



Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA
Pró-reitora de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação Tecnológica
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas
Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos

**AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE MERCÚRIO TOTAL EM MÚSCULO DE
PEIXES ASSOCIADOS À MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RIO
AMAZONAS E AFLUENTES - AMAZÔNIA, BRASIL**

SÉRGIO ROBERTO LEMOS DE OLIVEIRA

Santarém, Pará
Agosto de 2014

SÉRGIO ROBERTO LEMOS DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE MERCÚRIO TOTAL EM MÚSCULO DE
PEIXES ASSOCIADOS À MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RIO
AMAZONAS E AFLUENTES - AMAZÔNIA, BRASIL**

Orientadora: DR.^a YNGLEA GEORGINA FREITAS GOCH

Co-orientador: DR. JOSÉ REINALDO PACHECO PELEJA

Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do título de
mestre em Recursos Aquáticos
Continental Amazônicos.

**Santarém, Pará
Agosto de 2014**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

- O48a Oliveira, Sérgio Roberto Lemos de
Avaliação dos níveis de mercúrio total em músculo de peixes associados
à macrófitas aquáticas do rio Amazonas e afluentes - Amazônia, Brasil /
Sérgio Roberto Lemos de Oliveira. – Santarém, 2014.
66 f.: il.
Inclui bibliografias.
- Orientadora Ynglea Georgina Freitas Goch, Co-orientador José Reinaldo
Pacheco Peleja.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Programa
de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos. Santarém,
2014.
1. Ecotoxicologia - Mercúrio. 2. Toxicologia ambiental. 3. Amazonas, Rio
(PA). I. Goch, Ynglea Georgina Freitas, *orient.* II. Peleja, José Reinaldo Pacheco,
co-orient. III. Título.

CDD: 23 ed. 571.954663

BANCA JULGADORA

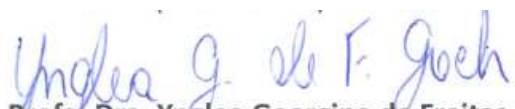
Nome do autor: OLIVEIRA, Sérgio Roberto Lemos de

Título: Avaliação das concentrações de Mercúrio Total em músculo de peixes associados à macrófitas aquáticas Do Rio Amazonas E Afluentes - Amazônia, Brasil

Dissertação apresentada à coordenação do PPGRACAM da Universidade Federal do Oeste do Pará para obtenção do título de Mestre em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos.

Data da aprovação: 28/08/2014

Banca Julgadora



Profa. Dra. Ynglea Georgina de Freitas Goch
(Orientadora - Presidente)



Prof. Dr. Keid Nolan Silva Sousa
ICTA / UFOPA



Profa. Dra. Lenise Vargas Flores da Silva
ICTA / UFOPA



Prof. Dr. Tony Marcos Porto Braga
ICTA / UFOPA

SINOPSE

Estudou-se a concentração de mercúrio total em músculo de peixes associados à macrófitas aquáticas do rio Amazonas e afluentes. Foram avaliadas as concentrações de mercúrio total intra e interespecíficas e os padrões de bioacumulação. Foram verificadas as relações entre as concentrações de mercúrio total em função dos níveis tróficos e da sazonalidade assim como a taxa de transferência trófica através do Fator de Biomagnificação. Foram observadas se as espécies estão dentro do limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde como seguro para o consumo humano de peixes.

Palavras-chave: Ecotoxicologia, bioacumulação, biomagnificação, metilação, perifíton.

DEDICATORIA

*A minha esposa Thatiana Oliveira e a
minha orientadora Dr^a Ynglea Goch, pois
nos momentos mais difíceis sempre
estiveram ao meu lado.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter iluminado meu caminho nas horas difíceis.

À família, em nome da minha amada esposa Thatiana Oliveira e do meu filho Sérgio Luís Oliveira, pelo incentivo e contribuições quando mais precisei.

Aos pais Dario e Lindalva compreensão nas horas das atividades que absorviam todo o tempo disponível.

À Professora e orientadora Dr.^a Ynglea Georgina Freitas Goch, pela paciência e dedicação ao me orientar nessa jornada.

Ao professor e co-orientador Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja pelas contribuições e orientação.

Aos colegas de turma (PPGRACAM 2012), que contribuíram para renovar o espírito de estudante.

Aos professores das disciplinas, por despertar o interesse de aprender sempre mais.

Ao Laboratório de Biologia Ambiental da UFOPA, pela infraestrutura, seus servidores Edivaldo, Flávia, e as colegas Mara, Suzane e Yuryanne pela ajuda nas análises e pelo incentivo.

Aos colegas Carlisson, Edvaldo, Otavio, Moema, Suzane e Joãozinho do INPA pela grande ajuda em campo durante as coletas;

Aos colegas e amigos do ICTA, em especial para Fabiane Rocha pela grande ajuda na reta final deste trabalho.

Ao INPA que através do projeto MERCAM viabilizou as viagens de campo.

À SEDUC-PA através da GCVS, SAEN, GRC, 5^a URE e a professora Helena Cerqueira diretora da Escola Pretextato da Costa Alvarenga, pela licença e pela bolsa para viabilizar o projeto de pesquisa.

RESUMO

A presença de mercúrio em vários compartimentos dos ecossistemas aquáticos constitui um problema preocupante. Os garimpos de ouro e o mercúrio de origem natural no solo são fontes conhecidas como responsáveis por essa contaminação. O mercúrio liberado no meio ambiente pode acumular-se no tecido dos animais aquáticos e suas concentrações tendem a aumentar à medida que o animal ganha peso e idade, um processo conhecido como bioacumulação. Uma vez na cadeia alimentar o mercúrio pode biomagnificar, tendo suas concentrações amplificadas ao passar de um nível trófico para outro superior. Assim, os peixes são frequentemente utilizados como bioindicadores de contaminação ambiental por metais pesados como o mercúrio. Este trabalho teve como objetivo investigar a bioacumulação e biomagnificação de mercúrio total em peixes associados à macrófitas aquáticas em um trecho da bacia do rio Amazonas. As coletas foram realizadas nos meses de julho e setembro de 2012, em seis pontos localizados no rio Amazonas e afluentes. Os peixes coletados foram identificados e tiveram amostras de tecido muscular retiradas para determinação de Hg total através da técnica de Fluorescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS). 50 espécies de peixes foram analisadas e apenas 26% apresentaram padrões de bioacumulação de Hg total. Apenas a espécie *Acestrorhynchus falcirostris* ($523,6 \pm 263,28$) apresentou valores acima do estabelecido pela legislação com valores médios de Hg total significativamente maior que as demais espécies. As espécies piscívoras, insetívoras, zooplactófagas e planctófagas atingiram concentrações mais elevadas em relação aos demais níveis tróficos. Os rios Juruá e Japurá foram os que apresentaram os maiores fatores de biomagnificação do produtor para o consumidor primário com valores de ($0,41638$ e $0,40912 \text{ ng.g}^{-1}$) respectivamente. Sendo o ponto no rio Amazonas próximo a Manacapuru o único a apresentar Biomagnificação positiva. A maioria das espécies estão com os níveis de Hg total abaixo dos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira para o consumo humano, porém algumas espécies comerciais e bastante consumidas (*Schizodon fasciatus*, *Triportheus albus*, *Triportheus angulatus*, *Roeboides myersi*, *Colossoma macropomum*, *Hemiodus immaculatus* e *Chaetobranchius flavescens* ultrapassaram os limiares.

Palavras-chave: Ecotoxicologia, bioacumulação, biomagnificação, metilação, perifíton

ABSTRACT

The presence of mercury in various compartments of aquatic ecosystems is a worrying problem. The gold mining and mercury occurring naturally in the soil are known as sources responsible for this contamination. The mercury released into the environment can accumulate in the tissue of the aquatic animals and concentrations tend to increase as the animal gains weight and age in a phenomenon known as bioaccumulation. Once in the food chain biomagnify mercury, and their concentrations amplified when passing from one trophic level to another just above. Thus, fish are often used as biological indicators of environmental contamination. This study aimed to investigate the bioaccumulation and biomagnification of total mercury in fish associated with aquatic macrophytes in a stretch of the Amazon River Basin. The collections were made in July and September 2012, six points located on the Amazon River and its tributaries. The collected fish were identified and had tissue samples taken for determination of total Hg using the technique of Cold Vapor Atomic Fluorescence (CVAAS). 50 species were analyzed and only 24% showed patterns of bioaccumulation of total Hg. Just *Acestrorhynchus falcirostris* (523.6 ± 263.28) species showed values above the established by legislation with a total significantly higher than the other species ($F_{49, 730} = 6.04$, $p = 0.0000$). The piscivorous, insectivorous, and zooplanktonic species reached higher concentrations in relation to other trophic levels. The Jurua and Japurá rivers were those with the greatest factors of biomagnification from producer to primary consumer with values (0.41638 and 0.40912) respectively. Being the point on the Amazon River near Manacapuru the only one to show positive biomagnification. Most species are in total Hg levels below the limits established by Brazilian legislation for human consumption, but some commercial and often consumed species exceeded the thresholds.

Keywords: Ecotoxicology, bioaccumulation, biomagnification, methylation, periphyton

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	14
1.1 A Bacia Amazônica	14
1.2 Metais pesados.....	15
1.3 Mercúrio (Hg).....	16
1.4 Processo de Metilação	18
1.5 Acidentes com mercúrio	20
1.6 Macrófitas aquáticas e o perifíton	21
1.7 Mercúrio na Amazônia	22
2 OBJETIVOS	26
2.1 Objetivo Geral	26
2.2 Objetivos Específicos	26
ARTIGO: Oliveira, S. R. L; Avaliação dos níveis de mercúrio total em peixes associados à macrófitas aquáticas do rio Amazonas e afluentes - Amazônia, Brasil.....	27
1. Introdução.....	30
2. Material e métodos	31
2.1 Área de estudo	31
2.2 Coleta das amostras	32
2.2.1 Amostragem dos peixes.....	32
2.2.2 Amostragem do perifíton.....	32
2.3 Métodos de laboratório.....	33
2.3.1 Análise de Hg total em músculo de peixe	33
2.3.2 Análise de Hg total em perifíton.....	33
2.4 Análises dos dados.....	34
3. Resultados.....	34
3.1 Comparação dos níveis de Hg total interespecíficos em peixes associados à macrófitas aquáticas nos diferentes pontos de coleta.	36
3.2 Níveis de bioacumulação nos peixes	37
3.3 Processo de biomagnificação.....	40
3.4 Limites de Hg total estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde para consumo de pescado	46
4. Discussão	46
4.1 Níveis de Hg total interespecíficos	46
4.2 Padrões de bioacumulação.....	47
4.3 Biomagnificação	49
4.4 Limites de Hg total	50
5. Agradecimentos	52

6. Literatura citada.....	53
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Ciclo do mercúrio no ambiente amazônico (Wassermam *et al.* 2001)

ARTIGO

Fig. 1. Imagem evidenciando a área de estudo e pontos de coletas no Rio Amazonas e afluentes

Fig. 2. Comparação entre os níveis de mercúrio total em músculo de peixe nos pontos de coleta do rio Amazonas e afluentes.

Fig. 3. Comparação entre níveis de Hg total interespecíficos em músculo de peixes associados a macrófitas aquáticas na Bacia do rio Amazonas.

Fig. 4. Comparação entre os níveis de mercúrio total em músculo de peixe nos pontos de coleta do rio Amazonas e afluentes para os dois períodos sazonais.

Fig. 5. Concentração de mercúrio total (ng.g^{-1}) em peixes do rio Amazonas e afluentes de acordo com os níveis tróficos.

Fig. 6. Comparação das concentrações médias de mercúrio total (ng.g^{-1}) em peixes e em perifíton aderidos a raízes de macrófitas aquáticas do rio Amazonas e afluentes de acordo para os períodos sazonais.

Fig. 7. Concentração de mercúrio total (ng.g^{-1}) em peixes do rio Amazonas e afluentes de ocorrência comum em todos os pontos de coleta.

Fig. 8. Concentração de mercúrio total (ng.g^{-1}) em peixes do rio Amazonas e afluentes de ocorrência comum em todos os pontos de coleta para os dois períodos sazonais.

Fig. 9. Esquema da transferência trófica de Hg total (ng.g^{-1}) em perifíton e peixes do rio Amazonas e afluentes para todos os pontos de coleta.

LISTA DE ABREVIações E SIGLAS

ACP: Análise de Componente Principal

Br⁻: Bromo

BRS: Bactérias Redutoras de Sulfato

CH₃ Hg: metil - mercúrio

(CH₃)₂ Hg: etil – mercúrio

Cl⁻: cloro

CVAFS: espectrofotometria de fluorescência atômica a vapor frio

DORM-3: Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals do Nacional Research Council of Canadá

Hg: Mercúrio

HNO₃: Ácido nítrico

HCl: Ácido clorídrico

ICTA: Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas

INPA: Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia

MF: Fatores de biomagnificação

OMS: Organização Mundial de Saúde

pH: Potencial hidrogeniônico

RPM: Rotação por minuto

SnCl₂ : Cloreto de estanho

UFOPA: Universidade Federal do Oeste do Pará

WHO: World Health Organization

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 A Bacia Amazônica

A região Amazônica como resultante da história geológica e do clima, abriga um sistema fluvial mais extenso e de maior massa líquida da Terra, sendo coberta pela maior floresta pluvial tropical, que Alexandre Von Humboldt chamou de hiléia, do grego “zona de selva” (Sioli, 1991).

A paisagem amazônica é modelada por quatro estruturas geológicas principais: a Cordilheira dos Andes (a oeste), os Escudos do Brasil Central (ao sul) e das Guianas (ao norte) e da planície sedimentar na sua porção central (Dunne *et al.*, 1998). É na planície sedimentar, sobre efeito da sazonalidade, que se formam as várzeas, que são as principais áreas alagadas da região que apresentam como característica ecológica marcante a elevada produtividade biológica, gerando uma elevada biomassa de peixe que é explorada intensamente pela pesca (Batista, 1998).

Os rios da Amazônia são diferentes não apenas na morfologia de seus cursos e origens, mas também nas suas propriedades físicas e químicas podendo ser classificados de acordo com a seguinte tipologia: rios de água branca, rios de água clara e rios de água preta, dessa maneira impõem-se logo a questão da causa ou causas de diferenças tão notáveis na transparência e coloração das águas que ficam fáceis de explicar remontando-se os rios até as suas nascentes (Sioli, 1984).

O rio Amazonas, um rio de água branca, barrenta, amarela; tem sua origem nas serranias situadas em sua maior parte nos Andes, a exemplo do Valle de La Luna, morainas depositadas em períodos glaciais são erodidas onde se tem uma visão das quantidades de materiais transportadas desde a cabeceira de rios para a baixada amazônica. Dessa forma o rio recebe grande carga de sedimento que torna suas águas turvas, resultando em transparência entre 0,10 e 0,50 m, pH variando de neutro-alcálico (pH 6,5 a 7) e condutividade relativamente alta (60-70 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) (Sioli, 1984).

O rio Amazonas recebe grande número de afluentes. Da margem direita, os mais importantes são: Huallaga, Ucayali (no Peru); Javari, Juruá, Purus, Madeira, Tapajós e Xingu

(no Brasil). Pela margem esquerda: Pastaza, Napo (no Peru); Içá, Japurá, Negro, Trombetas, Paru e Jari (no Brasil) (Diegues, 2002).

1.2 Metais pesados

As questões relacionadas à contaminação e poluição dos ambientes aquáticos têm sido uma crescente preocupação não somente graças às frequentes ocorrências de inúmeros compostos orgânicos e inorgânicos, contendo metais pesados nas matrizes ambientais, mas principalmente pelos seus efeitos deletérios à biota dos ecossistemas e a saúde dos consumidores, quando em concentrações elevadas (Santos *et al.*, 2005).

Segundo Malavolta (1994) a expressão “metal pesado” se aplica aos elementos que tem densidade maior que 5 g/cm³ ou que possuem número atômico superior a 20, sendo conhecidos também como elementos traço ou metais traço (Meneses, 2008). Um grande número de elementos faz parte desta categoria, mas apenas alguns como o cádmio, chumbo e mercúrio apresentam relevância no contexto da poluição ambiental (Pierzynsk *et al.*, 2000).

Segundo Pereira e Ebecken (2009) quase todos os elementos químicos estão envolvidos em ciclos fechados na natureza, em concentrações que não causam efeitos nocivos aos organismos, movendo-se entre os vários compartimentos ambientais. Sabe-se que os seres vivos necessitam de pequenas quantidades de alguns desses elementos, porém, em níveis elevados podem ser bastante tóxicos.

Os metais pesados são contaminantes presentes em efluentes de diferentes atividades antrópicas, sendo que o mercúrio, chumbo e cádmio não possuem nenhuma função dentro dos organismos e a sua acumulação pode provocar graves doenças, causando intoxicações ao longo da cadeia alimentar (Pierzynsk *et al.*, 2000).

A maior parte dos metais apresentam compostos com pouca solubilidade em água, o que resulta em concentrações baixas mesmo quando da emissão pontual de efluentes (Lacerda e Malm, 2008). Segundo Fellenberg (1980) a poluição aquática, uma das mais sérias, provoca mudanças nas características físicas, químicas e biológicas das águas, as quais interferem na sua qualidade, impossibilitando o seu uso para o consumo humano.

Sendo assim, tanto as águas, quanto materiais particulados em suspensão, sedimentos como organismos aquáticos têm sido utilizados como indicadores de contaminação ambiental

devido às facilidades de coleta, estocagem e tratamento das amostras (Salomons e Förstner, 1984).

1.3 Mercúrio (Hg)

O mercúrio é conhecido e utilizado pelo homem por mais de 3.500 anos. Provavelmente a aplicação mais antiga seja como pigmento vermelho em pinturas rupestres na forma de sulfeto de mercúrio. A primeira referência escrita deste metal foi feita por Aristóteles no quarto século AC que chamou de prata líquida (*hydrargyrum*) dando origem ao símbolo Hg.

O mercúrio (Hg) é um elemento traço natural podendo ser liberado para o meio ambiente através das atividades humanas e/ou através de processos naturais (Azevedo, 2003). Para Hacon (1993) o comportamento do mercúrio nos diferentes ecossistemas depende de suas várias formas físicas e químicas e das características biológicas e físico-químicas do meio ambiente.

Segundo Morel *et al.* (1998) o mercúrio se apresenta em vários estados de oxidação com números de valência 0, 1+, 2+, sendo que no meio ambiente pode-se destacar três formas químicas mais importantes: a forma elementar Hg^0 , a forma iônica Hg^{2+} e a forma metilada MeHg.

O mercúrio elementar Hg^0 , que na forma de gás pode ser eficientemente transportado na atmosfera ao redor do globo sendo que o Hg^0 é oxidado lentamente na atmosfera a formas solúveis que tendem a se precipitar, sendo que ele pode ter um tempo de residência de pelo menos alguns meses ou até de um a dois anos, tendendo estar uniformemente distribuído na troposfera (Who, 1976).

O mercúrio II que pode estar em sua forma iônica (Hg^{2+}) ou combinado, é formado através das reações do Hg^0 com ozônio (O_3), energia solar e vapor de água (Schroeder *et al.*, 1991). Segundo Lodenius (1990) quando dissolvido apresenta-se em ambientes aquáticos, mais comumente nas formas de cloreto, hidróxido ou preferencialmente complexado a ácidos húmicos e fúlvicos. Sua mobilidade no ambiente está, como muitos outros metais, inversamente relacionada ao pH do sistema (Brosset, 1987).

A terceira forma é a orgânica, uma forma combinada com hidrocarbonetos, a exemplo do metil-mercúrio CH_3Hg e do etil-mercúrio $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$. É solúvel em água onde pode se apresentar na forma de um complexo aquoso $\text{CH}_3\text{-Hg-OH}^{2+}$, e também rapidamente formar complexos com Cl^- , Br^- , S^{2-} e OH^- . O metil-mercúrio é bastante estável em ambientes aquáticos, tem grande afinidade tanto por lipídios como por grupos sulfidrilas com os quais forma fortes ligações covalentes, sendo rapidamente acumulado, mas lentamente eliminado por organismos biológicos (Inza *et al.*, 1998).

Todas as formas de mercúrio são nocivas aos seres vivos, no entanto, o metil-mercúrio é a forma mais nociva que se tem conhecimento. É um composto orgânico com grande estabilidade química, o que aliado a sua alta afinidade por lipídios o conduz a um trânsito preferencial e estável pela biota. Assim, o metil-mercúrio apresenta o fenômeno de biomagnificação (multiplicação das concentrações ao longo dos níveis tróficos) de forma mais eficiente do que qualquer outro poluente metálico (Inza *et al.*, 1998).

Dois ciclos que afetam o transporte e a distribuição do mercúrio se destacam: O ciclo global que envolve a circulação atmosférica do mercúrio elementar (Hg^0) provenientes de fontes na crosta terrestre e o ciclo regional que depende da circulação do mercúrio inorgânico (Hg^{2+}) proveniente principalmente de fontes antrópicas (Wasserman *et al.*, 2001) (Figura 01).

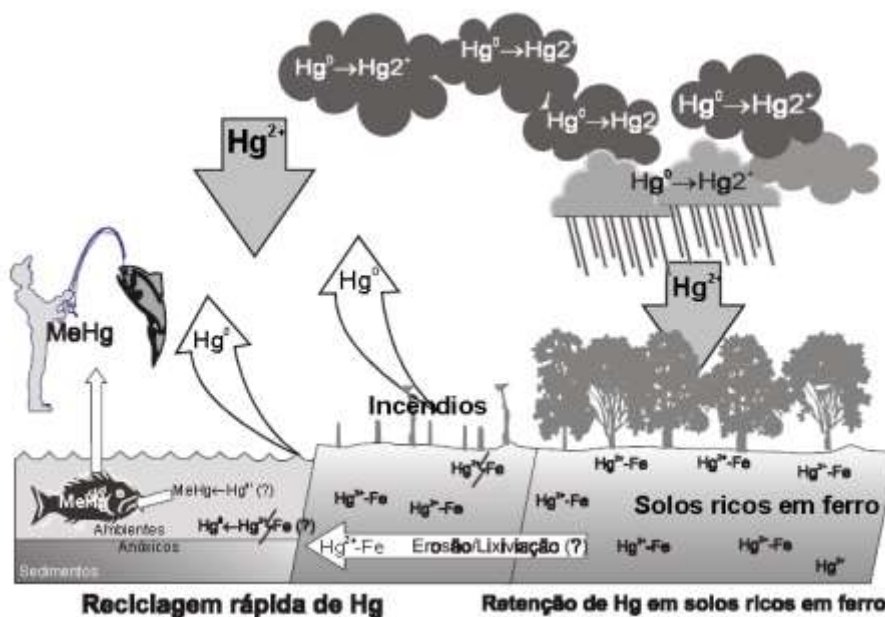


Fig. 01: Ciclo do mercúrio na Amazônia (Wasserman *et al.*, 2001).

Segundo Mason *et al.* (1994), os principais reservatórios de mercúrio no ciclo global são a atmosfera, onde mercúrio existe predominantemente na forma elementar gasosa (Hg^0), o oceano, onde predomina a forma iônica Hg^{2+} e particulada, e o solo onde predomina a forma

particulada. Existe uma série de processos naturais e antrópicos que contribuem para os fluxos entre estes reservatórios e influem na transformação de mercúrio entre as diferentes formas químicas existentes.

1.4 Processo de Metilação

O mercúrio entra nos ecossistemas aquáticos principalmente na forma inorgânica Hg^{2+} , mas pode ser transformado na forma orgânica CH_3Hg^+ através de uma reação de transferência de um grupamento metil para o mercúrio inorgânico pelo processo denominado metilação. Essa transformação pode ser biótica, ocorrendo por intermédio principalmente de bactérias sulfatoredutoras (Compeau e Bartha, 1985), ou abiótica, através de uma reação não-enzimática de transferência do grupamento metil para o mercúrio. Esta transferência pode ocorrer por via fotoquímica ou interação com substâncias húmicas e fúlvicas presentes nos corpos d'água. Quando comparada à metilação biótica, a abiótica apresenta uma taxa de metilação menor (Nascimento e Chasin, 2001; Miranda *et al.*, 2007).

O processo de metilação do mercúrio pode ocorrer tanto em condições aeróbias como em condições anaeróbias, sendo dependente da quantidade de matéria orgânica, presença de sulfeto, dentre outros (Bisinoti e Jardim, 2004). Aparentemente, as maiores taxas de metilação do mercúrio estão relacionadas com o pH ácido, baixa salinidade e a presença de matéria orgânica em decomposição em condições redutoras (Ullrich *et al.*, 2001).

A metilação ocorre predominantemente nos sedimentos e em menor extensão, na coluna d'água. Em macrófitas aquáticas flutuantes as taxas de metilação podem ser até nove vezes maiores do que em sedimentos, sendo que nestes o metil-mercúrio ocorre em sua camada superficial até no máximo cerca de cinco centímetros de profundidade (Guimarães *et al.*, 1998).

Na bacia do Rio Tapajós, as raízes de macrófitas aquáticas apresentam maior metilação e atividade bacteriana do que no sedimento superficial (Coelho-Souza *et al.*, 2006b, Miranda *et al.*, 2004), além de maior formação de metil-mercúrio quando comparada com o material em suspensão, plâncton e algas filamentosas (Guimarães *et al.*, 2004).

As macrófitas aquáticas são colonizadas por uma comunidade perifítica composta de grande diversidade microrganismos, algas, consumidores e detritos (Klumpp *et al.*, 1992). O

carbono orgânico liberado pelas macrófitas aquáticas é o principal substrato para as bactérias perifíticas. Essas bactérias possuem acesso direto aos nutrientes e compostos orgânicos lábeis liberados pelas plantas conferindo-lhes uma alta atividade metabólica (Sondergaard, 1983).

A composição do perifíton associado às raízes de macrófitas aquáticas parece ser determinada pela conservação da mata ciliar, uso e tipo de solo, além da época do ano. Sendo que esses fatores podem influenciar os parâmetros físico-químicos do meio aquático, biodisponibilidade do mercúrio, produção de metil-mercúrio e atividade bacteriana (Coelho-Souza *et al.*, 2007).

Variáveis limnológicas como a temperatura possui grande influência na metilação, uma vez que afeta diretamente a atividade microbiana, sendo que em alguns casos, as maiores taxas de metilação são observadas no verão em detrimento de menores taxas durante estações com baixa temperatura (Matilainem e Verta, 1995).

Segundo Guimarães *et al.* (2000) as macrófitas aquáticas podem constituir uma importante via de captação de metil-mercúrio em cadeias alimentares aquáticas tropicais, porque a zona radicular destas plantas aquáticas flutuantes é densamente povoada por uma fauna variada de invertebrados e peixes e representa uma fonte de carbono essencial para cadeias alimentares aquáticas.

O mercúrio inorgânico pode ser metilado em condições aeróbias e anaeróbias por dois mecanismos distintos: o biológico ou biótico e o abiótico. O biótico é mediado por microorganismos, que ocorrem principalmente por meio da reação com a metilcobalamina, um composto derivado da vitamina B₁₂. Ela pode estar disponível em quantidades significativas no ambiente, porque é uma coenzima produzida pelas bactérias tanto aeróbias quanto anaeróbias, sendo predominante neste último (Bisinoti e Jardim, 2004; Miranda *et al.*, 2007; Ullrich *et al.*, 2001).

Há divergências sobre uma maior formação do metil-mercúrio em meio aeróbio ou anaeróbio. Para alguns autores, é esperada maior metilação em meio aeróbio, no entanto, isto nem sempre é observado. Em ambientes aeróbios a matéria orgânica e outros agentes oxidantes podem oxidar o Hg para Hg²⁺, enquanto o processo inverso é observado em ambientes anaeróbios, especialmente na presença de ácido húmico (Bisinoti e Jardim, 2004).

O outro mecanismo, o químico ou abiótico, pode ocorrer por três caminhos principais: por via reação de transmetilação, por meio da radiação ultravioleta na presença de compostos

orgânicos doadores do grupo metila e por reação com os ácidos fúlvicos e húmicos (Bisinoti e Jardim, 2004).

A matéria orgânica dissolvida é capaz de formar complexos com vários contaminantes e os mantém solúveis e por mais tempo na coluna d'água, aumentando sua biodisponibilidade à biota. Rios de água preta, como o rio Negro, já apresentam naturalmente elevados valores de mercúrio em suas águas, e conseqüentemente na biota associada (Lacerda e Malm, 2008).

Além disso, parâmetros como o pH, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido podem influenciar não somente a absorção do mercúrio pelo peixe quanto a biodisponibilidade deste metal por propiciar a sua metilação (Kasper *et al.*, 2007).

1.5 Acidentes com mercúrio

Os metais pesados têm proporcionado sérios problemas ambientais à humanidade ao longo dos tempos. Nesse contexto, o mercúrio foi responsável por graves acidentes ecológicos (Malavolta, 1994).

O mais famoso desastre envolvendo mercúrio aconteceu a cerca de 55 anos, na Baía de Minamata, no Japão. Vem daí o nome da enfermidade que flagelou a população em consequência da contaminação pelo metal, a “Doença de Minamata” (Akagi *et al.*, 2001).

Os estudos que se sucederam na região revelaram que a catástrofe resultava da contaminação da baía pela indústria química Chisso Chemical Corporation. A Chisso utilizava mercúrio em sua forma orgânica (metilmercúrio) numa de suas etapas de produção. O metal era então despejado num rio que deságua no mar, principal fonte de alimentos para as comunidades da região. A fauna marinha foi intoxicada por metilmercúrio e, sendo ela o principal alimento, chegou ao organismo dos moradores da vila (Akagi *et al.*, 2001).

No início, concluiu-se que poderia ser uma encefalite provocada por alguma intoxicação química, mas sem a devida correlação com o metilmercúrio, pois o quadro clínico dos pacientes apresentava algumas características diferentes do que se conhecia à época em relação à intoxicação pelo elemento químico mercúrio (Bisinoti e Jardim, 2004).

Após doze anos do aparecimento do primeiro caso foi quando se chegou a uma conclusão correta e oficial do caso, porém isto não impediu que vários casos de contaminação

por metilmercúrio ocorressem pelo mundo no final dos anos 60 e início da década de 70, dentre os quais nos Estados Unidos, Iraque, Paquistão e Guatemala, onde a contaminação foi devida a fungicidas produzidos à base de etil e metilmercúrio (Bisinoti e Jardim, 2004).

1.6 Macrófitas aquáticas e o perifíton

Macrófitas aquáticas se refere a um grupo diverso de organismos fotossintéticos grandes o suficiente para serem vistos a olho nu, cujas partes vegetativas crescem ativamente tanto permanentemente como periodicamente (ou pelo menos várias semanas em cada ano) submersas, flutuando ou crescendo sobre a superfície da água (Denny, 1985; Chambers *et al.*, 2008). O termo macrófita aquática passou a ser utilizado principalmente pelos ecólogos, para diferenciar esses produtores macroscópicos dos microscópicos (fitoplâncton). Exatamente pelo seu enfoque ecológico, mas não taxonômico, o termo macrófita aquática inclui vegetais de diferentes grupos (Esteves, 2011).

As macrófitas aquáticas se agrupam em comunidades que foram negligenciadas no início dos estudos limnológicos, que priorizavam as comunidades planctônicas. Essa tendência constatada até meados dos anos 60 é compreensível, pois os estudos limnológicos eram realizados em ecossistemas lacustres temperados, em geral profundos e com predominância da região pelágica no processo de produção e processamento matéria orgânica (Esteves, 2011).

Essa visão começou a ser alterada quando se passou a reconhecer que a maioria dos ecossistemas aquáticos é rasa, assim, a contribuição das macrófitas aquáticas para sua estrutura e funcionamento é mais importante do que a da comunidade fitoplanctônica (Wetzel, 2001).

As macrófitas aquáticas influenciam os ecossistemas aquáticos de diversas formas e determinam a sua estrutura e seu funcionamento, sendo os lagos rasos mais influenciados, pois além de serem mais propícios a colonização destes grupos, possui um pequeno volume de água em relação a sua área (Esteves, 2011). Os ecossistemas aquáticos rasos, colonizados por macrófitas, tem menos aporte de nutrientes a partir do sedimento pela ação do vento (Madison *et al.*, 2001).

As macrófitas habitam a região litorânea de ambientes aquáticos lênticos e lóticos, podendo estar total ou parcialmente submersas ou flutuantes no meio aquático. Além de viabilizar a sobrevivência de uma extensa variedade de organismos aquáticos, disponibilizando alimento, refúgio e local para procriação, essa vegetação serve de substrato para o estabelecimento do perifíton (Pompêo & Moschini-Carlos 2003).

O perifíton é uma matriz complexa de algas, protozoários, bactérias, fungos e partículas que ocorre em raízes e outros substratos, ou seja, superfícies rochosas, nos ecossistemas aquáticos. Estas comunidades apoiam uma variedade de estirpes de bactérias, incluindo as Bactérias Redutoras de Sulfato (BRS), consideradas como os organismos responsáveis por uma fração significativa na produção de CH_3Hg em ecossistemas (Compeau e Bartha, 1985; King *et al.*, 2000; Acha *et al.*, 2005) demonstraram que as BRS são abundantes e ativas no perifíton de diferentes espécies de macrófitas, e sua abundância influencia na produção de MeHg (Acha *et al.*, 2011). Além das BRS, outros grupos, tais como bactérias redutoras de ferro e metanógenos foram identificadas como potenciais metiladoras de mercúrio (Fleming *et al.*, 2006; Kerin *et al.*, 2006; Hamelin *et al.*, 2011).

A variabilidade temporal e espacial da comunidade perifítica tem sido atribuída a diversos fatores, como fluxo da água, temperatura, sazonalidade, características limnológicas do ambiente aquático dentre as quais se destacam a concentração de nutrientes e as relações bióticas, principalmente a alelopatia e a herbivoria (Messyasz & Kuczynska-Kippen 2006).

Os bancos de macrófitas desempenham uma função importante nesse ecossistema, servindo de abrigo, local de reprodução e fonte de alimento para uma grande variedade de grupos animais, como insetos terrestres e aquáticos, aves e peixes (Junk e Howard-Williams, 1984). No caso dos peixes, os bancos de macrófitas são utilizados por várias espécies como berçário, refúgio e sítio de forrageamento (Junk *et al.*, 1997).

1.7 Mercúrio na Amazônia

Durante muito tempo pensava-se que a origem de todo o mercúrio da Amazônia era proveniente das atividades antrópicas do garimpo visto a grande utilização deste material nessa atividade, somado às poucas pesquisas realizadas neste campo em relação à Amazônia.

Segundo Pfeiffer *et al.* (1993) durante o auge dos garimpos na Amazônia, aproximadamente 130 toneladas de mercúrio eram lançadas na região por ano.

No entanto, estudos realizados na bacia do Tapajós (Roulet *et al.*, 1998a), Negro (Zeidemann, 1998; Fadini e Jardim, 2001) Madeira (Lechler *et al.*, 2000) e no Estado de Amapá (Fostier, 1999) demonstraram que os solos na bacia central Amazônica são excepcionalmente ricos em mercúrio e que este mercúrio é predominantemente de origem natural (Roulet *et al.*, 1998a; Zeidemann, 1998; Fostier, 1999; Fadinini e Jardim, 2001; Lechler *et al.*, 2000).

Novos estudos têm focado nos processos que controlam a liberação deste mercúrio natural do solo para os ecossistemas aquáticos, apontando duas vias principais de liberação. A primeira via seria a liberação de partículas através da erosão (Roulet *et al.*, 2000). O mercúrio pode se depositar por via úmida ou seca no solo amazônico, e a grande afinidade por oxihidróxidos de ferro e alumínio presentes, permite seu acúmulo no meio terrestre (Roulet e Lucotte, 1985). O mercúrio depositado no solo integra o material particulado fino, e o intenso desmatamento expõem o solo facilitando a lixiviação deste elemento para o ambiente aquático (Roulet *et al.*, 2001b).

Outra via importante de liberação do mercúrio do solo seria na forma de partículas dissolvidas através de podzolização (Fadini e Jardim, 2001; Peleja, 2007). A liberação de mercúrio por processos pedogênicos naturais, ocorre em todos os solos, sendo mais acentuado ao longo de declives (Roulet *et al.*, 1995) e em solos hidromórficos (Silva-Forsberg *et al.*, 1999; Peleja 2002, 2007).

O material particulado fino é o local que apresenta maior concentração de mercúrio total no sistema aquático, sendo acumulado nas raízes de macrófitas aquáticas e transformado em metil-mercúrio (Roulet *et al.*, 1998b, 1999, 2001a). O metil-mercúrio produzido é liberado para a água e entra na cadeia trófica por rápida difusão e, também por forte ligação às proteínas da biota devido a sua elevada afinidade com os grupos sulfidrila (IPCS, 1990).

O metil-mercúrio é facilmente absorvido por peixes e outros animais aquáticos, o que provoca a deposição dessa substância química nos tecidos desses animais, o qual se acumula ao longo do tempo, atingindo, na cadeia biológica, concentrações bem maiores do que as originalmente encontradas no ambiente (Câmara *et al.*, 1998).

Segundo Azevedo (2003), a absorção do mercúrio pelos organismos aquáticos é influenciada pela concentração deste elemento, pela taxa metabólica e pela eficiência de

absorção, determinada pelas características do ambiente aquático. Este último fator é o menos entendido e talvez a condição mais importante que governa a absorção do mercúrio pelos peixes em condições naturais.

Sistemas aquáticos com características como subanoxia, anóxia, baixo pH e elevada matéria orgânica dissolvida devem ser preservados e evitadas quaisquer interferências humanas em suas drenagens, pois os efeitos tóxicos dos metais (principalmente o mercúrio) podem ser amplificados (Lacerda e Malm, 2008).

A formação do metil-mercúrio e sua subsequente bioacumulação na cadeia trófica aquática depende de uma série de fatores tais como temperatura, concentração de bactérias presentes no meio, pH, tipo de solo ou sedimento, concentração de sulfeto, condições de oxidação-redução do meio, além de variações sazonais (Bisinoti e Jardim, 2004).

O mercúrio é absorvido pelos peixes principalmente via alimentação e como a ingestão é mais rápida do que a excreção, especialmente na forma orgânica, a concentração tende a aumentar com o passar do tempo. Uma vez na cadeia alimentar, o mercúrio orgânico sofre um processo de biomagnificação, concentrando-se cada vez mais ao passar de um nível trófico a outro (Padovani *et al.*, 1996).

As concentrações de mercúrio nos peixes podem variar de acordo com fatores bióticos e abióticos. Portanto, o hábito alimentar, o estágio de vida, o tamanho e o sexo são importantes para o entendimento dos níveis do metal nesses organismos (Kasper *et al.*, 2007). Tendo em vista a importância do pescado na alimentação quotidiana dos ribeirinhos das margens do Rio Tapajós, os níveis de mercúrio observados no tecido muscular dos peixes predadores revelam-se preocupantes, sendo que as variações temporais e espaciais das concentrações de mercúrio não foram observadas na maioria das espécies estudadas (Sampaio da Silva *et al.*, 2006).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) estabeleceu que a carne de peixe para consumo humano não deve possuir concentração de mercúrio acima de 500 nanogramas por grama de carne de peixe fresco. Em função disso, a legislação brasileira também adotou esse mesmo nível de mercúrio na carne de pescado para consumo humano, sendo os limites de 500 ng.g⁻¹ para peixes não predadores e 1000 ng.g⁻¹ para peixes predadores (Brasil, 1975).

Para Coelho-Souza *et al.* (2006), o ciclo de inundação exerce grande influência sobre os níveis de mercúrio, sendo as macrófitas um elo entre o aumento ou diminuição da metilação do mercúrio. Entender como este metal bioacumula e biomagnifica nos diferentes

ecossistemas aquáticos da bacia amazônica se faz necessário em virtude da alta toxicidade deste elemento para a biota aquática e para a população que pode entrar em contato com o mercúrio.

Nesse sentido, a vigilância ambiental constitui-se na principal estratégia que pode ser utilizada para a eliminação, prevenção e controle das situações de risco à saúde humana. A verificação periódica da exposição ambiental de populações humanas ao mercúrio pode ser feita por meio da medição sistemática das concentrações de mercúrio nas diversas matrizes ambientais.

Desta forma, a realização do presente trabalho poderá elucidar como se dá a relação de bioacumulação e biomagnificação do mercúrio total em peixes associados à macrófitas aquáticas e como esse processo se desenvolve ao longo de um trecho da bacia amazônica brasileira.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Investigar a bioacumulação e biomagnificação de mercúrio total em peixes associados à macrófitas aquáticas em um trecho da Bacia do Rio Amazonas;

2.2 Objetivos Específicos

- 1- Quantificar e comparar os níveis de mercúrio total intra e interespecíficos em peixes associados à macrófitas em diferentes pontos da bacia rio Amazonas;
- 2- Avaliar os níveis de bioacumulação de mercúrio total entre as espécies analisadas;
- 3- Investigar as possíveis relações entre as concentrações de mercúrio total nos peixes e no perifíton aderido as raízes de macrófitas aquáticas – biomagnificação;
- 4- Verificar se os níveis de mercúrio total dos peixes coletados estão de acordo com os níveis estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde – OMS para o consumo humano.

ARTIGO: Oliveira, S. R. L; Avaliação dos níveis de mercúrio total em peixes associados à macrófitas aquáticas do rio Amazonas e afluentes - Amazônia, Brasil Manuscrito em preparação para *Neotropical Ichthyology*

**Avaliação dos níveis de mercúrio total em peixes associados à macrófitas
aquáticas do rio Amazonas e afluentes - Amazônia, Brasil**

Sérgio Roberto Lemos de Oliveira¹², José Reinaldo Pacheco Peleja², Ynglea Georgina de
Freitas Goch²

¹Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos,
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Universidade Federal do Oeste do Pará,
Caixa Postal 68040, Santarém, Pará, Brasil.

²Laboratório de Biologia Ambiental, Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas,
Universidade Federal do Oeste do Pará, Avenida Marechal Rondon,s/n, Caranazal,
68040-070, Santarém, Pará, Brasil.

Abstract

The presence of mercury in various compartments of aquatic ecosystems is a worrying problem. The gold mining and mercury occurring naturally in the soil are known as sources responsible for this contamination. The mercury released into the environment can accumulate in the tissue of the aquatic animals and concentrations tend to increase as the animal gains weight and age in a phenomenon known as bioaccumulation. Once in the food chain biomagnification mercury, and their concentrations amplified when passing from one trophic level to another just above. Thus, fish are often used as biological indicators of environmental contamination. This study aimed to investigate the bioaccumulation and biomagnification of total mercury in fish associated with aquatic macrophytes in a stretch of the Amazon River Basin. The collections were made in July and September 2012, six points located on the Amazon River and its tributaries. The collected fish were identified and had tissue samples taken for determination of total Hg using the technique of Cold Vapor Atomic Fluorescence (CVAFS). 50 species were analyzed and only 24% showed patterns of bioaccumulation of total Hg. Just *Acestrorhynchus falcirostris* (523.6 ± 263.28) species showed values above the established by legislation with a total significantly higher than the other species ($F_{49, 730} = 6.04$, $p = 0.0000$). The piscivorous, insectivorous, and zooplanktonic species reached higher concentrations in relation to other trophic levels. The Jurua and Japurá rivers were those with the greatest factors of biomagnification from producer to primary consumer with values (0.41638 and 0.40912) respectively. Being the point on the Amazon River near Manacapuru the only one to show positive biomagnification. Most species are in total Hg levels below the limits established by Brazilian legislation for human consumption, but some commercial and often consumed species exceeded the thresholds.

Keywords: Ecotoxicology, bioaccumulation, biomagnification, methylation, periphyton

Resumo

A presença de mercúrio em vários compartimentos dos ecossistemas aquáticos constitui um problema preocupante. Os garimpos de ouro e o mercúrio de origem natural no solo são fontes conhecidas como responsáveis por essa contaminação. O mercúrio liberado no meio ambiente pode acumular-se no tecido dos animais aquáticos e suas concentrações tendem a aumentar à medida que o animal ganha peso e idade, um processo conhecido como bioacumulação. Uma vez na cadeia alimentar o mercúrio pode biomagnificar, tendo suas concentrações amplificadas ao passar de um nível trófico para outro superior. Assim, os peixes são frequentemente utilizados como bioindicadores de contaminação ambiental. Este trabalho teve como objetivo investigar a bioacumulação e biomagnificação de mercúrio total em peixes associados à macrófitas aquáticas em um trecho da Bacia do Rio Amazonas. As coletas foram realizadas nos meses de julho e setembro de 2012, em seis pontos localizados no rio Amazonas e afluentes. Os peixes coletados foram identificados e tiveram amostras de tecido retiradas para determinação de Hg total através da técnica de Fluorescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS). 50 espécies foram analisadas e apenas 24% apresentaram padrões de bioacumulação de Hg total. Apenas a espécie *Acestrorhynchus falcistrostris* ($523,6 \pm 263,28$) apresentou valores acima do estabelecido pela legislação com valores médios de Hg total significativamente maior que as demais espécies ($F_{49, 730} = 6,04$, $p=0,0000$). As espécies piscívoras, insetívoras, zooplânctófagas e planctófagas atingiram concentrações mais elevadas em relação aos demais níveis tróficos. Os rios Juruá e Japurá foram os que apresentaram os maiores fatores de Biomagnificação do produtor para o consumidor primário com valores de (0,41638 e 0,40912) respectivamente. Sendo o ponto no rio Amazonas próximo a Manacapuru o único a apresentar Biomagnificação positiva. A maioria das espécies estão com os níveis de Hg total abaixo dos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira para o consumo humano, porém algumas espécies comerciais e bastante consumidas ultrapassaram os limiares.

Palavras-chave: Ecotoxicologia, bioacumulação, biomagnificação, metilação, perifíton

1. Introdução

O mercúrio (Hg) é um elemento traço natural podendo ser liberado para o meio ambiente através das atividades humanas e/ou através de processos naturais (Azevedo, 2003). Todas as formas de mercúrio são nocivas, no entanto, o metil-mercúrio é a forma mais toxica. É um composto orgânico com grande estabilidade química, o que aliado a sua alta afinidade por lipídios o conduz a um trânsito preferencial e estável pela biota (Inza *et al.*, 1998).

Segundo Mason *et al.* (1994), os principais reservatórios de mercúrio no ciclo global são a atmosfera, onde o mercúrio existe predominantemente na forma elementar gasosa (Hg^0), o oceano, onde predomina a forma iônica Hg^{2+} e particulada, e o solo onde predomina a forma particulada.

Durante muito tempo pensava-se que a origem de todo o mercúrio da Amazônia era proveniente das atividades antrópicas. No entanto, estudos realizados na bacia do Tapajós (Roulet *et al.*, 1998a), Negro (Zeidemann, 1999, Fadini e Jardim, 2001), Madeira (Lechler *et al.*, 2000) e no Estado de Amapá (Fostier, 1999) demonstraram que os solos na bacia central Amazônica são excepcionalmente ricos em mercúrio e que este mercúrio é predominantemente de origem natural (Roulet *et al.*, 1998a; Zeidemann, 1998; Fostier, 1999; Fadinini e Jardim, 2001; Lechler *et al.*, 2000).

O mercúrio depositado no solo integra o material particulado fino, e o intenso desmatamento expõem o solo facilitando a lixiviação deste elemento para o ambiente aquático (Roulet *et al.*, 2001b). O material particulado fino é o local que apresenta maior concentração de mercúrio total no sistema aquático, sendo acumulado nas raízes de macrófitas aquáticas e transformado em metil-mercúrio (Roulet *et al.*, 1998b, 1999, 2001a). O metil-mercúrio produzido é liberado para a água e entra na cadeia trófica por rápida difusão e, também por forte ligação às proteínas da biota devido a sua elevada afinidade com os grupos sulfidril (IPCS, 1990).

Para Coelho-Souza *et al.* (2006), o ciclo de inundação exerce grande influencia sobre os níveis de mercúrio, sendo as macrófitas um elo entre o aumento ou diminuição da metilação do mercúrio. Entender como este metal bioacumula e biomagnifica nos diferentes tipos de água da bacia amazônica se faz necessário em virtude da alta toxicidade deste elemento para a biota aquática e para a população que pode entrar em contato com o mercúrio.

Nesse sentido, a vigilância ambiental constitui-se na principal estratégia que pode ser utilizada para a eliminação, prevenção e controle das situações de risco à saúde humana. A verificação periódica da exposição ambiental de populações humanas ao mercúrio pode ser feita por meio da medição sistemática das concentrações de mercúrio nos diversas matrizes ambientais.

Desta forma, o presente trabalho tem como objetivo caracterizar o processo de bioacumulação e biomagnificação do mercúrio total em peixes associados à macrófitas aquáticas e como esse processo se desenvolve ao longo do gradiente longitudinal do rio Amazonas, Amazônia, Brasil.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em diferentes pontos da bacia do rio Amazonas desde a foz do rio Juruá até a foz do rio Madeira. Os seis pontos selecionados estão localizados tanto no canal principal do Rio Amazonas quanto em seus afluentes (Juruá, Japurá, Purus e Madeira) (Figura 1).

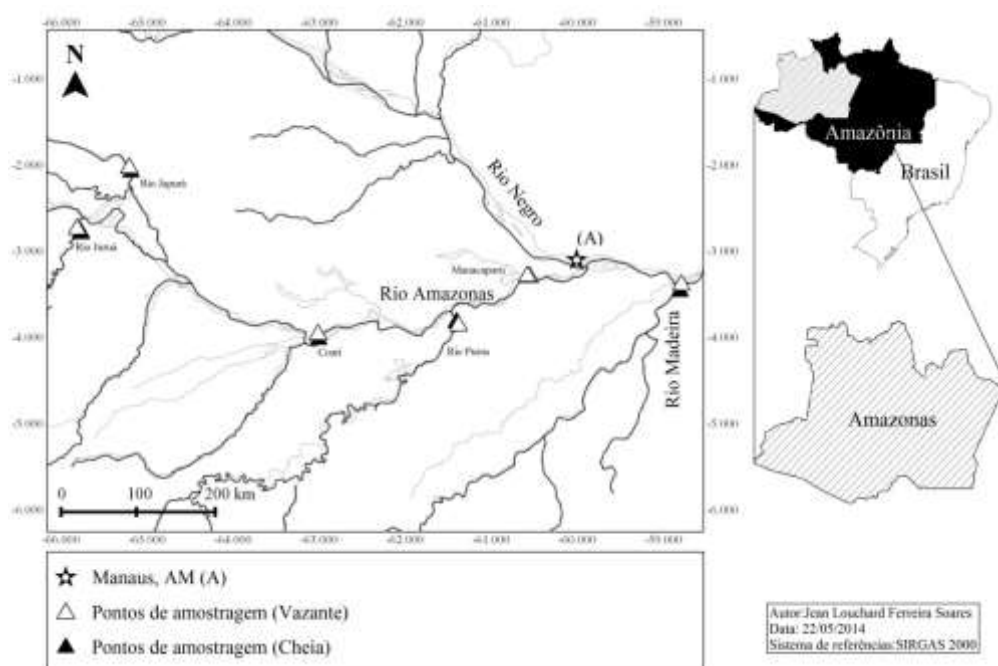


Fig.1: Mapa da área de estudo com pontos de coletas no Rio Amazonas e afluentes, durante o período de cheia e vazante.

2.2 Coleta das amostras

As coletas foram realizadas nos meses de julho e setembro de 2012 em dois pontos do canal principal do rio Amazonas e em quatro de seus principais tributários (Juruá, Japurá, Purus e Madeira) totalizando seis pontos de coleta. Em cada ponto, foram escolhidos diferentes bancos de macrófitas aquáticas levando em consideração o tamanho total das redes de espera, onde se coletou as raízes destes vegetais com o perifíton aderido a estas, além de peixes associados a estes ambientes.

2.2.1 Amostragem dos peixes

Para realizar as coletas foram utilizados conjuntos de redes de espera de diferentes tamanhos de malhas espalhadas ao longo de cada banco de macrófita selecionado. Cada conjunto de rede de espera foi composto pela união sequencial de uma rede de malha de 1,5 mm, 2,0 mm, 4,0 mm, 6,0 mm, 8,0 mm, 10,0 mm e 12,0 mm com 10 metros de comprimento por 2 metro de altura cada, totalizando 70 metros de extensão.

O conjunto de rede de espera foi estendido ao longo de todo o banco de macrófitas com um tempo de espera mínimo de quatro horas. A cada despesca, os peixes foram devidamente colocados em sacos plásticos limpos e identificados por ponto de coleta e por banco.

2.2.2 Amostragem do perifíton

Para que fosse possível a análise de mercúrio total no perifíton das raízes das macrófitas aquáticas, foram coletadas manualmente raízes de duas espécies de macrófitas (*Paspalum repens* e *Eichhornia crassipes*) em cada banco selecionado e posteriormente armazenadas em sacos plásticos limpos e identificados por banco de macrófitas e por ponto de coleta. Estas amostras foram então congeladas e posteriormente levadas para o Laboratório de Biologia Ambiental da UFOPA.

Os peixes coletados foram identificados com a utilização de manuais de identificação de peixes neotropicais, além de chaves dicotômicas regionais e consulta a especialistas (Reis *et al.*, 2003, Buckup *et al.*, 2007; Ferraris, 2007).

Posteriormente, todos os exemplares foram medidos e pesados para aquisição de comprimento total (cm), comprimento padrão (cm) e peso (g). Em seguida, tiveram uma

amostra de tecido muscular da região dorsal retirada sem pele e sem espinha, a qual foi acondicionada em recipientes plásticos, congeladas e transportados para o laboratório.

2.3 Métodos de laboratório

2.3.1 Análise de Hg total em músculo de peixe

As análises de Hg total foram realizadas no Laboratório de Biologia Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará. O procedimento de análise de Hg total nas amostras de peixes consistiu na digestão da amostra (peso úmido) em tubo de ensaio com ácido nítrico (HNO_3) concentrado e ácido clorídrico a 6 normal (HCl6N) a 121 °C. Em sequência, as amostras foram diluídas com água deionizada (Milli-Q®) até obtenção do volume total de 9 ml. Para leitura dos níveis de Hg total nas amostras previamente digeridas, alíquotas de 100µl da solução da amostra biológica foram injetadas em um reator redutor saturado com uma solução de Cloreto de Estanho (SnCl_2) e analisado por espectrofotometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio - CVAFS (Pichet *et al.*, 1999).

2.3.2 Análise de Hg total em perifíton

As raízes de macrófitas foram lavadas com água ultrapura para desagregação do perifíton do sistema radicular. Após, o material foi peneirado para excluir outros fragmentos e em seguida este volume adicionado em um copo concentrador de plâncton com peneira de nylon de malha de 63 µm. O concentrado foi transferido para tubos de falcon com volume de 12 ml e centrifugado a 3000 RPM por 3 minutos. Após a centrifugação, o sobrenadante foi descartado e o material concentrado precipitado foi liofilizado e em seguida solubilizado por digestão ácida para extração do Hg total e análise por CVAFS, semelhante metodologia utilizada para as amostras de peixes (Pichet *et al.*, 1999).

Em todas as análises, para garantir a confiabilidade dos resultados e do método analítico, foram realizados testes de calibração utilizando-se amostras de padrões internacionais (DORM-3: Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals do Nacional Research Council of Canadá) referente a tecido muscular de peixe, resultando em uma reprodução de valores confiáveis em relação aos valores certificados.

2.4 Análises dos dados

A bioacumulação nas espécies de peixes analisadas foi estimado através de regressão linear simples entre as concentrações de Hg total e o comprimento padrão e Hg total e peso dos peixes.

Também foram utilizadas Análises de Variância (ANOVA) para avaliar as diferenças entre: as concentrações médias de Hg total dos peixes nos diferentes pontos de coleta, entre as espécies de peixes analisadas, entre os dois períodos sazonais (cheia e vazante), entre os hábitos alimentares e entre as duas matrizes ambientais analisadas, peixe e perifíton, nos dois períodos sazonais.

Os fatores de biomagnificação (MF) que aferem a ampliação de Hg a partir de um nível trófico basal para um imediatamente superior foram obtidos utilizando a seguinte fórmula: $Mf = \log (C_n/C_{n-1})$, onde C_n é a concentração de Hg em um nível trófico superior e C_{n-1} é o nível de Hg ao nível trófico imediatamente abaixo.

Foi realizada também uma análise comparativa (ANOVA) das concentrações de Hg total por hábito alimentar com todos os pontos de coleta. Em virtude da maioria das espécies não se repetirem em todos os pontos de coleta, essa comparação foi realizada apenas com os peixes detritívoros, herbívoros e onívoros.

Para possibilitar esta análise, as espécies *Semaprochilodus insignis* e *Semaprochilodus taeniurus* ambas detritívoras e as espécies *Triportheus albus*, *Triportheus angulatus* e *Triportheus flavius* todas onívoras, foram classificadas até gênero. Desta forma, as mesmas foram classificadas como *Semaprochilodus spp.* e *Triportheus spp.* sendo esta classificação utilizada apenas para esta análise.

3. Resultados

Ao todo, na Bacia do Rio Amazonas foram coletadas 854 amostras de peixes distribuídos em 90 espécies. Considerando espécies com (n) mínimo de 5, foram utilizadas 783 amostras distribuídas em 06 ordens, 25 famílias e 50 espécies, sendo que tais coletas foram realizadas tanto no período da cheia quanto no período da vazante.

Independente de período de coleta e de espécie de peixe, as concentrações médias de Hg total por rio foram significativamente maiores nos rios Juruá ($306,46 \pm 188,51$) e Japurá ($293,15 \pm 157,29$) ($F_{5,849} = 9,04$, $p=0,0000$); enquanto que o rio Purus foi o que apresentou a concentração média menor de Hg total ($207,24 \pm 122,70$) (Figura 2).

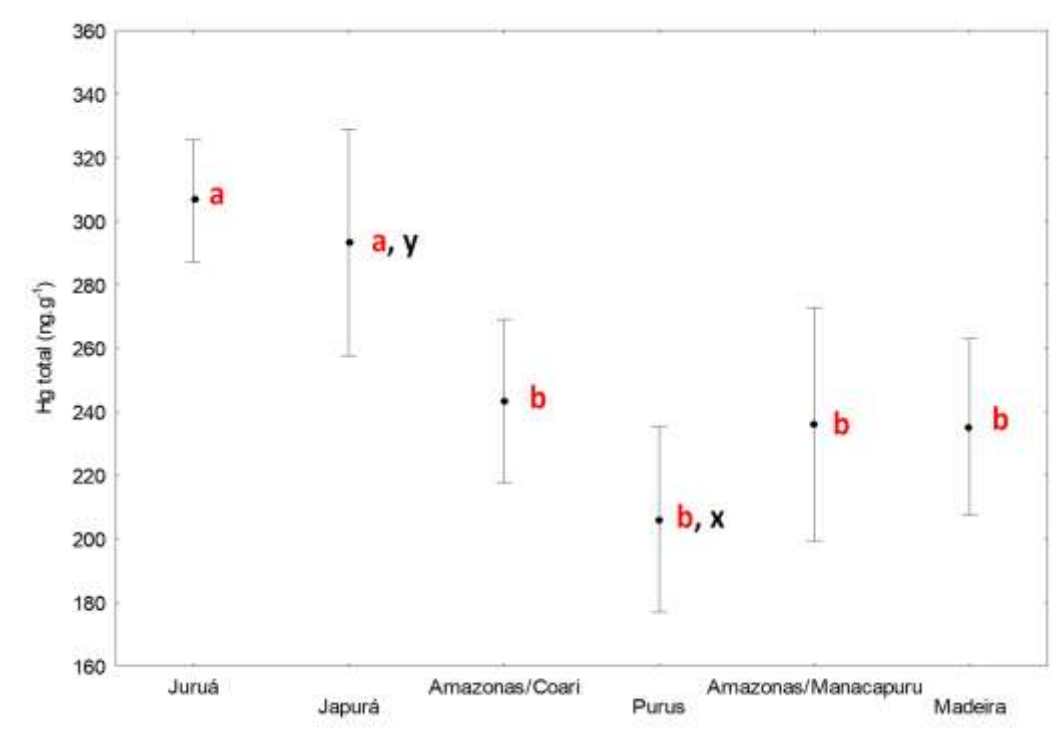


Fig. 2. Concentrações médias de mercúrio total em músculo de peixe nos pontos de coleta do rio Amazonas e afluentes, independente de período e espécie.

Os pontos localizados nos rios Juruá e Japurá diferiram significativamente dos demais pontos localizados no rio Amazonas próximo a cidade de Coari, no rio Purus, Amazonas próximo a cidade de Manacapuru e rio Madeira. O ponto localizado no rio Japurá, também diferiu significativamente do ponto localizado no rio Purus.

No rio Juruá a espécie *Serrasalmus spilopleura*, piscívora, foi a que apresentou a maior concentração absoluta de Hg total com valor de $1010,71 \text{ ng.g}^{-1}$. No rio Japurá, o maior valor de Hg total também foi encontrado em uma espécie piscívora; *Ageneiosus ucayalensis*, a qual atingiu $805,24 \text{ ng.g}^{-1}$.

No rio Amazonas, próximo a cidade de Coari, a espécie herbívora *Hemiodus immaculatus* revelou concentração máxima de $913,51 \text{ ng.g}^{-1}$ de Hg total no músculo.

Enquanto que na espécie *Rhaphiodon vulpinus*, coletada no rio Purus se registrou concentração de 609,5 ng.g⁻¹.

A espécie *Acestrorhynchus fascirostris*, piscívora, coletada no rio Amazonas próximo a cidade de Manacapuru obteve valor de 1105,40 ng.g⁻¹ enquanto que a espécie piscívora *Ilisha amazônica*, coletada no rio Madeira apresentou valor máximo de 1271,71 ng.g⁻¹.

3.1 Avaliação das concentrações interespecíficas de Hg total em peixes associados à macrófitas aquáticas nos diferentes pontos de coleta.

A concentração média de Hg total por espécie foi verificada, sendo que a espécie que apresentou as maiores concentrações de mercúrio total foi *Acestrorhynchus fascirostris* (523,6±263,28) com valores médios de Hg total significativamente maior que as demais espécies ($F_{49, 730} = 6,04$, $p=0,0000$); enquanto que a espécie *Pterygoplichthys* sp foi a que apresentou as menores concentrações de Hg total no músculo (96,8±43,4) (Figura 3).

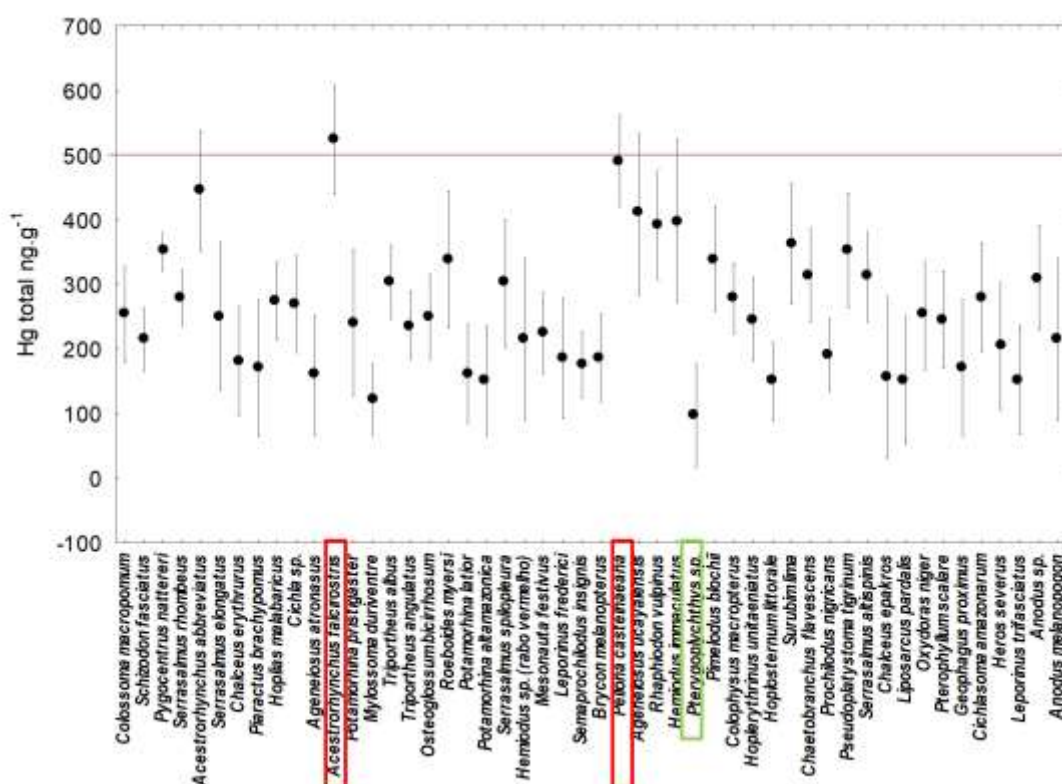


Fig. 3. Concentrações de mercúrio total interespecíficas em músculo de peixes associados à macrófitas aquáticas na Bacia do rio Amazonas.

Houve diferenças significativas nas concentrações de Hg total entre os pontos de coleta localizados no rio Amazonas e afluentes quando associadas com o período sazonal (Anova $F_{5, 842} = 7,95$, $p=0,0000$). Essas diferenças significativas também foram observadas quando a correlação foi realizada somente entre os rios (Anova $F_{5, 842} = 7,40$, $p=0,0000$), no entanto o mesmo padrão não ocorreu entre os períodos sazonais (Anova $F_{1, 842} = 0,22$, $p=0,6413$) (Figura 4).

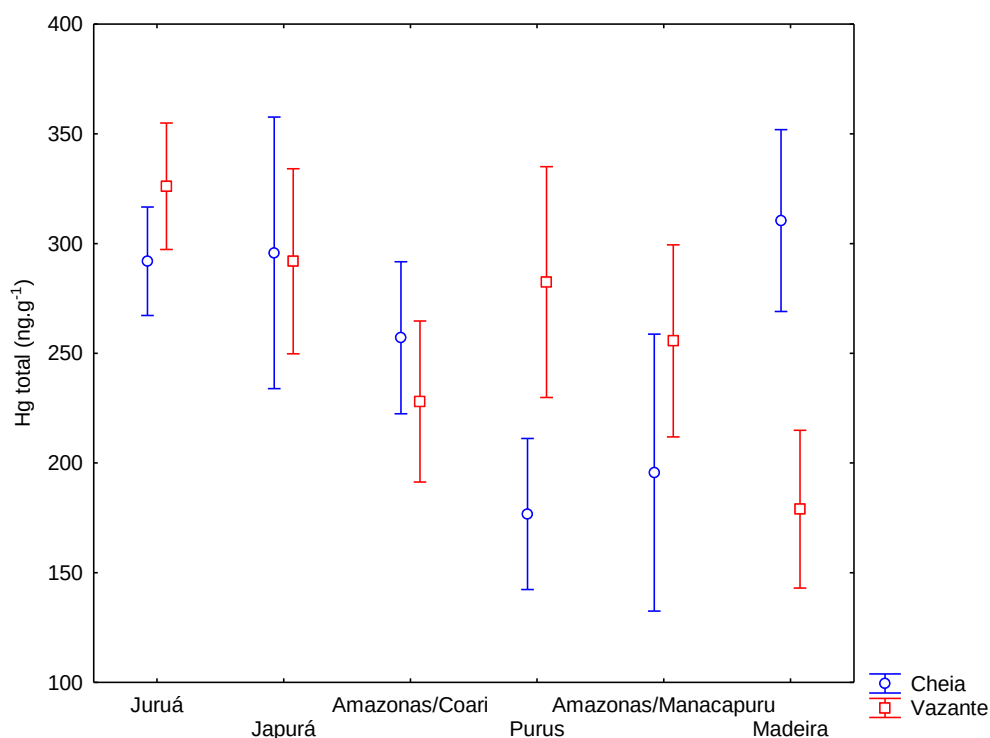


Fig. 4. Concentração de mercúrio total em músculo de peixe nos pontos de coleta do rio Amazonas e afluentes para os dois períodos sazonais.

3.2 Níveis de bioacumulação nos peixes

Das 50 espécies analisadas 12 apresentaram padrões de bioacumulação de mercúrio total em relação ao comprimento padrão e peso, o que corresponde a 26%. Para esta análise, foram utilizadas apenas as amostras de espécies com (n) mínimo de 5 indivíduos (Tabela 1).

Tabela 1

Relação da concentração de Hg total (ng.g^{-1}) com o comprimento e peso das espécies de peixes da bacia do rio Amazonas e afluentes. Valores em negrito correspondem a correlações entre peso e Hg total, ou comprimento padrão e Hg total.

Espécies		Comprimento		Peso (g)	
		padrão (cm)			
ORDEM OSTEOGLOSSIFORMES	n	R²	P	R²	P
Família Osteoglossidae					
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Vandelli, 1829)	18	0,33	0,01	0,30	0,02
ORDEM CLUPEIFORMES					
Família Pristigasteridae					
<i>Pellona castelnaeana</i> (Valenciennes, 1847)	16	0,01	0,64	0,00	0,94
ORDEM CHARACIFORMES					
Família Acestrorhynchidae					
<i>Acestrorhynchus abbreviatus</i> (Cope, 1878)	9	0,36	0,09	0,06	0,52
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i> (Cuvier, 1819)	11	0,17	0,19	0,02	0,69
Família Anostomidae					
<i>Leporinus frederici</i> (Bloch, 1794)	9	0,01	0,76	0,10	0,39
<i>Leporinus trifasciatus</i> (Steindachner, 1876)	11	0,00	0,90	0,00	0,91
<i>Schizodon fasciatus</i> (Agassiz, 1829)	33	0,03	0,31	0,01	0,51
Família Characidae					
<i>Triportheus albus</i> (Cope, 1872)	24	0,01	0,69	0,00	0,92
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix&Agassiz, 1829)	28	0,07	0,18	0,01	0,61
<i>Chalceus epakros</i> (Zanata & Toledo-Piza, 2004)	5	0,50	0,18	0,44	0,22
<i>Chalceus erythrurus</i> (Cope, 1870)	11	0,05	0,50	0,04	0,57
Subfamília Bryconinae					
<i>Brycon melanopterus</i> (Cope, 1872)	17	0,00	0,95	0,01	0,62
Subfamília Characinae					
<i>Roeboides myersi</i> (Gill, 1870)	7	0,32	0,19	0,43	0,11
Subfamília Serrasalminae					
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818)	14	0,10	0,26	0,12	0,22

<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1817)	27	0,38	0,00	0,37	0,00
<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)	7	0,03	0,69	0,01	0,80
<i>Pygocentrus nattereri</i> (Kner, 1860)	98	0,41	0,00	0,53	0,00
<i>Serrasalmus altispinis</i> (Merckx, Jégu & Santos, 2000)	16	0,25	0,05	0,08	0,30
<i>Serrasalmus elongatus</i> (Kner, 1860)	6	0,45	0,14	0,60	0,07
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaes, 1766)	41	0,34	0,00	0,14	0,01
<i>Serrasalmus spilopleura</i> (Kner, 1860)	8	0,86	0,00	0,96	0,00
Família Curimatidae					
<i>Potamorhina altamazonica</i> (Cope, 1878)	11	0,09	0,38	0,07	0,43
<i>Potamorhina latior</i> (Spix & Agassiz, 1829)	13	0,20	0,12	0,09	0,32
<i>Potamorhina pristigaster</i> (Steindachner, 1876)	6	0,67	0,04	0,60	0,07
Família Cynodontidae					
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> (Spix & Spix, 1829)	11	0,09	0,35	0,14	0,25
Família Erythrinidae					
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix, 1829)	19	0,00	0,91	0,00	0,89
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	21	0,23	0,03	0,25	0,02
Família Hemiodontidae					
<i>Hemiodus immaculatus</i> (Kner, 1858)	5	0,41	0,25	0,34	0,30
<i>Hemiodus</i> sp. (rabo vermelho)	5	0,52	0,17	0,51	0,17
<i>Anodus melanopogon</i> (Cope, 1878)	5	0,79	0,04	0,86	0,02
<i>Anodus</i> sp.	12	0,34	0,05	0,21	0,13
Família Prochilodontidae					
<i>Prochilodus nigricans</i> (Agassiz, 1829)	25	0,01	0,62	0,03	0,42
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Schomburgk, 1841)	30	0,03	0,36	0,00	0,98
ORDEM PERCIFORME					
Família Cichlidae					
<i>Chaetobranchius flavescens</i> (Heckel, 1840)	15	0,39	0,01	0,47	0,00
<i>Cichlasoma amazonarum</i> (Kulander, 1983)	11	0,35	0,06	0,19	0,18
<i>Heros severus</i> (Heckel, 1840)	8	0,16	0,33	0,14	0,36
<i>Pterophyllum scalare</i> (Lichtenstin, 1823)	14	0,01	0,75	0,00	0,84
<i>Cichla</i> sp.	14	0,01	0,68	0,01	0,68
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	7	0,09	0,51	0,05	0,61

<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	20	0,02	0,51	0,01	0,62
ORDEM SILURIFORME					
Família Auchenipteridae					
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> (Castelnau, 1855)	5	0,89	0,01	0,78	0,04
<i>Ageneiosus atronatus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	14	0,08	0,46	0,11	0,39
Família Callichthyidae					
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	21	0,02	0,50	0,00	0,75
Família Doradidae					
<i>Oxydoras niger</i> (Sands, 1997)	11	0,03	0,61	0,04	0,53
Família Loricariidae					
<i>Liposarcus pardalis</i> (Castlenau, 1855)	8	0,01	0,77	0,02	0,74
<i>Pterygoplichthys</i> sp.	12	0,10	0,32	0,07	0,40
Família Pimelodidae					
<i>Calophysus macropterus</i> (Valenciennes, 1840)	26	0,16	0,04	0,20	0,02
<i>Pimelodus blochii</i> (Valenciennes, 1840)	12	0,29	0,07	0,24	0,11
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Valenciennes, 1840)	10	0,08	0,41	0,04	0,56
<i>Surubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	9	0,01	0,77	0,00	0,94

3.3 Processo de biomagnificação

Em se tratando do processo de biomagnificação, ou seja, o aumento das concentrações de mercúrio nos níveis tróficos de uma cadeia alimentar pode-se observar que para o rio Amazonas, as espécies piscívoras, insetívoras, zooplactófagas e planctófagas atingiram concentrações mais elevadas em relação aos demais níveis tróficos. Assim como as espécies onívoras e herbívoras atingiram concentrações de Hg intermediárias enquanto que as espécies iliófagas e detritívoras apresentaram concentrações mais baixas ($F_{7, 846} = 21,904$, $p=0,0000$) (Figura 5).

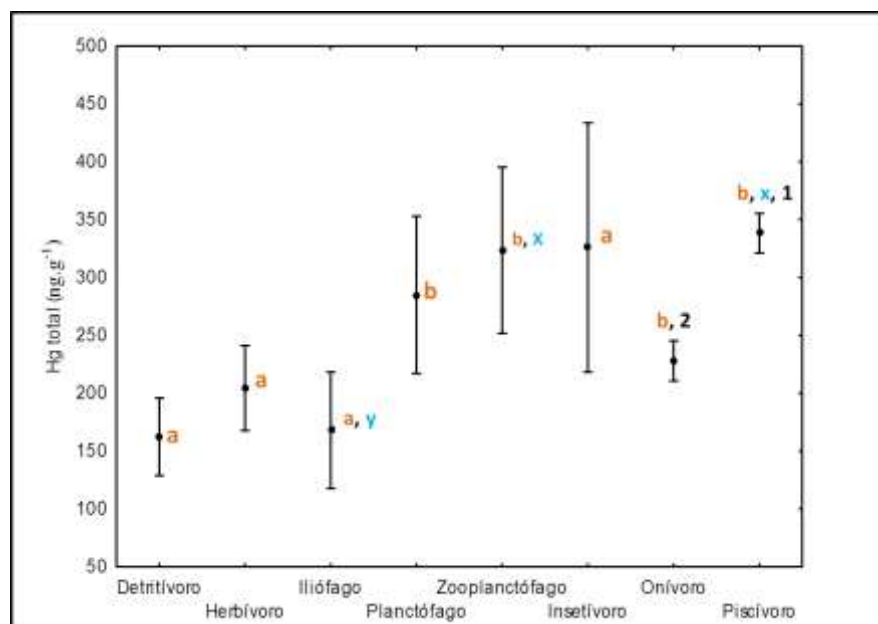


Fig. 5. Concentração de mercúrio total (ng.g⁻¹) em peixes do rio Amazonas e afluentes de acordo com o hábito alimentar.

As concentrações de mercúrio total nos peixes detritívoros, herbívoros, iliófagos e insetívoros diferiram significativamente dos peixes de hábitos alimentares planctófagos, zooplanctófagos, onívoros e piscívoros. Da mesma forma, as espécies iliófagas diferiram significativamente das espécies zooplanctófagas e as espécies piscívoras se diferiram das espécies onívoras.

As concentrações de Hg total nos peixes foram mais elevadas que as concentrações de Hg total no perifíton. No período da vazante, as duas matrizes tiveram médias mais elevadas que no período da cheia, porém também sem diferenças significativas (Figura 6).

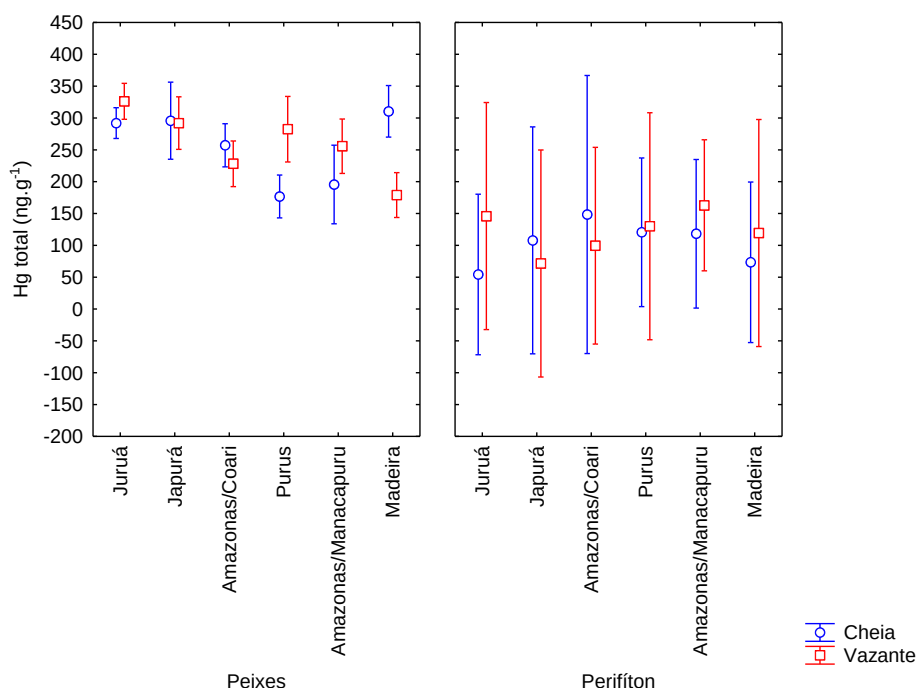


Fig. 6: Comparação das concentrações médias de mercúrio total (ng.g^{-1}) em peixes e em perifíton do rio Amazonas e afluentes de acordo com os períodos sazonais.

Apenas 3 espécies ocorreram simultaneamente nos seis pontos amostrados: *Semaprochilodus spp.* (detritívoro), *Triportheus spp.* (Onívoro) e *Schizodon fasciatus* (Herbívoro). Como as três pertencem a níveis tróficos diferentes, foram realizadas duas análises de variância envolvendo os níveis de Hg total em relação aos pontos de coleta e a sazonalidade.

Comparando as concentrações de Hg total por pontos de coleta para as 3 espécies comuns a todos os pontos, pode-se observar que houve diferenças significativas ($F_{10, 105} = 3,31$, $p=0,0009$). Essas diferenças foram significativas tanto entre os pontos ($F_{5, 105} = 4,18$, $p=0,0016$) quanto entre as espécies que foram comuns a todos os pontos ($F_{2, 105} = 5,02$, $p=0,0083$) (Figura 7).

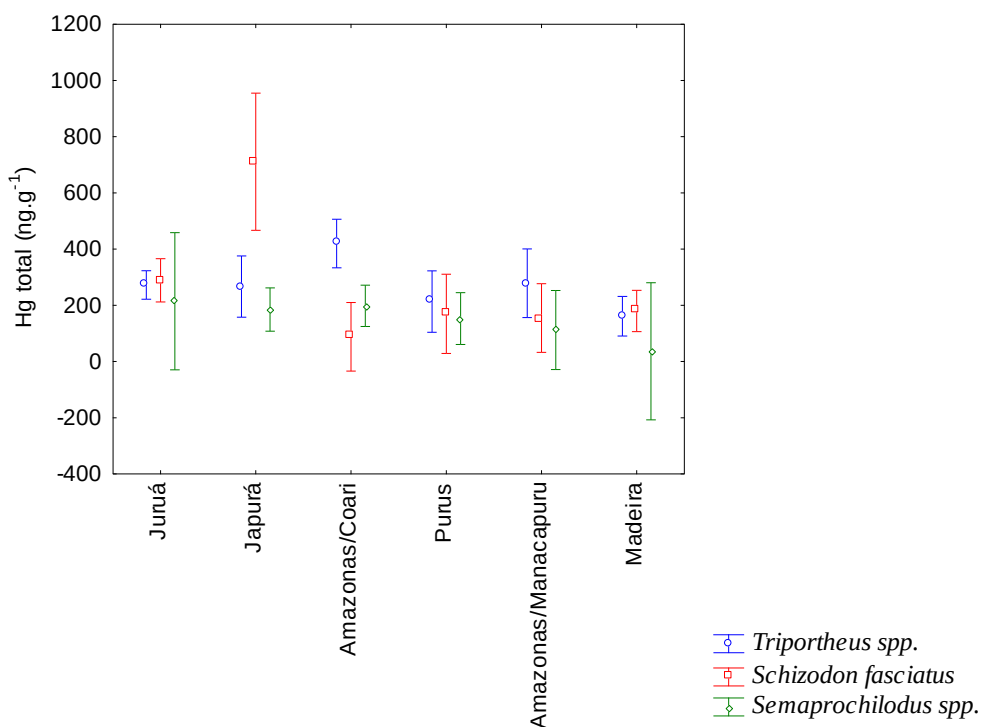


Fig. 7. Concentração de mercúrio total (ng.g⁻¹) em peixes do rio Amazonas e afluentes de ocorrência comum em todos os pontos de coleta.

A espécie *Schizodon fasciatus*, herbívora, apresentou as maiores concentrações de Hg total nos rios Japurá, Juruá e Madeira. Já a espécie *Semaprochilodus* spp. apresentou as concentrações de Hg total mais baixas em todos os pontos de coleta com exceção do ponto localizado no rio Amazonas próximo a cidade de Manacapuru (Figura 8).

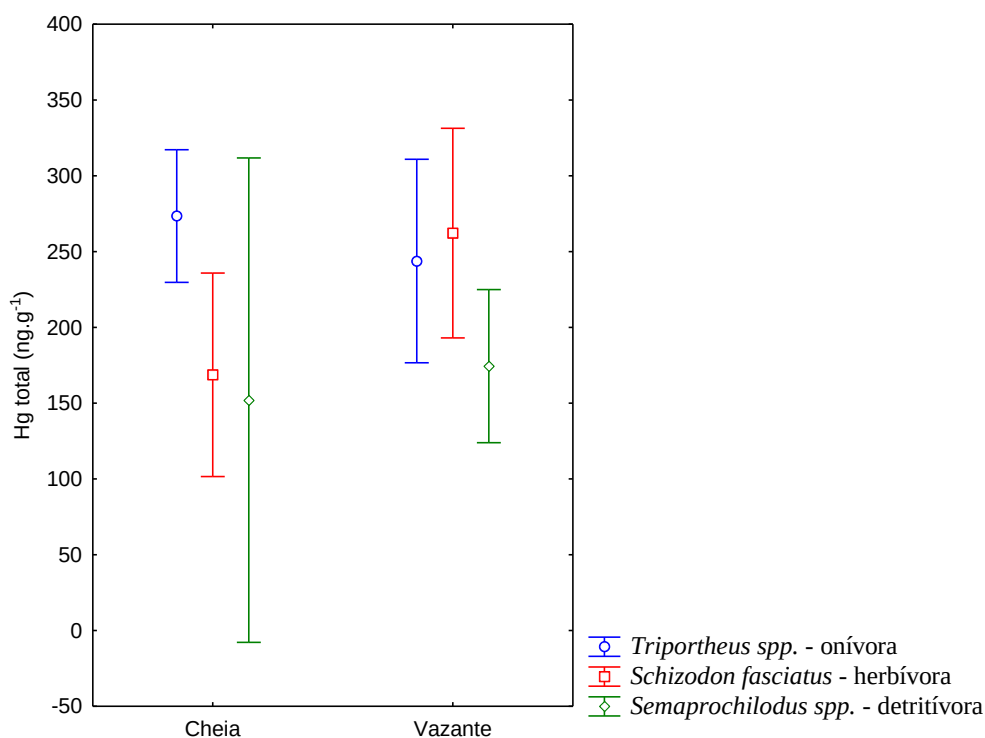


Fig. 8. Concentrações médias de mercúrio total (ng.g⁻¹) em espécies de peixes de ocorrência comum todos os pontos de coleta para os dois períodos sazonais.

As três espécies coletadas em todos os pontos de coleta não apresentaram diferenças significativas nas concentrações médias de Hg total entre os períodos de coleta ($F_{2, 117} = 1,8953$, $p=0,15486$) pontos de coleta do rio Amazonas e afluentes. Assim como também as concentrações médias de Hg total entre estações sazonais não apresentou diferença significativa.

As concentrações médias de Hg total para os diferentes níveis tróficos (consumidores primários; secundários e terciários) de cada rio e as médias de concentração de Hg total no perifíton aderido as raízes de macrófitas aquáticas (produtor) foram utilizadas para calcular os Fatores de Biomagnificação (MF) de um nível trófico inferior para o superior em cada ponto de coleta (Figura 9).

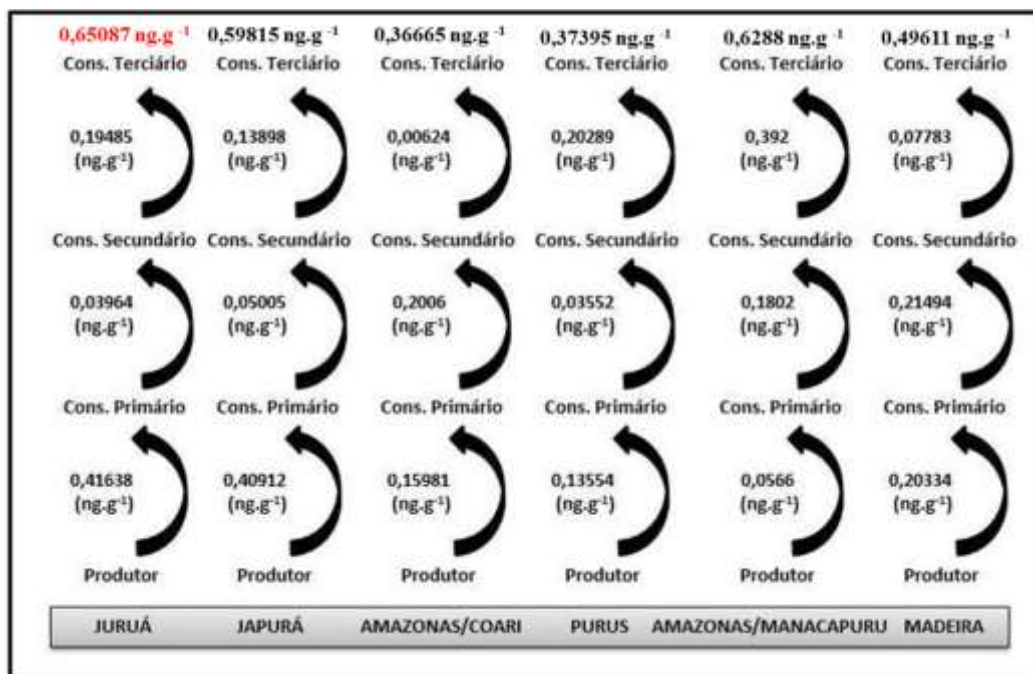


Fig. 9. Esquema da transferência trófica – Fator de Biomagnificação de Hg total (ng.g⁻¹) em perifíton e peixes do rio Amazonas e afluentes para todos os pontos de coleta.

Observando a figura acima, nota-se que ocorreu maior transferência de Hg total no primeiro nível para os pontos dos rios Juruá e Japurá com MF de 0,41638 e 0,40912 ng.g⁻¹ respectivamente. No segundo nível, os pontos dos rios Amazonas próximo a cidade de Coari e rio Madeira foram os que apresentaram uma maior transferência de Hg total para o nível seguinte com MF de 0,2006 e 0,21494 ng.g⁻¹ respectivamente.

Os rios Juruá e Purus foram os que apresentaram os maiores valores de MF, com 0,19485 e 0,20289 ng.sg⁻¹ respectivamente.

Levando em consideração todos os níveis de transferência trófica de Hg total, apenas os organismos do rio Amazonas próximo à cidade de Manacapuru mostram uma transferência crescente de Hg total na cadeia trófica, uma biomagnificação acentuada, diferenciando-se assim dos outros pontos de coleta que não apresentaram tal comportamento.

3.4 Limites de Hg total estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde para consumo de pescado

Considerando todas as espécies analisadas, a espécie *Acestrorhynchus falcistrostris* ($523,6 \pm 263,28$) apresentou concentrações médias de mercúrio total acima dos níveis permitidos pela Organização Mundial de Saúde (500 ng.g^{-1}) para o consumo de peixe.

Algumas espécies de hábitos alimentares não piscívoros, *Schizodon fasciatus* ($710,8 \text{ ng.g}^{-1}$), *Triportheus albus* ($972,6 \text{ ng.g}^{-1}$), *Triportheus angulatus* ($738,9 \text{ ng.g}^{-1}$), *Roeboides myersi* ($541,2 \text{ ng.g}^{-1}$), *Colossoma macropomum* ($631,6 \text{ ng.g}^{-1}$), *Hemiodus immaculatus* ($913,5 \text{ ng.g}^{-1}$), *Chaetobranchius flavescens* ($693,4 \text{ ng.g}^{-1}$), *Cichlossoma amazonarum* ($553,8 \text{ ng.g}^{-1}$), *Pterophyllum scalare* ($514,9 \text{ ng.g}^{-1}$) e *Mesonauta festivus* ($574,8 \text{ ng.g}^{-1}$) tiveram amostras que ultrapassaram os limites de 500 ng.g^{-1} de Hg total estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde para o consumo de pescado.

4. Discussão

4.1 Níveis de Hg total interespecíficos

Os peixes são bons indicadores da qualidade ambiental por ocuparem diferentes níveis tróficos e também por acumular metais pesados, incluindo o mercúrio através do processo de bioacumulação. Além disso, também podem repassar esses elementos de um nível trófico para outro através da cadeia alimentar, processo esse conhecido como biomagnificação (Gray, 2002). Desta forma, os peixes carnívoros de topo de cadeia tem sido alvo da maioria das pesquisas devido a posição trófica elevada que ocupam.

Nesta pesquisa, a espécie *Acestrorhynchus falcistrostris* foi a que atingiu valores médios acima dos limites estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde para o consumo humano de pescado (WHO 500 ng.g^{-1}). Bastos *et al.* (2008) trabalhando no rio Madeira também encontrou valores elevados para as concentrações de mercúrio nessa espécie. Esses altos valores devem-se ao hábito alimentar piscívoro dessa espécie. De forma inversa, a espécie *Pterygoplichthys sp.* apresentou as menores concentrações de Hg total possivelmente em virtude da posição trófica detritívora.

Embora alguns autores utilizem apenas peixes carnívoros para avaliação das concentrações de Hg em tecido muscular, nem sempre os resultados são tão altos em todas as espécies carnívoras e muitas vezes as concentrações em peixes apresentam uma grande variação entre o peso e o comprimento dos indivíduos (Castilhos *et al.*, 2004), o que se deve ao fato de peixes herbívoros, onívoros e detritívoros terem como elementos da dieta, plantas, algas, detritos de fundo e sedimentos, e tais itens também adsorvem metais pesados, estando assim os peixes sujeitos a acúmulos em concentrações diferentes (Marins *et al.*, 1997).

O conhecimento da dieta de peixes é importante para a obtenção de informações sobre as relações de uma espécie com o ambiente em que vive, considerando os aspectos biológicos, ecológicos e evolutivos (Moreira e Zuanon, 2002). Assim, de acordo com Fernandes *et al.* (2008), o estágio de vida, tamanho, sexo e hábito alimentar são informações importantes para o entendimento dos níveis de Hg presentes nos organismos.

Neste trabalho, as espécies insetívoras alcançaram concentrações de Hg total próximas as concentrações obtidas pelas espécies piscívoras. Pimentel (2011) observou que peixes com hábito alimentar insetívoro autóctone, no qual a alimentação é baseada em insetos aquáticos revelou elevadas concentrações de Hg total, evidenciando a importância destes organismos como elo de transferência de mercúrio dos sedimentos dos igarapés para os níveis tróficos superiores.

As concentrações de Hg total nos peixes dos rios Juruá ($306,46 \pm 188,51$) e Japurá ($293,15 \pm 157,29$) foram significativamente maiores que nos outros rios. No entanto, as concentrações de Hg total no perifíton para os mesmos rios Juruá ($84,87 \pm 36,81$) e Japurá ($89,65 \pm 29,57$) foram mais baixas que os outros rios em questão. Essa diferença nos mostra que outra fonte de Hg total pode estar influenciando na dinâmica trófica do mercúrio nesses dois rios.

-

4.2 Padrões de bioacumulação

Os organismos aquáticos são capazes de concentrar elementos-traços em várias ordens de grandeza acima das concentrações encontradas na coluna d'água sendo por isso responsável por grande parte da dinâmica deste poluente no ambiente. A bioacumulação de mercúrio em peixes está associada ao fato deste elemento ser dificilmente eliminado pelos organismos aquáticos devido a sua alta afinidade pelos grupos tióis das proteínas, peptídeos e

aminoácidos (Wasserman *et al.*, 2001). A bioacumulação pode correr através da superfície do corpo, brânquias, sendo o trato digestivo uma das vias mais relevantes nesse processo (Heath, 1995).

Sampaio da Silva *et al.* (2006) estudando 38 espécies de peixes de lagos associados ao rio Tapajós, verificaram que somente três apresentaram correlações significativas entre as concentrações de Hg e o comprimento total dos peixes. Essa ausência de correlações foi atribuída à variabilidade na dieta, capacidade de migração e fatores físico-químicos do meio aquático.

Neste trabalho, apenas 24% das espécies analisadas apresentaram bioacumulação. Segundo Heath (1995), respostas específicas de cada espécie são responsáveis por essa falta de padrão, sendo o balanço entre as taxas de acúmulo, metabolismo químico e as taxas de excreção as possíveis causadoras dessa falta de padrão.

A ontogenia também pode ser um importante fator que pode estar influenciando a bioacumulação. Segundo Araújo *et al.* (2005), esse processo muitas vezes gera mudanças consideráveis no tipo de item consumido pelas espécies e dependendo da fase de vida e das classes de tamanho em que se encontram, os peixes podem apresentar hábitos alimentares completamente diferentes.

Segundo Dang e Wang (2012) indivíduos jovens apresentam uma taxa de crescimento maior que indivíduos adultos, e conseqüentemente possuem uma taxa de absorção e depuração de Hg mais rápida o que influencia na redução das concentrações de Hg em seu tecido a medida que crescem.

Neste trabalho, das 50 espécies analisadas 12 apresentaram relação entre as concentrações de Hg total e o peso ou comprimento padrão, sendo que 10 espécies apresentaram uma relação positiva, ou seja, aumento das concentrações de mercúrio a medida que aumentam de tamanho.

Nota-se que a maioria dos peixes que mostraram uma relação positiva entre o peso e o comprimento padrão são compostos por espécies adultas o que corrobora com o inferido por Dang e Wang (2012) que afirma que nos indivíduos adultos há um crescimento mais lento e sua taxa de depuração é menor contribuindo com as concentrações de mercúrio resultando numa relação positiva entre as concentrações de Hg e as medidas de comprimento e peso.

4.3 Biomagnificação

A Biomagnificação é o processo em que os elementos são repassados de um nível trófico a outro, onde ocorre um aumento significativo da contaminação de um organismo através da ingestão de outro (Gray, 2002). Assim, os peixes piscívoros tendem a possuir concentrações de mercúrio mais elevadas, peixes planctófagos e onívoros com concentrações intermediárias e peixes herbívoros tendem a obter concentrações mais baixas (Porvari, 1995).

No presente estudo, as espécies piscívoras obtiveram concentração de mercúrio mais elevadas que as demais espécies encontradas nos outros níveis tróficos. O que também, foi observado em outros trabalhos (Malm *et al.*, 1995b, Lebel *et al.*, 1997, Sampaio *et al.*, 2013).

No entanto, as concentrações médias de Hg total encontradas neste estudo, não seguem a tendência observada nos trabalhos citados acima. Verificam-se que as espécies zooplactófagos e planctófagos atingiram concentrações de Hg mais elevadas que as espécies herbívoras e onívoras por exemplo. Esses resultados corroboram com os encontrados por Castilhos e Bidone (2000) que propuseram uma sequência geral trófica para as concentrações de mercúrio da ictiofauna do rio Tapajós que segue uma sequência crescente: herbívoros<detritívoros<onívoros<planctófagos<piscívoros.

Concentrações elevadas de mercúrio para peixes planctófagos também foram encontradas por Boschio e Henshel, (2000) trabalhando no alto rio Madeira, sendo que os mesmo atribuíram ao plâncton um importante papel na transferência do mercúrio da atmosfera ou do sedimento para a cadeia alimentar aquática. Nascimento *et al.*, (2006) trabalhando com plâncton de um lago natural amazônico também afirmou que o plâncton desempenha um papel intermediário nestes processos de transferência de Hg para a cadeia alimentar.

Pode-se observar que não ocorreu um acentuado padrão de biomagnificação em todos os pontos de coleta, com exceção do rio Amazonas próxima a Manacapuru que apresentou um padrão de biomagnificação crescente, amplificado.

Esta falta de relação no MF pode ser explicada através da sazonalidade. Como a subida do nível das águas do rio, os peixes invadem a floresta alagada e alteram drasticamente seu regime alimentar, pois uma nova gama de recursos acaba sendo disponibilizado tendo assim esses organismos aquáticos uma dieta completamente diferente da encontrada no canal.

Pode-se observar que a espécie *Triportheus spp*, no período da cheia, apresentou concentração de Hg total mais elevada, tanto em relação às outras espécies citadas, quanto em relação à mesma espécie no período da vazante. Assim, analisou-se que esta espécie no período da cheia, acumula mais Hg. Esta maior bioacumulação de Hg total pode se dar devido à espécie ser onívora, tendo nesse período em que a floresta se encontra inundada uma maior disponibilidade de alimento.

Porém, no período da vazante, as espécies migram para o canal principal, o estoque de alimento ofertado pela mata ciliar diminui e assim, os peixes onívoros tendem a restringir seu alimento. Esta restrição alimentar ficou evidente na diminuição das concentrações de Hg total observadas na espécie *Triportheus spp* para o período da vazante.

As macrófitas aquáticas tem importante função como berçários para muitas das espécies de peixes, cuja larvas e adultos consomem algas, insetos e microcrustáceos aquáticos associados às raízes (Goulding, 1980; Araujo-Lima *et al.*, 1986; Engle e Melack, 1990; Hamilton *et al.*, 1992). Essa importância é aumentada levando em conta que o perifíton aderido as raízes de macrófitas tem importância biogeoquímica na produção e acumulação de metil mercúrio além de seu papel nas teias alimentares dos lagos de várzea e rios.

Neste trabalho, não houve nenhum tipo de relação significativa entre as concentrações de Hg total no perifíton aderido as raízes de macrófitas aquáticas e o período sazonal. Assim como não houve diferenças significativas entre as concentrações de Hg total no perifíton entre os pontos do rio Amazonas e afluentes. Porém, na Figura 6 observou-se que as concentrações médias de Hg total para o perifíton foram maiores no período de vazante, o que corrobora com os resultados obtidos por Lazaro (2013) que trabalhando em dois lagos do Pantanal afirmou que a produção de MeHg é maior em lagos desconectados durante a estação seca. É importante salientar que a sazonalidade influencia na composição da comunidade perifítica, desta forma influenciando também nas concentrações de Hg total e na biogeoquímica deste metal nos diferentes períodos sazonais.

4.4 Limites de Hg total

A biota aquática tem uma relação direta com o ambiente, e é capaz de ser usada como indicador dos efeitos adversos do mercúrio, desta forma, pode-se dizer então que os

organismos aquáticos são ótimos indicadores da presença de mercúrio e que as concentrações desse metal aumentam a medida que aumenta o nível trófico (Eisink, 1990).

Vários fatores influenciam o grau de exposição dos indivíduos, dentre eles merecem destaque a frequência da ingestão do pescado, preferência por determinadas espécies, tamanho dos espécimes e o nível trófico (Paradis *et al.*, 1997).

A população ribeirinha da Amazônia é fortemente dependente do pescado para o seu sustento diário nutricional e, portanto, podem ser facilmente expostas a contaminantes através do consumo de peixes. Para essas populações, o peixe é culturalmente uma importante fonte alimentar de proteína animal que ocorre naturalmente e em abundância. Uma pesquisa com ribeirinhos do rio Negro mostrou que 7,1% dessa população consome peixe pelo menos uma vez por dia, mas que a maioria 78,6% consome pelo menos duas vezes por dia (Barbosa *et al.*, 2001).

Neste trabalho, foi constatado que 10 espécies não predadoras ultrapassaram os limites estabelecidos de 500 ng.g-1 para o consumo de peixes não predadores. Dessas 10 espécies 8 são consumidas pela população (*Schizodon fasciatus*, *Triportheus albus*, *Triportheus angulatus*, *Roeboides myersi*, *Colossoma macropomum*, *Hemiodus immaculatus*, *Chaetobranchius flavescens* e *Cichlossoma amazonarum*) e ainda dessas oito, 5 espécies possuem valor comercial.

Em trabalho realizado em uma área de várzea da Amazônia Central no Município de Manacapuru, na região à margem direita do Rio Solimões, Braga *et al.*, 2008 observaram que as espécies alvo da pesca de subsistência na região do Amazonas são principalmente: aruanã (*Osteoglossum bicirrhosum*), branquinha (*Potamorhina altamazonica*), curimatã (*Prochilodus nigricans*), pacu (*Mylossoma duriventre*), ruelo/tambaqui (*Colossoma macropomum*), sardinhas (Characidae) e tucunaré (*Cichla* spp.).

Tendo em vista as concentrações de Hg total nas espécies, a importância que os peixes exercem na alimentação das populações ribeirinhas, a quantidade diária consumida e as principais espécies consumidas, a população ribeirinha torna-se um grupo de risco para os níveis de mercúrio encontrados nessas espécies não predadoras e, portanto menos visadas pelos estudos sobre contaminação mercurial, que geralmente trabalham com espécies piscívoras de topo de cadeia.

As concentrações interespecíficas de Hg total variaram significativamente nos pontos de coleta localizados no rio Amazonas e seus afluentes. Tal variação demonstra a influência

da ontogenia no processo de bioacumulação de Hg total pelas espécies de peixe da área de estudo.

A maioria das espécies analisadas não apresentou um padrão de bioacumulação em relação às variáveis biológicas peso e comprimento padrão, devido à fase de desenvolvimento influenciar nas taxa de absorção e depuração de Hg de algumas espécies.

O primeiro nível da cadeia trófica é o que transfere as maiores concentrações de Hg total nos pontos estudados. As espécies insetívoras, zooplancatófagas e planctófagas atingiram concentrações similares às encontradas nas espécies predadoras, demonstrando a importância do plâncton e dos artrópodes na dinâmica de assimilação e transferência trófica do mercúrio na cadeia alimentar aquática.

Verificou-se que algumas espécies de peixes não predadores ultrapassaram o limite estabelecido pela legislação para o consumo da carne de peixes, sendo que a maioria dessas espécies tem valor comercial e também são bastante consumidas no dia da população ribeirinha, tendo em vista a quantidade que é consumida e os níveis preocupantes de Hg total nessas espécies. Assim sendo, esta população pode ficar exposta a contaminação por mercúrio através do consumo de carne de peixe, representando dessa forma um sério risco a saúde dessa população.

5. Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos, da Universidade Federal do Oeste do Pará, ao Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia – INPA, a equipe do Laboratório de Biologia Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará que atuou nas excursões e nas análises de Hg total, e a Secretaria Estadual de Educação do Pará pela concessão da bolsa.

6. Literatura citada

- Azevedo, F. A. 2003. Toxicologia do Mercúrio. São Carlos, Rima. 292pp.
- Araújo, F. G.; Andrade, C.C.; Santos, R.N.; Santos, L.N. 2005. Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian Reservoir. *Braz. J. Biol.*, V- 65, n.1, p.1-8.
- Araujo-Lima, C.A.R.M.; Forsberg, B.R.; Victoria, R.; Martinelli, L. 1986. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science*, 234:1246 - 1258.
- Barbosa, A.C.; Jardim, W.; Dorea, J.G.; Fosberg, B.; Souza, J. 2001. Hair mercury speciation as a function of gender, age, and body mass index in inhabitants of the Negro River Basin, Amazon, Brazil. *Arch Environ Cont Toxicol*, 40:435–444.
- Bastos, W.R.; Rebelo, M.F.; Fonseca, M.F.; Almeida, R.; Malm O. 2008. A description of Mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica*. 38(3): 421 – 430.
- Braga, T. M. P; Barros, J. F; C, M do P. S. 2008. Pesca e Conflitos Socioambientais na Amazônia Central: Estudo Em Uma Área Com Manejo Comunitário. *Revista de Estudos Amazônicos, SOMANLU, ANO 7, n.1, jan/jun.2007, EDUA*.
- Boischio, A.A.P. & Henshel, D. 2000. Fish consumption, fish lore, and mercury pollution: risk communication for the Madeira River people. *Environmental Research Section A*, 12: 108-126.
- Buckup, P.A.; Menezes, N.A.; Ghazzi, M.S. (eds.) 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro, Museu Nacional. 195pp.
- Castilhos, Z.C.; Rodrigues – Filho, S.; Rodrigues, A.P.; Villas – Boas, R.C.; Veiga, M.M.; Beinhoff, C. 2004. Biomagnification of Hg in fish from gold mining affected Amazonian aquatic systems In: *Seventh International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Eslovênia.
- Castilhos, Z. C.; Bidone, E. D. 2000. Mercury biomagnification in the ichthyofauna of the Tapajós River Region, Amazonia, Brazil. *Bull Environ Contam toxicol*; 64: 693 – 704
- Coelho – Souza, S. A.; Guimarães, J.R. D.; Mauro J. B. N.; Miranda, M. R. & Azevedo, S. M. F. O. 2006. Mercury methylation and bacterial activity associated to tropical phytoplankton. *Science of the Total Environment*, 365: 188 – 199.

- Eisink, G.G.J. 1990. A presença de mercúrio nos ecossistemas aquáticos do estado de São Paulo. Seminário Nacional: Riscos e consequências do uso do mercúrio, Rio de Janeiro.
- Engle, D.L.; Melack, J.M. 1990. Floating meadow epiphyton: biological and chemical features of epiphytic material in an Amazonian floodplain lake. *Fresh Biol*, 23:479 - 494.
- Fadini P.S.; Jardim W.F. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury. *Sci Total Environ.*, 275(1-3): 71-82.
- Fernandes, P.S.; Castilhos, Z.C.; Rodrigues, A.P.C. 2008. Avaliação preliminar da biacumulação do Mercúrio em três espécies na Baía de Guanabara, RJ. 2008. XVI Jornada de Iniciação Científica – CETEM, 2008. p. 263-269.
- Ferraris Jr.; C.J. 2007. Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa*, 1418: 1-628.
- Fostier A. H.; Oliveira S. M.B.; Guimarães, J.R.D. 1999. Mercury accumulation in natural forested Amazonian soils. In: *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Rio de Janeiro, RJ, Brazil, 23-28: p557.
- Gray, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of a ecologista. *Marine Pollution Bulletin*, V. 45, P. 46 – 52.
- Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest – Exploration in Amazonian Natural History*. University of California Press, Berkeley USA. 280.
- Hamilton, S.K.; Lewis, W.M; Sippel S.J. 1992. Energy sources for aquatic animals in the Orinico River floodplain: evidence from stable isotopes. *Oecologia*, 89:324 - 330.
- Heath, A.G. 1995. *Water pollution and fish physiology*. Lewiss Publishers, Virginia, 359p.
- Inza, B.; Ribeyre, F.; Boudou, A. 1998. Dynamics of cadmium and mercury compounds (inorganic mercury or methylmercury): uptake and depuration in *Corbicula fluminea*. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1873-1887.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1990. *Methylmercury - Environmental Health Criteria*, 101. World Health Organization (WHO), Geneva. 144p.
- Lazaro, W.L.; Guimarães, J.R.D.; Ignácio, A.R.A.; da Silva, C.J.; Diéz, S. 2013. Cyanobacteria enhance methylmercury production: A hypothesis tested in the periphyton of two lakes in the Pantanal floodplain, Brazil. *Science of the Total Environment*, 456:231-238.

- Lebel, J.; Roulet, M.; Mergler, D.; Lucotte, M.; Larribe, F. 1997. Fish diet and mercury exposure in riparian Amazonian population. *Water, Air, Soil Pollut.*, 97: 31-44.
- Lechler, P.J.; Miller, J. R.; Lacerda, L.D.; Vinson, D.; Bonzongo, J.C.; Lyons, W.B.; Warwick, J.J. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River Basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichment. *Sci. Total Environ.*, 26: 87-96.
- Malm, O.; Branches, F.J.P.; Akagi, H.; Castro, M.B.; Pfeiffer, W.C.; Harada, M.; Bastos, W.R.; Kato, H. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 141-150.
- Marins, R.V.; Lacerda.; Gonçalves, G. O., Paiva, E. C. 1997. Effect of root metabolismo on the Post – depositional of Mercury in salt marsh Soils. *Bulletin of Environmental Contamination and toxicology*, V. 58, p. 733 – 738.
- Mason R. P.; Fitzgerald W.F.; Morel F.M.M. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury - anthropogenic influences. *Geochim Cosmochim Acta*, 58:3191-3198.
- Moreira, S. S.; Zuanon, J. 2002. Dieta de *Retroculus lapidifer* (Perciformes: Cichlidae), um peixe reofílico do Rio Araguaia, estado do Tocantins, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 32, n. 4, p. 691-705.
- Nascimento, E.L.; Gomes, J. P. O.; Almeida, R.; Bastos, W. R.; Bernardi, J. V. E & Miyai, R.K. 2006. Mercúrio no Plâncton de um Lago Natural Amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). *J. Braz. Soc. Ecotoxicologia* 1 (3) 1-6. SETAC – Brasil.
- Pichet P, Morrison K, Rheault I, Tremblay A. 1999. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte M, Schetagne R, Thérien N, Langlois C, Tremblay A. (editores). *Mercury in the biogeochemical cycle*. Berlin: Springer.
- Pimentel, D. R. 2011. Avaliação dos Níveis de Mercúrio (Hg) Total em peixes de igarapés da bacia do Rio Mamuru, Pará, Brasil. 2011. 62p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará.
- Povari, P. 1995. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment*. 175: 109-117.
- Reis, R.E.; Kullander, S.O.; Ferraris Jr.,C.J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Canual, R.; Rheault, I.; Trans, S.; Goch, Y.G.D.; Farella, N.; Do Vale, R. S.; Passos, C. J. S.; Silva, E. J.; Mergler, D.; Amorim, M. 1998a. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós river basin, Brazilian Amazon. *The science of the total environmental*, 213: 203-211.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S.; Rhéault, I.; Farella, N.; De Jesus Da Silva, F.; Dezencourt J.; Sousa-Passos, C. J.; Santos Soares, G.; Guimarães, J. R. D.; Mergler, D. & Amorim, M. 1998b. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará state, Brazil. *Science of Total Environment*, 223: 1-24.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Farella, N.; Serique, G.; Coelho, H.; Passos, C.J.D.; Da Silva, E.D.; De Andrade, P. S.; Mergler, D.; Guimarães, J. R. D.; Amorim, M. 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollution*, 112: 297-313.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Goch, Y.G.F.; Pacheco-Peleja, J.R.; Guimarães, J.R.D.; Mergler, D. & Amorim, M. 2001a. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers, Brazil. *Limnology Oceanography*, 46(5): 1141-1157.

Roulet, M.; Guimaraes, J. R. D.; Lucotte, M. 2001b. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of na Amazonian floodplain-effect of the seasonal inundation. *Water Air Soil Pollut*, 128:41-60.

Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Paquet, S.; Brux, G.; Lemire, M. 2013. Inverse Mercury and selenium concentration patterns between herbivorous and piscivorous fish in the Tapajos River, Brazilian Amazon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 97:17-25.

Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Crossa, M. 2006. Mercúrio nos peixes do rio Tapajós, Amazônia brasileira. *Interfacehs: Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente* - v.1, n.1, Art 6.

Wasserman , J.C.; Hacon, S.S.; Wasserman, M.A. 2001. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo & Vida*, 2(1/2): 46:53.

Zeidemann, V. K. 1998. A geoquímica do mercúrio em solos da bacia do Rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 75pp.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo foram investigadas as concentrações de Hg total em peixes associados à macrófitas aquáticas do rio Amazonas e seus afluentes, e verificou-se as concentrações de Hg total em função das variáveis biológicas peso e comprimento padrão. Também foram observados os padrões de bioacumulação e biomagnificação em relação às concentrações de Hg total nos peixes.

Das espécies analisadas, 26% apresentaram padrão de bioacumulação, sendo estas em sua maioria compostas por indivíduos adultos. Esta relação foi associada a ontogenia, mecanismo que gera mudanças no hábito alimentar das espécies conforme a fase de vida e as classes de tamanho em que ela se encontra.

Quanto à concentração em função do nível trófico, as espécies insetívoras, zooplactófagas e planctófagas atingiram concentração elevadas assim como as piscívoras. Desta forma, pode-se dizer que os artrópodes e o plâncton tem uma grande importância no mecanismo de transferência trófica do mercúrio na cadeia alimentar aquática.

O Fator de Biomagnificação mostrou uma taxa de transferência crescente no ponto localizado no rio Amazonas próximo à cidade Manacapuru, o que não foi observado nos outros pontos amostrados. Esta falta de padrão nas taxas de biomagnificação pode estar relacionada à influência de outras matrizes como o plâncton e os artrópodes no processo de transferência trófica do Hg no ecossistema aquático.

Apenas uma espécie de peixe predador ultrapassou o limite estabelecido para consumo humano, porém não é de interesse econômico ou de preferência para o consumo. Entretanto, algumas espécies não predadoras, mas de interesse comercial e de preferência da população ribeirinha ultrapassam os limites estabelecidos para esta classe de peixes. Desta forma, a frequência do consumo e a quantidade diária de ingerida são fatores que contribuem para a exposição contínua à contaminação da população ribeirinha ao Hg e ainda pode resultar no acúmulo no organismo humano.

Tendo em vista os dados acima, recomendamos que novas pesquisas sejam feitas na área estudada e que novas matrizes ambientais como água, plâncton e insetos sejam

investigadas, visto o potencial risco que este metal dentro da cadeia alimentar aquática representa para população ribeirinha da Amazônia.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acha, D.; Iniguez, V.; Roulet, M.; Guimarães, J.R.D.; Luna, R.; Alanoca, L. & Sanchez, s. 2005. Sulfate – reducing bacteria in floating macrophyte rhizospheres from na Amazonian Floodplain lake in Bolivia andtheir association with Hg methylation. *Applied Environmtal Microbiology*, 71: 7531 – 7535.
- Acha, D.; Hintelmann, H.; Yee J. 2011. Importance of sulphate reducing bacteria in Mercury methylation and demethylation in periphyton from Bolivian Amazon region. *Chemosphere*, 82:911–6.
- Akagi, H.; Akiba, S.; Arimura, K.; Satoh, H.; Togashi, S.; Naganuma, A.;Futatsuka, M.; Matsuyama, A.; Ando, T.; Sakamoto, M.; *Preventive Measures against Environmental Mercury Pollution and its health effects*, Japan Public Health Association: Tokyo, 2001.
- Araújo, F. G.; Andrade, C.C.; Santos, R.N.; Santos, L.N. 2005. Spacial and seasonal chances in the diet of *Oligosarcus hepsetus*(Characiformes, Characidae) in a *Brazilian Reservair*. *Braz. J. Biol*, V- 65, n.1, p.1-8.
- Azevedo, F. A. 2003. *Toxicologia do Mercúrio*. São Carlos, *Rima*. 292pp.
- Azevedo, F. A.; Chasin, A.A.M. 2003. *As bases da Toxicologia da Ecotoxicologia*. São Carlos, *Rima*. 322 pp.
- Bastos, W.R.; Rebelo, M.F.; Fonseca, M.F.; Almeida, R.; Malm O. 2008. A description of Mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica*. 38(3): 421 – 430.
- Batista, V.S. 1998. *Distribuição, dinâmica da frota e dos recursos pesqueiros na Amazônia Central*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 282p.
- Bisinoti, M. C.; Jardim, W. F. 2004. O comportamento do Metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. *Química Nova*, v. 27, n.4, p. 593-600.
- Boischio, A.A.P. & Henshel, D. 2000. Fish consumption, fish lore, and Mercury pollution: risk communication for the Madeira River people. *Environmental Research Section A*, 12: 108-126.

Brasil, Ministério da Saúde. 1975. Resolução n. 18/75 da Comissão Nacional de Normas e Padrões Para Alimentos. Diário Oficial da União, 9 de dezembro de 1975. Disponível em: <<http://portal2.saude.gov.br/saudelegis>>. Acesso em: 06/06/12.

Brosset, C. 1987. The behavior of mercury in the physical environment. *Water Air Soil Pollut*, 34: 147-162.

Buckup, P.A.; Menezes, N.A.; Ghazzi, M.S. (eds.) 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro, Museu Nacional. 195pp.

Câmara, V. M.; Silva, A. P.; Cansio, J. A. 1998. Notas para a constituição de um programa de vigilância ambiental dos riscos e efeitos da exposição do mercúrio metálico em áreas de produção de ouro. *IESUS*, n. 2, pp. 35-44.

Castilhos, Z. C.; Bidone, E. D. 2000. Mercury biomagnification in the ichthyofauna of the Tapajós River Region, Amazonia, Brazil. *Bull Environ Contam toxicol*; 64: 693 – 704.

Castilhos, Z.C.; Rodrigues – Filho, S.; Rodrigues, A.P.; Villas – Boas, R.C.; Veiga, M.M.; Beinhoff, C. 2004. Biomagnification of Hg in fish from gold mining affected Amazonian aquatic systems In: Seventh International Conference on Mercury as a *Global Pollutant*, Eslovênia.

Coelho – Souza, S. A.; Guimarães, J.R. D.; Mauro J. B. N.; Miranda, M. R. & Azevedo, S. M. F. O. 2006. Mercury methylation and bacterial activity associated to tropical phytoplankton Science of the Total. *Environment*, 365: 188 – 199.

Coelho-Souza, S. A.; Guimarães, J. R. D.; Mauro, J. B. N.; Poirier, H.; Lucotte, M.; Mergler, D. 2006b. The importance of aquatic macrophyte roots in Hg cycle in Tapajós river basin, Brazilian Amazon. In: *Proceedings of the XIII the Conference of Mercury as a Global Pollutant*. Abstract M-110.

Coelho-Souza, S. A.; Miranda, M.R.; Guimarães, J.R.D. 2007. A Importância das Macrófitas Aquáticas no Ciclo do Mercúrio na Bacia do Rio Tapajós (PA). *Oecologia Brasiliensis*, 11 (2): 252-263.

Dang, F. & Wang, W.X. (2012). Why mercury concentration increases with fish size? Biokinetic explanation. *Environmental Pollution*, 163, 192-198. doi:10.1016/j.envpol.2011.12.026

- Denny, P. 1985. Wetland vegetation and associated life forms. In: Denny, P. (Ed.), *The Ecology and Management of African Wetland Vegetation*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 1–18.
- Diegues, A. C. S. 2002. *Povos e Águas: Inventário de áreas úmidas*. Núcleo de Apoio a Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras. 2ª edição. USP - São Paulo, 597 p.
- Dunne T.; Mertes, L.A.K.; Meade, R.H.; Richey J.E.; Forsberg B.R. 1998. Exchanges of sediment transport between the floodplain and channel of the Amazon river in Brazil. *Geological Society of America Bulletin*, 110(4): 450-467.
- Eisink, G.G.J. 1990. A presença de mercúrio nos ecossistemas aquáticos do estado de São Paulo. Seminári Nacional: Riscos e consequências do uso do mercúrio, Rio de Janeiro.
- Esteves, F. A. 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª edição. Interciência. Rio de Janeiro.
- Fadini P.S.; Jardim W.F. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury. *Sci Total Environ.*, 275(1-3): 71-82.
- Fellenberg, G. 1980. *Introdução aos Problemas da Poluição Ambiental*, Ed. Pedagógica e Universitária Ltda: São Paulo.
- Fernandes, P.S.; Castilhos, Z.C.; Rodrigues, A.P.C. 2008. *Avaliação preliminar da bioacumulação do Mercúrio em três espécies na Baía de Guanabara, RJ*. XVI Jornada de Iniciação Científica – CETEM, 2008. p. 263-269.
- Ferraris Jr.; C.J. 2007. Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa*, 1418: 1-628.
- Fleming, E.J.; Mack, E.E.; Green, P.G. & Nelson, D.C. 2006. Mercury methylation from unexpected sources: molybdate-inhibited freshwater sediments and an iron-reducing bacterium. *Applied Environmental Microbiology*, 72: 457 – 464.
- Fostier A. H.; Oliveira S. M.B.; Guimarães, J.R.D. 1999. Mercury accumulation in natural forested Amazonian soils. In: *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a Global Pollutant*. Rio de Janeiro, RJ, Brazil, 23-28: p557.
- Guimarães, J.R.D.; Roulet, M.; Lucotte, M.; Mergler, D. 2000a. Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *The Science of the Total Environment*. 261:91–98.

Guimarães, J.R.D.; Meili, M.; Hylander, L.D.; Castro e Silva, E.; Roulet, M.; Mauro, J.B.N.; Lemos, R.A. 2000b. 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. *The Science of the Total Environment*. 261:99–107.

Guimarães, J.R.D.; Mauro, J.B.N.; Coelho-Souza, S.A.; Poirier, H. 2004. Study of methylation sites and factors in contaminated aquatic systems in the Amazon using an optimized radiochemical technique. pp 17-27. In: *Health impact of mercury cycling in contaminated environments studied by nuclear techniques*. United Nations IAEA.

Guimarães, J.R.D.; Meili, M.; Malm O.; Brito, E.M.S. 1998. Hg methylation in sediments and floating meadows of a tropical lake of the Pantanal wetland, Brazil. *Sci Total Environ*. 213:165-175.

Gray, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, V. 45, P. 46 – 52.

Guterres, M.G.; Marmontel, D.M. Ayub; R.F. Singer & R.B. Singer. 2008. *Anatomia e Morfologia de Plantas Aquáticas da Amazônia Utilizadas como Potencial Alimento por Peixe-Boi Amazônico*. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Belém.

Hacon, S. 1993. Mercúrio no meio ambiente: Os riscos para o homem. In: Câmara, V. M. *Mercúrio em áreas de garimpo de ouro*. METEPEC, Estado do México, pp. 27-31.

Hamelin, S.; Barkay, T.; Wang, Y.; Planas, D. 2011. Methanogenes: principal methylators of Mercury in lake periphyton. *Environ Sci. Technol*, 45: 7693 – 7700.

Heath, A.G. 1995. *Water pollution and fish physiology*. Lewis Publishers, Virginia, 359p.

Inza, B.; Ribeyre, F.; Boudou, A. 1998. Dynamics of cadmium and mercury compounds (inorganic mercury or methylmercury): uptake and depuration in *Corbicula fluminea*. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1873-1887.

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1990. Methylmercury - Environmental Health Criteria, 101. *World Health Organization (WHO)*, Geneva. 144p.

Junk, W.J. 1983. As águas da Região Amazônica. In: *Amazônia: desenvolvimento, integração e ecologia*. Salati, E.; Junk, J. W.; Schubart, H. O. R.; Oliveira, A. E. (eds.) Editora Brasiliense, SP. 14 – 44.

- Junk, W.J. & C. Howard-Williams. 1984. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia, pp. 269-293. Em: *The Amazon – Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin* (H. Sioli, ed.). Dr. W. Junk Publitions, Dordrecht.
- Junk, W. J. 1997. The Central Amazon floodplain: *Ecology of Pulsing System*. *springer*, 525 p.
- Junk, W.J. e M.T.F. Piedade. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants, pp. 147-185. Em: *The Central Amazon Floodplain* (W.J. Junk,ed.). Springer-Verlag, Berlim.
- Junk, W.J.; M.G.M. Soares e U. Saint-Paul. 1997. The fish, pp. 385-408. Em: *The Central Amazon Floodplain* (W.J. Junk, ed.). Springer-Verlag, Berlim.
- Kasper, D.; Botaro, D.; Palermo, E. F. A.; Malm, O. 2007. Mercúrio em peixes - fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11: 228-239.
- Kerin, E.J.; Gilmour, C.C.; Roden, E.; Suzuki, M.T.; Coates, J.D.; Mason, R.P. 2006 Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria. *Appl Environ Microbiol.*, 72:7919–21.
- King, J. K.; Kostka, J.E.; Frischer, M.E. & Saunders, F. M. 2000. Sulfate – reducing bacteria methylate Mercury at variable rates in purê culture and in marine sediments. *Applied Environmental Microbiology*, 66: 2430 – 2437
- Klumpp, D.W.; Salita-Espinosa. J.S.; Fortes, M.D. 1992. The role of epiphytic periphyton and macroinvertebrate grazers in the trophic flux of a tropical seagrass community. *Aquatic botany*, 43: 327-349.
- Lacerda, L.D; Malm, O. 2008. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*, 22 (63).
- Lebel, J.; Roulet, M.; Mergler, D.; Lucotte, M;. Larribe, F. 1997. Fish diet and mercury exposure in riparian Amazonian population. *Water, Air, Soil Pollut.*, 97: 31-44.
- Lechler, P.J.; Miller, J. R.; Lacerda, L.D.; Vinson, D.; Bonzongo, J.C.; Lyons, W.B.; Warwick, J.J. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River Basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichment. *Sci. Total Environ.*, 26: 87–96.

- Lodenius, M. 1990. *Sorption of mercury in soils*. In: Cheremissinoff P (ed) Encyclopedia of Environmental Control Technology, vol 4, Hazardous Waste Containment and Treatment. pp 339–353.
- Malavolta, E. 1994. *Fertilizantes e seu impacto ambiental*. São Paulo: Prod. química, 95p.
- Malm, O.; Branches, F.J.P.; Akagi, H.; Castro, M.B.; Pfeiffer, W.C.; Harada, M.; Bastos, W.R.; Kato, H. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 141-150.
- Marins, R.V.; Lacerda.; Gonçalves, G. O., Paiva, E. C. 1997. Effect of root metabolism on the Post – depositional of Mercury in salt marsh Soils. *Bulletin of Environmental Contamination and toxicology*, V. 58, p. 733 – 738.
- Mason R. P.; Fitzgerald W.F.; Morel F.M.M. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury - anthropogenic influences. *Geochim Cosmochim Acta*, 58:3191-3198.
- Matilainen, T. & Verta, M. 1995. Mercury methylation and demethylation in aerobic surfasse Waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1597 – 1608.
- Meneses, T. S. 2008. *Fauna, pesca e contaminação por metais pesados em pescado no litoral de Sergipe*. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente) – Universidade Tiradentes, Aracaju, 115pp.
- Miranda, M.R.; Coelho-Souza, S.A.; Guimarães, J.R.D.; Correia, R.R.S.; Oliveira, D. 2007. Mercúrio em sistemas aquáticos: Fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasiliensi*, 11 (2): 240-251.
- Miranda, R. M.; Guimarães, J.R.D.; Roulet, M.; Acha, D.; Coelho-Souza, S. A.; Mauro, J. B. N.; Iniguez, V. 2004. Mercury methylation and bacterial activity in macrophyte-associated periphyton in floodplain lakes of the Amazon basin. *RMZ Materials and Geoenvironment*, 51: 1218-1220.
- Moreira, S. S.; Zuanon, J. 2002. Dieta de *Retroculus lapidifer* (Perciformes: Cichlidae), um peixe reofílico do Rio Araguaia, estado do Tocantins, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 32, n. 4, p. 691-705.
- Morel, F.M.M.; Kraepiel, A. M. L.; Amyot, M. 1998. The Chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annu Rev Ecol Syst.*, 29: 543 - 566.

- Nascimento, E.L.; Gomes, J. P. O.; Almeida, R.; Bastos, W. R.; Bernardi, J. V. E & Miyai, R.K. 2006. Mercúrio no Plâncton de um Lago Natural Amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). *J. Braz. Soc. Ecotoxicologia* 1 (3) 1-6. SETAC – Brasil.
- Padovani, C.R.; Forsberg, B.R.; Pimentel, T. P. 1996. Contaminação Mercurial em Peixes do Rio Madeira: resultados e recomendações para o consumo humano. *Acta Amazônica*, 25: 127-135.
- Peleja, J. R. P. 2002. *Os fatores que influem no nível de mercúrio na água e plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro*. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, Brasil. 75 p.
- Peleja, J. R. P. 2007. *Balanço de massas de mercúrio (Hg) total em duas microbacias da Amazônia central*. Tese de doutorado. INPA - UFAM.
- Pereira, G.C.; Ebechen, N.F.F. 2009. Knowledge discovering for coastal waters classification. *Expert Systems with Applications*, 36(4): 8604-8609.
- Pfeiffer, W. C.; Lacerda, L. D.; Salomons, W.; Malm, O. 1993. Environmental fate of mercury from goldmining in the Brazilian Amazon. *Environ. Rev.*, 1: 26- 37.
- Pichet P, Morrison K, Rheault I, Tremblay A. 1999. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte M, Schetagne R, Thérien N, Langlois C, Tremblay A. (editores). *Mercury in the biogeochemical cycle*. Berlin: Springer.
- Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Long, S.P. 1991. The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. *Ecology*, 72(4): 1456-1463.
- Pierzynski, G. M.; Sins, J. T.; Vance, G. F. 2000. Soils and environmental quality. 2 ed. Boca Raton: CRC Press, 459p.
- Pimentel, D.R. 2011. *Avaliação dos Níveis de Mercúrio (Hg) Total em peixes de igarapés da bacia do Rio Mamuru, Pará, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Oeste do Pará. Santarém, Pará. 62pp.
- Povari, P. 1995. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment*. 175: 109-117.
- Reis, R.E.; Kullander, S.O.; Ferraris Jr., C.J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS.

Roulet, M.; Lucotte, M. 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferraltic soils of a tropical rain forest in French Guiana, south America. *Water, Air and Soil Pollution*, 80: 1079-1088.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Canual, R.; Rheault, I.; Trans, S.; Goch, Y.G.D.; Farella, N.; Do Vale, R. S.; Passos, C. J. S.; Silva, E. J.; Mergler, D.; Amorim, M. 1998a. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós river basin, Brazilian Amazon. *The science of the total environmental*, 213: 203-211.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S.; Rhéault, I.; Farella, N.; De Jesus Da Silva, F.; Dezencourt J.; Sousa-Passos, C. J.; Santos Soares, G.; Guimarães, J. R. D.; Mergler, D. & Amorim, M. 1998b. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará state, Brazil. *Science of Total Environment*, 223: 1-24.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Farella, N.; Serique, G.; Coelho, H.; Passos, C.J.D.; Da Silva, E.D.; De Andrade, P. S.; Mergler, D.; Guimarães, J. R. D.; Amorim, M. 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollution*, 112: 297-313.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Guimarães, J.R.D., Rheault , I. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of na Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *The Science of the Environment* 261 (2000) 43-59.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Goch, Y.G.F.; Pacheco-Peleja, J.R.; Guimarães, J.R.D.; Mergler, D. & Amorim, M. 2001a. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers, Brazil. *Limnology Oceanography*, 46(5): 1141-1157.

Roulet, M.; Guimaraes, J. R. D.; Lucotte, M. 2001b. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of na Amazonian floodplain-effect of the seasonal inundation. *Water Air Soil Pollut*, 128:41-60.

Salomons, W.; Forstner, U. 1984. *Metals in Hydrocycle*, Springer-Verlag: Berlin.

Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Crossa, M. 2006. Mercúrio nos peixes do rio Tapajós, Amazônia brasileira. *Interfacehs: Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente* - v.1, n.1, Art 6.

Sampaio da Silva, D.; Lucotte, M.; Paquet, S.; Brux, G.; Lemire, M. 2013. Inverse Mercury and selenium concentration patterns between herbivorous and piscivorous fish in the Tapajos River, Brazilian Amazon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 97:17-25.

Sampaio Da Silva, D. et al. 2006. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira. *Interfacehs*, p.1-31.

Sand-Jensen K. & Borum J.. 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* 41: 137–175.

Santos, F. N.; Pereira, C. W.; Lima, B. L. S.; Meneses, T. S. 2005. Riscos para a saúde no consumo de carne de tubarão contaminado por metilmercúrio, Cadernos de Pós graduação, p. 83-94. (www.unit.br/mestrados/saude_ambiente/wpcontent/uploads/2011/05). Acesso em 10/08/12.

Schroeder, W.; Yarwood, G.; Niki, H. 1991. Transformation Processes Involving Mercury Species in the atmosphere – results from a literature survey. *Water Air Soil Pollut*, 56: 653-666.

Silva-Forsberg, M. C.; Forsberg, B. R.; Zeidemann, V. K. 1999. Mercury contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon Basin. *Ambio*, 28: 519–521.

Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river sources, and river types. Pages 127-165 In Sioli, H. [ed.] *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin (Monographiae Biologicae v.56)*. Dr. W. Junk Publishers. The Netherlands.

Sioli, H. 1991. *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*. Petrópolis, vozes. 72p.

Soudergaard, M. 1983. Heterotrophic utilization and decomposition of extracellular carbon reased by the aquatic angiosperm *Littorella uniflora* (L) Aschers. *Aquatic Botany*, 16: 59-73.

Ullrich, S. M.; Tanton, T. W.; Abdrashitova, S. A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Tecnology*, v.31(3), p.241-293.

Wasserman , J.C.; Hacon, S.S.; Wasserman, M.A. 2001. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo & Vida*, 2(1/2): 46:53.

Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Third edition. San Diego, Academic Press.

WHO, International Program on Safety. 1976. *Environmental Health Criteria 1: MERCURY*. World Health Organization, Geneva. 131p.

WHO. 2008. Mercury. World Health Organization. Public Health and the Environment. Geneva. (http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241596572_eng.pdf) acesso em: 15 de agosto de 2012.

Zeidemann, V. K. 1998. *A geoquímica do mercúrio em solos da bacia do Rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 75pp.