biomagnificado ao longo da cadeia trófica. Logo, os organismos de topo de cadeia apresentarão as maiores concentrações de  $\text{HgT}$  e  $\text{MeHg}$  (Kehrig et al., 2001; Gray et al., 2002). Em menor extensão, o  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  é também demetilado a  $\text{Hg}^{2+}$  e posteriormente reduzido à  $\text{Hg}^0$  retornando a atmosfera (Morel et al., 1998).

O mercúrio participa de importantes reações no meio ambiente. Primeiramente ocorre a oxidação do mercúrio metálico, sob condições específicas, produzidas por bactérias (WHO, 1989). Um segundo caso envolve a conversão do

mercúrio nos compostos metilmercúrio e dimetilmercúrio e as interconversões entre estes compostos. Estas reações representam um importante papel no chamado “ciclo local” do mercúrio. Elas ocorrem naturalmente, mas podem ser intensificadas à medida que o teor de mercúrio aumenta na água e no sedimento, tanto em meio aeróbico quanto anaeróbico (Kehrig, 1992; Wood e Wang, 1983; Boening et al., 2000 ).

Existem inúmeras bactérias capazes de metilar mercúrio, entretanto a taxa de metilação dependerá de condições favoráveis ao seu crescimento. As maiores taxas, em ambiente aquático, ocorrem na camada superficial dos sedimentos, matéria orgânica em suspensão e em macrófitas aquáticas. Sendo que as macrófitas apresentaram taxas de metilação maiores que o sedimento superficial (Boening et al., 2000; Mauro et al., 2001).

As macrófitas aquáticas podem através da malha filtrante de suas raízes, captar o mercúrio associado aos materiais suspensos na água antes que se depositem no fundo, ou materiais que sejam mobilizados do fundo para a coluna d’ água. Além disso, parte deste mercúrio assimilado pelas raízes pode ser transportado aos outros órgãos vegetais (Lemos, et al., 1998; Guimarães et al., 1995; Brito et al., 1998).

Os compostos de mercúrio formados apresentam diferentes graus de toxicidade para o homem dependendo de suas propriedades químicas, estas então determinarão a absorção, distribuição e excreção, no organismo humano (Winship, 1985; Kehrig, 1999). A afinidade destes compostos pelos grupos sulfidrílicos (SH) condiciona a maior parte de suas propriedades biológicas tornando-os capazes de inativar enzimas, mesmo em baixas concentrações, e assim interferir no metabolismo celular. Esta afinidade é a base para o tratamento de envenenamento por mercúrio. Ele, também, se combina com outros ligantes de importância fisiológica, como fosfatos, carboxilato, imidazola, radicais hidroxil de enzimas e outras proteínas biológicas essenciais (Winship, 1985).

O mercúrio é convertido em formas químicas e estado de oxidação diferente dentro dos organismos. Através de processos enzimáticos o mercúrio

elementar pode ser oxidado a outras formas inorgânicas, bem como, compostos de mercúrio orgânico podem ser convertidos em mercúrio inorgânico (ATSDR, 1994). Os efeitos adversos dependerão da forma química do mercúrio incorporado, da via de exposição (inalação, ingestão e contato dérmico) e da intensidade de exposição (Kehrig, 1999).

A formação de complexos de menor toxicidade que o metilmercúrio, tais como  $\text{CH}_3\text{HgSH}$  ou  $\text{CH}_3\text{HgSR}$ , pode ser um processo regulador da contaminação da biota e explicam porquê, em alguns ambientes, observam-se concentrações elevadas de mercúrio na coluna de água e não na biota (Marins et al., 2002).

## **1.2.**

### **Metilmercúrio (MeHg)**

Metilmercúrio é um organometálico formado por uma reação entre o Hg (II) e o radical alquil de cadeia curta. A estabilidade desta ligação é tanto devido à entalpia de ligação como ao fato de ser um ácido macio (WHO, 1989; Craig, 1985; WHO, 1976).

O metilmercúrio possui grande afinidade pelo grupamento sulfidrílico (base macia) das proteínas, e afinidade menor com os grupos carboxílicos, fosforílicos, aminas e hidroxilas alguns dos quais estão presentes em enzimas (Berman, 1979; Craig, 1985; WHO, 1989; Kehrig, 1999). É solúvel em lipídeos, possui facilidade em se difundir através de membranas biológicas sendo facilmente distribuído pelo organismo e bioacumula ao longo da cadeia trófica (WHO, 1989; IPCS, 1990; Kehrig, 1999).

O MeHg devido à sua alta lipossolubilidade e rápida incorporação nos órgãos críticos pode atravessar a barreira placentária e cerebral causando danos à saúde do feto como distúrbios neurofisiológicos. Nos seres humanos são observados níveis de MeHg no cérebro seis vezes maiores que no sangue (Craig, 1985; IPCS, 1990; Roulet et al., 1998; Kehrig, 1999).

Os responsáveis mais prováveis pela presença de MeHg no meio ambiente são os lançamentos diretos de seus compostos no meio, a biometilação de mercúrio inorgânico na interface sedimento água e a adsorção de mercúrio ao material particulado e às raízes de macrófitas (Quevauviller et al., 1996, Guimarães et al., 1998; Conaway et al., 2003;).

Devido à sua tendência de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica, as maiores concentrações são observadas nos organismos do topo da cadeia alimentar (Jensen e Jernelov, 1972, Craig, 1985; Renzoni et al., 1998; Gray et al., 2002). Esses organismos tendem a bioacumular MeHg principalmente nos músculos e no cérebro tornando-se portanto, a principal fonte de exposição para o ser humano (Renzoni et al., 1998; Gray et al., 2002). O MeHg possui baixa taxa de eliminação associada com os efeitos que causam ao organismo tornando esta a forma mais tóxica de compostos de mercúrio, chegando até cem vezes maiores que mercúrio inorgânico (French et al., 1999; Gray et al., 2002).

A acumulação do metilmercúrio pela biota aquática é rápida e a sua eliminação é lenta, sendo mais efetivamente absorvido pelo trato gastrointestinal do que o mercúrio inorgânico (Huckabee et al, 1979; Boening et al., 2000; Gochfeld et al., 2003).

O mercúrio ao ser ingerido pelo pescado combina-se com aminoácidos ricos em enxofre e os seus compostos alquilmercuriais são fixados aos radicais sulfidrílicos das proteínas, numa ligação química estável, que dificulta sua eliminação (Sellanes et al., 2002). Alguns estudos demonstraram que mesmo quando o pescado é submetido aos processos de apertização, salga, defumação e tratamento com ácidos fracos não ocorre modificação na quantidade de mercúrio total presente (Souza & Goyannes et al., 2002).

A absorção de MeHg, como citado anteriormente, ocorre através do trato gastrointestinal ( $\approx 100\%$  de absorção). Uma vez na corrente sanguínea, o mercúrio está sujeito a inúmeras reações (complexação, redução) tanto intracelulares como extracelulares podendo inclusive ocorrer reações de demetilação “in vivo”. Esses

processos influenciam a quantidade de MeHg trocado entre o compartimento sanguíneo e os vários órgãos incluindo o cérebro. (Golchfeld et al., 2003).

Na Tabela 2 estão descritos os percentuais das principais espécies químicas de mercúrio em águas salinas e salobras (Marins et al., 2002).

Tabela 2: Estimativa percentual (%) das principais espécies de mercúrio presentes em águas salinas e salobras (modelagem).

| Espécies                           | Água do mar | Água salobra |        |        |
|------------------------------------|-------------|--------------|--------|--------|
| Químicas                           | [Cl] = 0,7M | [Cl] = 0,2mM |        |        |
| Inorgânicas                        |             | pH = 6       | pH = 7 | PH = 8 |
| HgCl <sub>4</sub> <sup>2-</sup>    | 65,8        | --           | --     | --     |
| HgCl <sub>3</sub> Br <sup>2-</sup> | 12,3        | --           | --     | --     |
| HgCl <sub>3</sub> <sup>-</sup>     | 12,0        | 0,1          | 0,1    | --     |
| HgCl <sub>2</sub> Br <sup>-</sup>  | 4,3         | --           | 34,1   | --     |
| HgCl <sub>2</sub>                  | 3,0         | 91,1         | 49,4   | 0,1    |
| HgOHCl                             | 0,2         | 8,5          | 16,4   | 6,2    |
| Hg(OH) <sub>2</sub>                | ---         | 0,2          |        | 93,7   |
| Orgânicas                          |             |              |        |        |
| CH <sub>3</sub> HgCl               | 92,2        | 89,8         | 33,5   | 1,9    |
| CH <sub>3</sub> HgOH               | 5,1         | 8,4          | 65,8   | 98,1   |
| CH <sub>3</sub> Hg <sup>+</sup>    | ---         | 1,9          | 0,7    | 0,04   |

Tabela retirada de Marins et al., 2002.

### 1.3.Mercúrio no ambiente aquático

No ecossistema aquático, a dispersão de poluentes oriundos das descargas industriais ou de outra fonte poluidora está ligada a vários fatores tais como: solubilidade, reatividade e/ou estabilidade química e a presença de organismos vivos (Rae & Aston et al., 1981; Pedrosa et al., 1995; Lacerda et al., 2001). Assim, os compostos alquilmercúricos são absorvidos diretamente do ambiente aquático ou da cadeia trófica. Os peixes, moluscos e crustáceos são capazes de concentrá-los várias ordens de grandeza ( $10^3$  ou  $10^4$ ) em relação às concentrações

na água (Kehrig et al., 2001; Costa et al., 2003). Por isso, esses organismos marinhos são responsáveis pela dinâmica destes poluentes no meio aquático. Também devem ser levados em consideração os fatores hidrodinâmicos, a salinidade e as condições eutróficas do ecossistema aquático que podem disponibilizar ou não esses compostos organomercúricos para a biota aquática (Frenet et al., 1980).

Os compostos organomercúricos, quando ingeridos e assimilados pela biota aquática, tendem a concentrar-se ao longo da cadeia trófica à medida que passam de um nível trófico inferior a um outro superior. Sendo assim, organismos que pertençam à níveis tróficos mais elevados apresentarão maior concentração deste composto. Este processo é chamado de biomagnificação (Hilmy et al., 1981; Kehrig, 1992 e 1999; Gray et al., 2002).

A via segundo a qual o mercúrio penetra no peixe pode variar de acordo com a espécie e com seu hábito alimentar. Normalmente as vias são as brânquias, local de difusão passiva de químicos lipofílicos, e o hábito alimentar (Kehrig et al., 2002; Sanzgiry et al., 1988; Oliveira Ribeiro et al., 1996).

Devido à eficiência de transferência do mercúrio ao longo da cadeia trófica foi verificada uma maior retenção deste metal nos organismos superiores. Sendo que, esta taxa de transferência é uma função da forma química do mercúrio encontrado na presa (Hilmy et al., 1981; Sanzgiry et al., 1988; Gray et al., 2002).

Os peixes eliminam preferencialmente mercúrio inorgânico e assimilam o MeHg. Assim, à medida que a presa apresenta uma maior percentagem de mercúrio orgânico a eficiência da transferência será maior e conseqüentemente a assimilação pelo predador também. Portanto, as concentrações de MeHg nos indivíduos do topo da cadeia trófica (peixes predadores, mamíferos aquáticos, etc.) serão maiores (Hilmy et al., 1981; Eisler, 1987; Kehrig et al., 2001).

Existem outros fatores que também influenciam a bioacumulação e a biomagnificação do mercúrio pelos peixes predadores como, por exemplo: a posição geográfica, maturidade sexual, comprimento, hábito alimentar, qualidade

da água e contaminação ambiental (Malm et al., 1995; Kehrig et al., 2002; Moreira & Malm et al., 2002).

A bioacumulação de mercúrio pelos organismos aquáticos é influenciada, principalmente, pela quantidade do elemento a que eles estão expostos, ou seja, a concentração do metal nos compartimentos ambientais (sedimento, coluna d'água, raízes de macrófitas e alimento) (Huckabee et al., 1979; Boening et al., 2000).

No tecido muscular do peixe foi estabelecido que os níveis de concentração de mercúrio possuem uma correlação direta e positiva com o comprimento (idade) dos organismos. (Boening et al., 2000; Oliveira Ribeiro et al., 1996; Kehrig et al., 2001, 2002).

A percentagem de mercúrio sob a forma de metilmercúrio nos peixes predadores, aparentemente aumenta com a idade do indivíduo até 2 – 4 anos, dependendo da espécie (Huckabee et al., 1979).

Estudos realizados por Lailson-Brito et al. (2001) demonstraram que os botos-cinza (o par mãe/feto), da Baía de Guanabara, apresentaram altas concentrações de mercúrio no tecido muscular de ambos, configurando a existência da transferência de MeHg durante a gestação. E neste mesmo estudo uma análise de um boto neonato apresentou concentração maior deste elemento (no fígado) que o feto, refletindo a continuidade da transferência durante a amamentação.

A temperatura é um importante fator de controle da toxicidade e velocidade de acumulação dos compostos de mercúrio uma vez que, sua variação pode afetar a bioacumulação deste pelos organismos marinhos. Em temperaturas elevadas ocorre um acréscimo na biomagnificação, mesmo que não ocorra mudança da concentração do elemento no sistema (Maclead & Pessah, 1973; Eisler, 1987; Kehrig, 1992).

No verão ocorre aumento na temperatura da água (e na incidência de luz solar) acarretando um acréscimo na produtividade biológica do ecossistema o que faz com que ocorra decréscimo no oxigênio dissolvido e acréscimo na taxa de respiração dos peixes. Com o aumento da taxa de respiração uma concentração maior de mercúrio entra no indivíduo via brânquias sendo acumulado e conseqüentemente biomagnificado (Goldberg, 1979; Reuther e Malm et al., 1995; Carreira et al., 2002).

Estudos realizados por Kehrig et al. (1998) demonstraram uma diminuição dos níveis de mercúrio no verão e na primavera. Este fato pode, possivelmente, estar correlacionado com o aumento da bioprodução nestes períodos, ocasionando um aumento das populações de organismos devido ao aumento da biomassa no ecossistema, que pode subseqüentemente, diluir o mercúrio e reduzir sua biodisponibilidade para a biota.

As condições ambientais, onde os peixes vivem e são capturados influem na acumulação deste elemento nos tecidos biológicos e na cadeia trófica (Sager et al., 2002). Regiões oligotróficas apresentam níveis de mercúrio mais elevados que regiões eutróficas com o mesmo índice de contaminação. Isto é, provavelmente explicado pela presença de maior biomassa e uma quantidade maior de material particulado nas regiões eutróficas que possibilitam a diminuição do tempo de residência de mercúrio na coluna d' água indisponibilizando o mercúrio para a biota (Björnberg et al., 1998; Kehrig et al., 2001).

#### **1.4. Toxicidade do mercúrio no ambiente**

Existem inúmeros estudos qualitativos e quantitativos sobre os efeitos adversos causados pelo lançamento de materiais antrópicos ou xenóbicos e produtos químicos no meio ambiente (Kehrig, 1992).

Em regiões estuarinas inúmeros organismos aquáticos, tais como mexilhões, algas bentônicas, peixes e macrófitas são utilizados como bioindicadores de poluição ambiental por substâncias persistentes, entre elas

metais pesados, para avaliar sua toxicidade e o grau de degradação do ecossistema (Guimarães et al., 1982).

A toxicidade do mercúrio no ambiente depende da forma química sob a qual ele se apresenta, da espécie do organismo e das condições de lançamento no meio ambiente (Berman et al., 1979; Oliveira Ribeiro et al., 1995; Renzoni et al., 1998;).

A baixa velocidade de eliminação do metilmercúrio pelos organismos, faz com que ele seja considerado muito tóxico, se comparado com as outras formas de mercúrio inorgânico (Eisler.,1987). Na Tabela 3, encontram-se os valores de toxicidade aguda de cloreto de mercúrio e cloreto de metilmercúrio para alguns organismos marinhos.

Tabela 3: Toxicidade de cloreto de mercúrio e cloreto de metilmercúrio em organismos aquáticos.

| Receptores aquáticos                                              | Estágio de vida | LC <sub>50</sub> | HgCl<br>(µg L <sup>-1</sup> ) | H <sub>3</sub> CHgCl<br>(µg.L <sup>-1</sup> ) | Citações                |
|-------------------------------------------------------------------|-----------------|------------------|-------------------------------|-----------------------------------------------|-------------------------|
| <i>Mya arenaria</i><br>(mexilhão)                                 |                 | 24 hr.           | 5200                          | -                                             | Boening<br>et al., 2000 |
| <i>Cardium edule</i><br>(molusco)                                 | Adulto          | 48 hr.           | 9000                          | -                                             | Boening<br>et al., 2000 |
| <i>Acartia tonsa</i><br>(copepod)                                 | Adulto          | 96 hr.           | 10 - 15                       | -                                             | Eisler,<br>1987         |
| <i>Neanthes<br/>arenaaceodentata</i><br>(Poliquetas)              | Adulto          | 96 hr.           | 22                            | -                                             | Boening<br>et al., 2000 |
| <i>Salvelinus fontinalis</i><br>(Truta de rio)                    | Jovens          | 96 hr.           | -                             | 75                                            | Boening<br>et al., 2000 |
| <i>Tilapia mossambica</i><br>(Tilápia)                            | -               | 24 hr.           | 1256                          | -                                             | Boening<br>et al., 2000 |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i><br>(Truta arco-íris)<br>(0,6 – 3,0) mm | Alevino         | 24 hr.           | 903                           | 125                                           | Boening<br>et al., 2000 |
| <i>Trichomicetus<br/>zoonatus</i>                                 | Adultos         | 12 hr.           | 1850                          |                                               | Ribeiro<br>et al., 1995 |

Devido ao seu efeito cumulativo o metilmercúrio causa efeitos danosos aos peixes sendo transferidos ao longo da cadeia trófica, podendo chegar até ao homem via ingestão (Renzoni et al., 1998; Kehrig et al., 1997).

A presença de compostos de mercúrio no sistema aquático, altera a composição de espécies de algas e interferem no processo de crescimento do fitoplâncton, chegando a ponto de inibir, em alguns casos, o transporte de elétrons na fotossíntese, a assimilação de carbono e a divisão celular (Celeste e Cáceres, 1988).

Seus compostos têm uma influência direta sobre a reprodução pois diminuem a capacidade reprodutiva e o número de ovos ou crias dos organismos aquáticos (Celeste e Cáceres, 1988).

Oliveira Ribeiro et al. (1995) desenvolveram bioensaios, sob condições controladas, para estudar alguns parâmetros tais como mortalidade, alterações comportamentais, danos aos tecidos ou células que pudessem ajudar a prever os efeitos do mercúrio em ecossistemas aquáticos. Ele utilizou um aquário fechado onde foi introduzido mercúrio de forma que fosse possível quantificá-lo sem que ocorressem perdas e não houvesse riscos à saúde dos pesquisadores. Este sistema foi utilizado para estudar a distribuição e acumulação de mercúrio inorgânico nos órgãos e tecidos do *Trichomycterus zonatus* exposto por 96 horas bem como a retenção após a transferência do organismo para um aquário sem introdução do metal e determinando seus órgãos alvos.

O trabalho revelou que mercúrio inorgânico é subletal para várias espécies de locais com clima temperado e é letal para *T. zonatus* que apresentou altos níveis de bioacumulação em órgãos vitais como os rins, o fígado e as brânquias (Oliveira Ribeiro et al., 1995).

Segundo Varanasi et al. (1975) o mercúrio inorgânico presente na água pode produzir alterações nas propriedades epidérmicas de certos organismos marinhos (*Salmo gairdneri*) em concentrações que podem variar de 0,1–1,0  $\mu\text{g.g}^{-1}$  além de vários outros danos.

Esses estudos vêm sendo realizados há algum tempo e os pesquisadores verificaram efeitos teratogênicos em alevinos de truta com sérias deformidades comprovando o efeito tóxico de doses subletais, de mercúrio inorgânico, aos

organismos aquáticos e também que os indivíduos mais jovens são mais susceptíveis a exposição (Birge et al., 1979; Armstrong et al., 1979).