



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
PRO-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS DA AMAZÔNIA**

**AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE MERCÚRIO (Hg) TOTAL EM
PEIXES DE IGARAPÉS DA BACIA DO RIO MAMURU, PARÁ,
BRASIL**

DIEGO RAMOS PIMENTEL

**Santarém, Pará
Março, 2011**

DIEGO RAMOS PIMENTEL

**AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE MERCÚRIO (Hg) TOTAL EM
PEIXES DE IGARAPÉS DA BACIA DO RIO MAMURU, PARÁ,
BRASIL**

ORIENTADOR: PROF. DR. JOSÉ REINALDO PACHECO PELEJA

CO-ORIENTADORA: PROF^a. DR. YNGLEA GEORGINA DE FREITAS GOCH

Dissertação apresentada à
Universidade Federal do Oeste
do Pará – UFOPA, como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Mestre em Recursos Naturais da
Amazônia, junto ao Programa de Pós-
Graduação *Stricto Sensu* em Recursos
Naturais da Amazônia.

Área de concentração: Estudo de
Ecossistemas Amazônicos

**Santarém, Pará
Março, 2011**

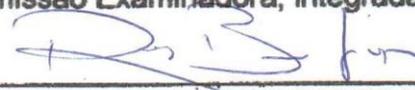
AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE MERCÚRIO (Hg) TOTAL EM PEIXES DE IGARAPÉS DA BACIA DO RIO MAMURU, PARÁ, BRASIL

Esta dissertação foi julgada adequada para a obtenção do Título de Mestre em Recursos Naturais da Amazônia, Área de concentração: Estudo de Ecossistemas Amazônicos. Aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais da Amazônia, nível de mestrado, da Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, em 26 de março de 2011.

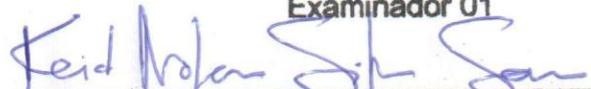


Prof.^ª Dr.^ª Rosa Helena Veras Mourão (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)
Coordenadora do PGRNA

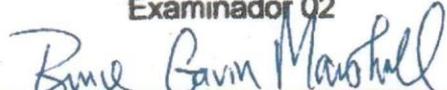
Apresentada à Comissão Examinadora, integrada pelos Professores:



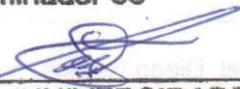
Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)
Examinador 01



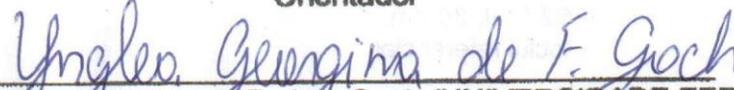
Prof. Dr. Keid Nolan Silva Sousa (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)
Examinador 02



Prof. Dr. Bruce Gavin Marshall (UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS)
Examinador 03



Prof. Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)
Orientador



Prof.^ª Dr.^ª Ynglea Georgina de Freitas Goch (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)
Co-orientadora

Santarém, março, 2011

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca Ruy Barata/UFOPA

P649a Pimentel, Diego Ramos
Avaliação dos níveis de mercúrio (Hg) total em peixes de
igarapés da bacia do Rio Mamuru, Pará, Brasil / Diego Ramos
Pimentel. – Santarém, 2011.
62 f.: il; 30 cm.
Inclui referências.

Orientador José Reinaldo Pacheco Peleja; Co-
orientadora Ynglea Georgina de Freitas Goch.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia.
Área de concentração em Estudos de Ecossistemas Amazônicos.
Santarém, 2011.

1. Mercúrio - Toxicologia 2. Mercúrio – Aspectos Limnológicos.
3. Peixes – Efeito dos metais pesados. 4. Mamuru, Rio, Bacia
(PA). I. Peleja, José Reinaldo Pacheco, *orient.* II. Título.

CDD: 21. ed. 615.92566

DEDICATÓRIA

Aos meus pais: Paulino e Valda
Aos meus irmãos: Anna Paula e Paulo Henrique
A minha tia: Maria Florinda
A minha avó: Leonir
Aos meus avós: Paulino, Maria e Waldo
In memoriam,
dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida e fonte de inspiração e proteção.

A minha família que é uma das pontes no meu caminho, que sempre torceu por mim e esteve ao meu lado.

A Universidade Federal do Oeste do Pará, pelo crescimento educacional e humano.

A CAPES pela bolsa de estudos nos dois anos de mestrado.

Ao Prof. Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja, diretor do Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas e coordenador do Laboratório de Biologia Ambiental, pela amizade e orientação em mais um trabalho.

A Prof^a. Dr^a. Ynglea Goch, pela ajuda nas coletas, identificação dos peixes e co-orientação neste trabalho.

Ao Projeto de Pesquisa para Diagnóstico de Fauna na Região do Interflúvio Mamuru-Arapiuns, Pará, Brasil, pela logística nas coletas.

A toda equipe da expedição Mamuru e aos moradores das comunidades que ajudaram nas coletas.

Aos professores, colegas da turma 2009 e aos velhos e novos colegas da turma 2010 do PGRNA pela amizade e aprendizagem.

A todos os colegas e amigos do laboratório, pela ajuda nas análises, pelas risadas e pelo incentivo.

A Pamela Cristina, pelo apoio e companheirismo.

Enfim, agradeço a todos que de alguma maneira contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

EPÍGRAFE

**“A possibilidade de realizarmos um sonho
é o que torna nossa vida interessante”**

Paulo Coelho

PIMENTEL, Diego Ramos. **Avaliação de Mercúrio Total em peixes de igarapés associados ao Rio Mamuru, Pará, Brasil**. 62p. Dissertação de Mestrado em Recursos Naturais da Amazônia. Área de concentração: Estudo de Ecossistemas Amazônicos - Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia. Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, Santarém, 2011.

RESUMO

Na região amazônica há uma lacuna sobre a dinâmica da contaminação por mercúrio em organismos aquáticos em ecossistemas de igarapés que drenam solos florestados de terra firme e que são independentes do pulso hidrológico dos grandes rios. Assim, este trabalho investigou a importância dos aspectos limnológicos na bioacumulação do mercúrio em peixes de dez igarapés naturais que integram a bacia do Rio Mamuru, no interflúvio Mamuru-Arapiuns. As coletas foram realizadas no mês de setembro de 2009. A espécie *Characidium sp1* apresentou a maior concentração de Hg com ($515,6 \text{ ng.g}^{-1}$) e a espécie *Carnegiella strigata* a menor com (155 ng.g^{-1}). A espécie *Hyphessobrycon sp1* foi a mais frequente nos igarapés, sendo que o pH e oxigênio dissolvido foram os únicos parâmetros limnológicos que se correlacionaram positivamente com as concentrações de Hg total nesta. A maioria das espécies não apresentou coeficiente de bioacumulação de Hg total significativo tanto em função do peso corporal quanto em função do comprimento padrão. Em relação a esta última variável, *Hyphessobrycon sp1*, no igarapé Abiduina, foi a única espécie que evidenciou acumulação positiva de Hg total, sendo como a melhor bioindicadora de Hg total nos peixes para as microbacias estudadas. Em ordem crescente de importância as concentrações médias de Hg total, por hábito alimentar, independente de espécie e igarapé, estiveram assim distribuídas: herbívoro ($202,8 \text{ ng.g}^{-1}$), carnívoro ($236,5 \text{ ng.g}^{-1}$), onívoro ($295,8 \text{ ng.g}^{-1}$), insetívoro geral ($336,3 \text{ ng.g}^{-1}$), insetívoro alóctone ($347,9 \text{ ng.g}^{-1}$), insetívoro autóctone ($429,2 \text{ ng.g}^{-1}$). A importância dos insetos aquáticos como elo de transferência de mercúrio dos sedimentos dos igarapés para os níveis tróficos superiores como os peixes, ficou evidenciada. Os níveis de Hg total encontrados nos peixes dos igarapés remotos estudados no presente estudo reforçam a teoria da ocorrência natural deste elemento nos solos da região e sugere-se também que a ecotoxicologia do Hg nos peixes pode estar influenciando na estrutura destas comunidades aquáticas.

Palavras-chave: Bioacumulação, mercúrio, peixes, igarapés, Amazônia.

PIMENTEL, Diego Ramos. **Avaliação de Mercúrio Total em peixes de igarapés associados ao Rio Mamuru, Pará, Brasil.** 62p. Dissertação de Mestrado em Recursos Naturais da Amazônia. Área de concentração: Estudo de Ecossistemas Amazônicos - Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia. Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, Santarém, 2011.

ABSTRACT

In the Amazon region there is a lack of understanding in regards to the dynamics of mercury contamination in stream ecosystems that drain forested upland soils, and which are independent of the hydrological pulse of major rivers. This study investigated the importance of limnological aspects in relation to mercury bioaccumulation in fish species collected in September, 2009 in ten streams draining the Mamuru Arapiuns interfluvial region, part of the Mamuru river basin. *Characidium sp1* presented the highest Hg concentration (515.6 ng.g^{-1}) and *Carnegiella strigata* the lowest (155 ng.g^{-1}). *Hyphessobrycon sp1* was the most frequently encountered fish species in the streams studied, and dissolved oxygen and pH were the only limnological parameters that correlated positively among the streams. Most species did not present a significant relation between total Hg bioaccumulation and weight, nor as a function of standard length. In relation to the latter variable, *Hyphessobrycon sp1* from Abiduína stream was the only species which showed positive accumulation of total Hg, serving as the best Hg bioindicator in the streams studied. Trophic categories for the fish species were determined in relation to feeding strategies and mean total Hg concentrations, in ascending order: herbivore (202.8 ng.g^{-1}), carnivore (236.5 ng.g^{-1}), omnivore (295.8 ng.g^{-1}), general insectivore (336.3 ng.g^{-1}), allochthonous insectivore (347.9 ng.g^{-1}) and autochthonous insectivore (429.2 ng.g^{-1}). The importance of insects as a mercury transfer link from streams sediments to fish of varying trophic levels was clearly evident. Total Hg levels total found in fish from remote streams investigated in this study reinforce the theory of naturally occurring mercury in regional soils. Furthermore, the results also suggest that Hg ecotoxicology of in fish can have an influence the structure of aquatic communities.

Key-words: Bioaccumulation, mercury, fish, streams, Amazon.

SUMÁRIO

RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE FIGURAS.....	xi
1 INTRODUÇÃO.....	12
1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
1.2 OBJETIVOS.....	19
1.2.1 Objetivo Geral.....	19
1.2.2 Objetivos Específicos.....	19
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	20
2.1 Área de estudo.....	20
2.2 Delineamento Experimental.....	22
2.3 Métodos de campo.....	22
2.4 Métodos de Laboratório.....	24
2.4.1 Validação do Método Analítico.....	25
2.5 Identificação das Espécies de Peixes.....	26
2.6 Métodos Estatísticos.....	26
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
3.1 Parâmetros Limnológicos.....	28
3.2 A Ictiofauna.....	30
3.3 Concentrações de Hg nos peixes.....	32
3.4 Relação dos Parâmetros Limnológicos com os níveis de Hg nos peixes.....	36
3.5 Bioacumulação de Mercúrio nos peixes.....	41
3.6 Concentrações de Hg e hábito alimentar dos peixes.....	46
4 CONCLUSÕES.....	53
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Coordenadas geográficas dos igarapés estudados.....	24
Tabela 2 – Valores das variáveis ambientais dos igarapés estudados.....	29
Tabela 3 – Classificação taxonômica dos peixes e seus respectivos números de exemplares analisados quanto à concentração de Hg total.....	31
Tabela 4 – Valores médios das concentrações de Hg total por espécie e por igarapé.....	32
Tabela 5 – Matriz de correlações entre as variáveis ambientais e as concentrações de Hg total da espécie <i>Hyphessobrycon sp1</i>	37
Tabela 6 – Valores das médias de comprimento padrão, peso e Hg total das espécies de peixes.....	41
Tabela 7 – Valores dos coeficientes de determinação das regressões lineares simples (R^2) para comprimento padrão (cm) e peso corporal (g) em relação aos níveis de Hg total das espécies de peixes.....	42
Tabela 8 – Classificação trófica das espécies coletadas nos 10 igarapés amostrados.....	47

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização dos três sítios de coleta ao longo da bacia do rio Mamuru.....21
- Figura 2** – Distribuição dos igarapés amostrados ao longo da bacia do rio Mamuru.....21
- Figura 3** – Procedimentos de triagem e fixação dos indivíduos coletados no interior do barco/alojamento.....23
- Figura 4** – Diferença entre as concentrações médias de Hg total entre as espécies de peixes.....34
- Figura 5** – Diferença entre as concentrações médias de Hg total dos igarapés.....35
- Figura 6** – Relação parcial entre os níveis de oxigênio dissolvido nos igarapés e as concentrações de Hg total da espécie *Hyphessobrycon sp1*, obtida por meio da regressão múltipla.....38
- Figura 7** – Relação parcial entre os valores de pH nos igarapés e as concentrações de Hg da espécie *Hyphessobrycon sp1*, obtida por meio da regressão múltipla.....39
- Figura 8** – Relação entre comprimento padrão e as concentrações de Hg da espécie *Hyphessobrycon sp1* do Igarapé Abiduina.....43
- Figura 9** – Relação entre comprimento padrão e as concentrações de Hg da espécie *Characidium sp1* do Igarapé Cabeça de Anta.....44
- Figura 10** – Relação entre comprimento padrão e as concentrações de Hg da espécie *Apistograma eunotus* do Igarapé Apuquitaua.....44
- Figura 11** – Concentrações médias de Hg total em função do hábito alimentar das espécies de peixes.....48
- Figura 12** – Esquema de ocorrência das espécies *Hyphessobrycon sp1*, *Characidium sp1* e *Carnegiella strigata* considerando a interação de hábito alimentar, faixa de pH, concentração de oxigênio dissolvido e de Hg total.....51

1 INTRODUÇÃO GERAL

Mercúrio (Hg) é um poluente global identificado como altamente tóxico, além ser acumulativo e persistente no meio ambiente (Torres, 2009). Pode ser encontrado no ambiente em diversos compartimentos naturais como solos, rochas, vulcões, lagos, rios e oceanos, em uma grande variedade de estados físicos e químicos, influenciando os processos biológicos destes compartimentos (Mackay *et al.*, 1995). Sua toxicidade depende da forma físico-química que o elemento ocorra (Dias *et al.*, 2008).

Desde o final dos anos 80, a questão do comportamento do mercúrio no ambiente amazônico e de sua toxicidade vem sendo discutidos por pesquisadores brasileiros na tentativa de se determinar o verdadeiro risco que este elemento apresenta para o meio ambiente. Embora muitos avanços tenham sido obtidos neste intenso esforço de uma década, a ausência de um grande programa de mapeamento e monitoramento da contaminação por mercúrio em todo território amazônico dificulta a precisa determinação dos caminhos que este metal percorre antes de constituir um perigo ao homem (Wasserman *et al.*, 2001).

Muitos dos estudos feitos no Brasil sobre o mercúrio focam bastante a atividade garimpeira como responsável pela contaminação do meio ambiente por mercúrio. Contudo, alguns estudos mostram que algumas regiões consideradas não impactadas pela mineração do ouro apresentam níveis de mercúrio comparáveis aos de regiões com histórico de garimpo, indicando assim, que existe um aporte natural de mercúrio para o ambiente (Teodoro, 2007).

A maioria das pesquisas sobre os níveis de Hg na região amazônica é realizada em peixes de rios de grande porte, entretanto essa imensa bacia é formada por numerosos igarapés que também são recursos hídricos importantes e que abrigam não somente espécies de peixes, mas uma diversidade representativa de organismos aquáticos.

Pesquisas sobre níveis de mercúrio em peixes de igarapés na Amazônia ainda são poucas. Neste sentido o estudo das concentrações de Hg total presente em peixes desses ambientes considerando seus parâmetros limnológicos é bastante relevante. Portanto este trabalho visa contribuir em informações significativas para entender a dinâmica do mercúrio na região.

1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O mercúrio (Hg) é um elemento de aspecto inodoro, sendo o único metal conhecido que se apresenta no estado líquido em temperatura ambiente e a 0°C. As diferentes formas do mercúrio são comumente designadas por “espécies”, o que é conhecido como especiação (Azevedo, 2003). Dentre as diversas espécies químicas existentes do mercúrio, podemos destacar como as mais importantes: o mercúrio elementar, também denominado mercúrio metálico (Hg^0); o mercúrio iônico em suas duas formas oxidadas: íon mercurioso (Hg_2^{2+}) e íon mercúrico (Hg^{2+}); e as espécies metiladas; o metilmercúrio (CH_3Hg^+) e o dimetilmercúrio [$(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$] (Miranda *et al.*, 2007).

Devido suas propriedades distintas, o mercúrio tem sido amplamente usado em processos industriais chegando no passado a ter mais de 3.000 aplicações (Malm, 1991). Os antigos faziam o uso terapêutico do Hg, porém desconheciam os princípios de seus efeitos tóxicos. Durante a Idade Média, o Hg era usado em processos de amalgamação e na alquimia. Alguns usos atuais do mercúrio são: na indústria de cloro-soda, fabricação de aparelhos elétricos, tintas, fungicidas, instrumentos científicos, catalisadores, amálgama dentária, amalgamação industrial, entre outros (Lacerda, 1997; Kasper *et al.*, 2007).

Durante as últimas décadas do século passado, houve um aumento significativo da mineração de ouro em muitos países em desenvolvimento, que oscilou em função do mercado internacional do preço do ouro. Em quase todos os países da Bacia Amazônica, o mercúrio metálico foi usado como insumo no processo de extração de ouro primário. No Brasil, uma grande parte da discussão dada aos problemas da contaminação por mercúrio só surgiu na década de 80 (Domingos, 2009; Hacon *et al.*, 2009).

Em algumas áreas da região amazônica, a garimpagem nos últimos anos, tem sido indicada como uma das principais fontes de Hg para atmosfera e ecossistemas aquáticos (Lacerda, 1997; Faial *et al.*, 2005). A contaminação mercurial dos rios e lagos decorrente das atividades garimpeiras de ouro, com conseqüente contaminação dos peixes e humanos, têm sido caracterizadas na região Amazônica brasileira (Lebel, 1997; Pinheiro *et al.*, 2000).

O mercúrio é utilizado na separação de partículas finas de ouro através da amalgamação e posterior separação gravimétrica (Malm, 1990). O amálgama separado é queimado, geralmente a céu aberto, liberando grandes quantidades de mercúrio para a atmosfera (Lacerda, 1997). As perdas para os rios variam de 40 a 45% do total de Hg utilizado, enquanto que o vapor liberado para a atmosfera varia entre 55 - 60% do Hg inicialmente utilizado (Pfeiffer *et al.*, 1989). Lacerda e Pfeiffer (1992) realizaram experimentos em cerca de 700 garimpos, sugerindo que neste processo o percentual pode atingir até 83% e o restante é lançado em rios e solos. Informações sobre a quantidade de mercúrio utilizada na atividade garimpeira e lançada ao meio ambiente amazônico são contraditórias. Mesmo levando em consideração as incertezas dessas estimativas, a liberação total de mercúrio para o meio ambiente no Brasil deve ter sido de (180 t anuais), pelo menos entre 1985 e 1991, quando esta atividade atingiu seu máximo (Lacerda, 1997).

Estudos mais recentes sustentam a tese de que parte do mercúrio encontrado na região amazônica seria de origem natural (Roulet e Lucotte, 1995; Fadini e Jardim, 2001; Wasserman *et al.*, 2003) e que o homem não é o único responsável pelas emissões de mercúrio na Amazônia. Lacerda *et al.* (1999) considerando análises de avaliações das características climáticas dos últimos 30.000 anos associou as emissões mais importantes de mercúrio a períodos de climas mais secos na Amazônia. A presença mais intensa de incêndios florestais lançariam o mercúrio presente nos solos e na biomassa vegetal na atmosfera, aumentando assim as concentrações do mercúrio em ambientes menos sujeitos à queima (igarapés, por exemplo) (Wasserman *et al.*, 2001).

Na bacia do rio Tapajós, Roulet *et al.* (1998b, 1999a) concluíram que o Hg antropogênico proveniente do processo de garimpagem, por si só, não explicaria os altos níveis de Hg encontrados naqueles solos. Estimaram que a deposição de Hg proveniente das fontes de garimpo representa somente 3% do total de Hg encontrado nos horizontes superficiais destes solos. Sugeriram que as altas concentrações no solo e na vegetação na Amazônia possam vir se acumulando a partir da deposição lenta ao longo de milhões de anos e não somente pelas entradas antropogênicas recentes (Roulet *et al.*, 1996).

O desmatamento da Amazônia seguido pela conversão dos solos para diferentes usos que vem ocorrendo desde o início da década de 1970, e agravada a

partir do século XXI, também é apontado como uma das causas da remobilização do mercúrio seja de origem natural seja antrópica. A erosão e lixiviação do mercúrio presente nos solos e a sua reemissão para a atmosfera mantêm elevadas concentrações no ecossistema amazônico, mesmo após a diminuição do garimpo de ouro (Almeida *et al.*, 2005; Lacerda, 1995). Outro fator que também favorece a mobilização do mercúrio e possivelmente a produção de metilmercúrio na Amazônia é a formação de grandes lagos para geração de energia hidroelétrica, via de regra resultando na inundação de extensas áreas florestadas (Kehrig *et al.*, 1998; Malm *et al.*, 2004; Palermo *et al.*, 2004a,b).

Para Sampaio da Silva *et al.* (2006) a presença do mercúrio (Hg) em vários compartimentos dos ecossistemas aquáticos constitui um problema cada vez mais preocupante na bacia amazônica. Segundo Esteves (1988), em ecossistemas aquáticos alguns elementos sofrem transformações químicas que os tornam nocivos ao ambiente, como é o caso do mercúrio, que pode chegar aos corpos d'água como metal, sais ou compostos orgânicos e por atividade de microorganismos são transformados em metilmercúrio, composto extremamente perigoso e através das cadeias alimentares são distribuídos pela biota do ambiente aquático.

O mercúrio é o único metal que reconhecidamente causou óbitos em humanos em razão de contaminação pela via ambiental, particularmente via ingestão de organismos aquáticos contaminados (Dorea *et al.*, 2003). O metilmercúrio é a principal causa das doenças e intoxicações por mercúrio que causaram grandes desastres como o da baía de Minamata no Japão, onde uma fábrica lançou metilmercúrio como resíduo nas águas da baía, contaminando os peixes e, conseqüentemente, a população (Andrade e Bueno, 1989; Esteves, 1998; Alexandre, 2006).

O mercúrio entra na cadeia alimentar principalmente pela transformação do íon Hg^{2+} em metilmercúrio (MeHg ou CH_3Hg^+) por um processo de metilação, em que o Hg^{2+} recebe um grupamento metila, sendo a forma mais comum do mercúrio encontrada na biota, principalmente em organismos topo de cadeia alimentar. Cada forma química do Hg apresenta uma toxicidade, sendo o metilmercúrio considerado o composto de mercúrio mais tóxico, por ser substância neurotóxica e teratogênica, capaz de causar danos irreversíveis (Seewt e Zelikoff, 2001). Uma vez que o Hg é liberado no meio ambiente, ele pode acumular-se no tecido muscular e suas

concentrações aumentam em função do ganho de peso e do aumento da idade dos organismos aquáticos. Isso constitui o fenômeno de bioacumulação desse metal, que se explica principalmente pela grande afinidade por gorduras e proteínas e também pela baixa taxa de eliminação desse elemento (Sampaio da Silva *et al.*, 2006).

O metilmercúrio (MeHg) é a forma orgânica do mercúrio que constitui cerca de 40% a 100% do mercúrio total no tecido muscular dos peixes (Dias *et al.*, 2008). No Brasil, estudos sobre a contaminação de mercúrio em peixes da Amazônia mostram que o metilmercúrio corresponde a 90% da concentração total de Hg analisado e a dieta da maioria da população indígena e ribeirinha é constituída de peixe (Micaroni *et al.*, 2000). Lebel *et al.* (1996) estudaram a evidência de disfunções no sistema nervoso central e Dolbec *et al.* (2000) os efeitos nas funções motoras provocadas pelo metilmercúrio em populações da Amazônia.

A utilização crescente do mercúrio tem tido como consequência o aumento do mesmo no meio ambiente. Independentemente da forma química do mercúrio emitida, se estabelece o denominado "Ciclo Global" do Mercúrio. Através desse ciclo, o mercúrio pode ser transportado e distribuído de fontes terrestres para os sistemas hídricos e vice-versa. Nos oceanos, rios e lagos, se dá o chamado "Ciclo Local" do mercúrio, onde ocorre a metilação do metal (Kitahara *et al.*, 2000).

Por apresentar uma espécie química estável na atmosfera como sua forma volátil, o vapor de mercúrio (Hg^0) pode ser transportado em escala global, afetando áreas remotas naturais longe de fontes pontuais de contaminação (Lacerda e Malm, 2008). A fração liberada para atmosfera, entretanto, é rapidamente oxidada ($\text{Hg}^0 \rightarrow \text{Hg}^{2+}$) e carregada pela precipitação para as bacias de drenagens dos rios. Nestas devido às condições físico-químicas no sistema aquático (baixos valores de pH e condutividade elétrica da água), o mercúrio é monometilizado, tornando-se disponível (Esteves, 1998). Fatores ambientais como pH, carbono orgânico dissolvido (COD), temperatura, condutividade elétrica, disponibilidade de oxigênio dissolvido, atividade biológica (Boischio e Barbosa, 1993; Kasper *et al.*, 2007), ecológicos (produtividade e posição trófica) e fisiológicos (graus de assimilação de mercúrio) podem influenciar na bioacumulação do Hg (Watras *et al.*, 1998).

Os ecossistemas aquáticos têm diferentes vias para converter as cargas de mercúrio inorgânico em teores de MeHg em peixes, o que envolve fatores

hidrológicos, qualidade de água, estrutura trófica e outros, que podem afetar a ciclagem e a bioacumulação do MeHg. Inclui-se, também, o tempo e a magnitude da liberação do mercúrio depositado via atmosfera nos ecossistemas terrestres e destes para os aquáticos. Como resultado, corpos hídricos próximos uns aos outros, recebendo mesmas cargas de Hg atmosférico, freqüentemente mostram diferentes teores de mercúrio em peixes (Castilhos e Rodrigues, 2007).

Apesar da literatura disponível sobre a contaminação da biota, sedimentos, solos e de estudos de saúde em algumas populações da Amazônia, especialmente os ribeirinhos, as fontes e sumidouros de mercúrio na Amazônia brasileira não estão bem estabelecidos e ainda não há um completo entendimento de seu ciclo biogeoquímico (Hacon *et al*, 2009). Na região amazônica faz-se necessário um monitoramento constante do nível de mercúrio na população de peixes (Bastos e Lacerda, 2004).

Estudos mais completos do ciclo biogeoquímico do mercúrio em micro-bacias de drenagem foram realizados em ecossistemas de clima temperado. Nestes, tem sido observado que muito da deposição atmosférica de mercúrio tem sido retida nos solos e na vegetação. Nas bacias de drenagens de igarapés florestais os solos parecem funcionar como sumidouros de Hg total e a magnitude de retenção desta forma do mercúrio parece ser perfeitamente consistente (Peleja, 2006). O tempo de residência do mercúrio em solos de floresta provavelmente é superior ao da matéria orgânica, principalmente em solos tropicais onde a matéria orgânica é rapidamente degradada. Com um ambiente estável as entradas de Hg são possivelmente superiores às saídas, levando ao acúmulo de Hg em solos de floresta (Almeida, 2005).

Estudos acerca do transporte de mercúrio para os corpos d'água e sua transformação para metilmercúrio tem utilizados como objeto de estudos matrizes ambientais como os sedimentos, solos, ar, peixes, amostra de cabelo e urina de humanos. A maioria bem estudados nas bacias dos rios Tapajós, Madeira e Negro, em reservatórios artificiais e algumas áreas do Brasil central também tem se feito alguns estudos (Malm, 1998).

Por outro lado, no hemisfério Norte, investigações sobre a dinâmica do mercúrio em córregos tem sido muito mais valorizada no meio científico. Scudder *et al*. (2009) relatam que os estudos realizados em riachos e rios tem contribuído de

forma significativa para a compreensão do ciclo regional do Hg em países daquele hemisfério. A literatura científica sobre mercúrio em organismos aquáticos na região em ecossistemas de igarapés que drenam solos florestados de terra firme, e que são independentes do pulso hidrológico dos grandes rios, ainda é escassa.

A região Amazônica apresenta a maior bacia hidrográfica do mundo, formada pelo rio Amazonas e um incontável número de outros rios e pequenos riachos (igarapés) (Lowe-McConnell, 1999). Com exceção de boa parte dos rios maiores de águas brancas, cuja origem é andina, a maioria dos rios amazônicos resulta da junção de pequenos igarapés que drenam a floresta (Walker, 1991, 1995). De acordo com Lowe-McConnell (1999), os igarapés são corpos d'água de pequeno porte, sendo caracterizados pelo leito bem delimitado, com correnteza relativamente acentuada, apresentando água com temperatura baixa e pouco variável ao longo do ano (cerca de 26°C); tendo os cursos médios e superiores cobertos pelo dossel da floresta de terra firme e o leito com presença de troncos caídos.

Na região amazônica, o processo de biomagnificação do Hg já foi várias vezes identificado, porém pesquisas sobre a sua bioacumulação são mais escassas (Sampaio da Silva *et al.*, 2006). Segundo Roulet e Brachet (2001) raramente é observada uma relação linear ou curvilínea positiva entre as concentrações de mercúrio com o comprimento padrão e/ou peso corporal dos peixes amazônicos que são fatores que podem contribuir na bioacumulação. Belger (2001) ressalta que fatores físico-químicos também podem influenciar na bioacumulação de Hg em peixes, porém coloca que ainda são poucos os estudos neste sentido na Amazônia.

Portanto, a importância dos aspectos limnológicos na bioacumulação do mercúrio na biota aquática/peixes deve ser considerada, pois ainda não há estudos que tenham considerado as concentrações de mercúrio em populações de peixes de igarapés de florestas de terra-firme da região Amazônica.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a bioacumulação de mercúrio total em peixes de igarapés associados ao Rio Mamuru.

1.2.2 Objetivos Específicos

1- Avaliar os níveis de Hg total nas espécies de peixes encontradas nos igarapés da bacia do Rio Mamuru;

2- Investigar possíveis variações nas concentrações de Hg total nas espécies correlacionando-as com a influência dos parâmetros limnológicos (potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, total de sólidos dissolvidos, largura, profundidade e vazão);

3- Determinar os coeficientes de bioacumulação de Hg total por espécie e por ambiente;

4- Correlacionar as concentrações de Hg total com o hábito alimentar das espécies de peixes.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área em estudo está inserida no conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns, localizada no oeste do Pará, a qual abrange área dos municípios de Juruti, Aveiro e Santarém (Figuras 1 e 2).

A bacia do Rio Mamuru com localização estratégica tem parte de sua área no estado do Amazonas e parte no estado do Pará. A cabeceira do rio Mamuru situa-se em território paraense às proximidades dos municípios de Itaituba e Aveiro, e segue em direção ao município amazonense de Parintins. Há pouca informação sobre a bacia do rio Mamuru, todavia este é um rio importante para a região, juntamente com os rios Paraná de Ramos, Paraná do Espírito Santo, Paraná do Limão e Uaicurapá, além dos lagos Aninga, Paranema, Macurani e Lagoa da Francesa.

As principais bacias internas na área do conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns são do rio Arapiuns, com dois afluentes (Aruã e Maró) percorrendo o limite norte da gleba Nova Olinda I e o limite sul da gleba Cumurucuri; e do rio Mamuru, que drena do sul para o oeste da gleba Nova Olinda II. A bacia do Arapiuns tem suas nascentes na Gleba Nova Olinda (Relatório Ambiental Preliminar, 2010). Neste estudo, trabalharam-se três grandes Sítios de amostragem (Figura 1), os quais foram acessados por via fluvial através do rio Mamuru, a saber: Sítio 01: Localidade de Vista Bela, Sítio 02: Localidade de Jaratuba e Sítio 03: Localidade do rio Cataueré, sendo os dois primeiros localizados na área geográfica do município de Juruti (médio trecho do rio Mamuru) e o terceiro localizado no município de Aveiro (alto trecho do rio Mamuru).

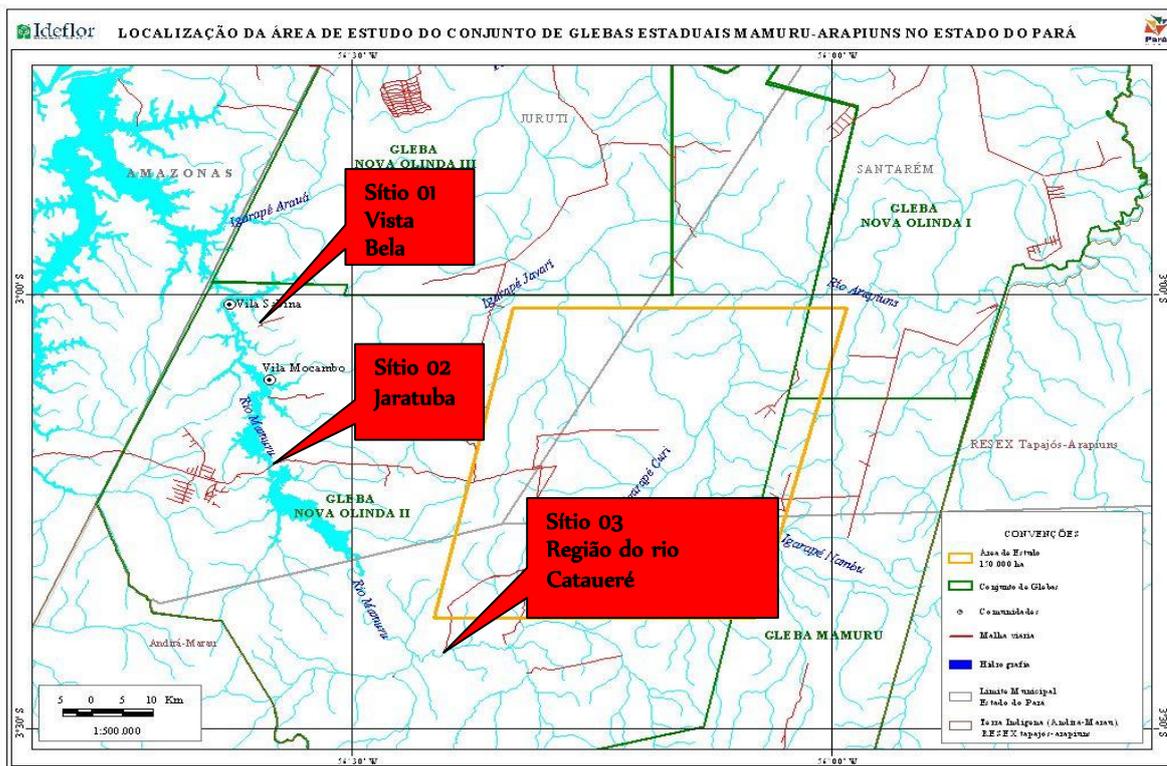


Figura 1 – Localização dos três sítios de coleta ao longo da bacia do rio Mamuru.

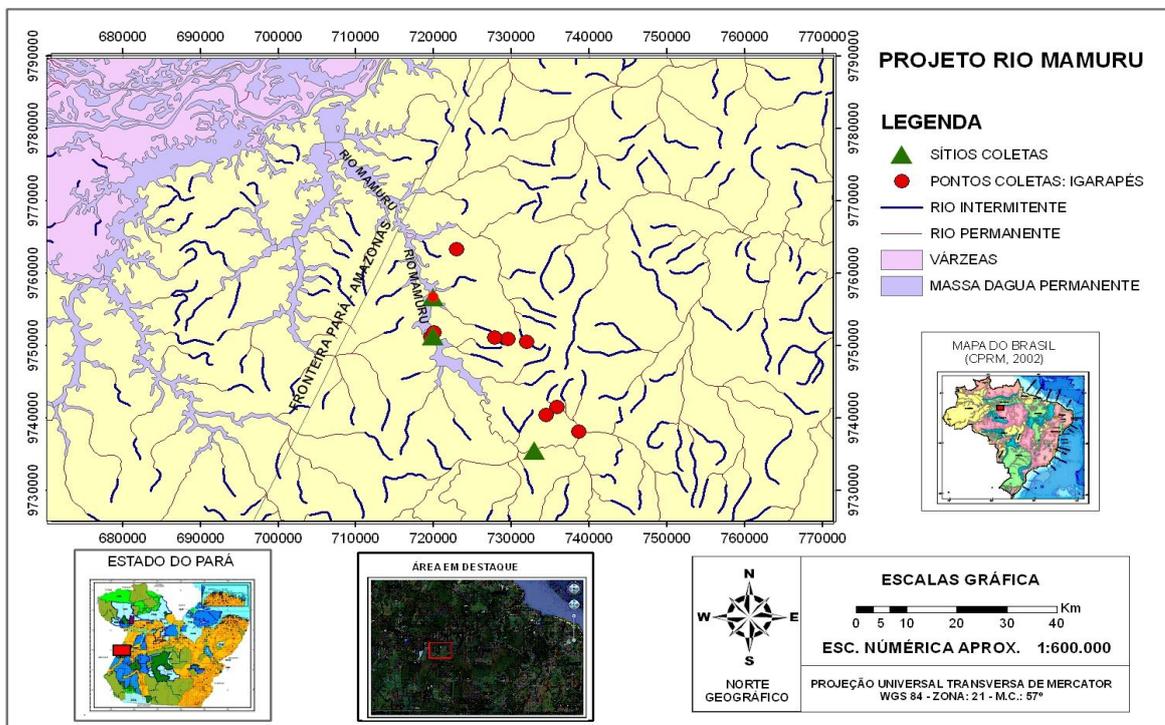


Figura 2 – Distribuição dos igarapés amostrados ao longo bacia do rio Mamuru.

2.2 Delineamento Experimental

Foram estudados dez igarapés que integram a bacia de drenagem do Rio Mamuru. Sendo eles, distribuídos em três sítios de coleta considerando o contínuo fluvial do Mamuru, sendo eles: 1) *Comunidade de Vista Bela* (01 igarapé: Tauari), baixo trecho; 2) *Comunidade de Jaratuba* (06 igarapés: Jacaré, Bacurau, Jeju, Cabeça de anta, Sabina e Apuquitaua; médio trecho e 3) *Comunidade do rio Cataueré* (03 igarapés: Abiduína e mais dois que são interceptados pela estrada da localidade (denominada estrada da Petrobras) e que ainda não possuem denominação local; alto trecho. Estes dois últimos igarapés que ainda não possuem denominação local foram denominados neste estudo de Igarapés Petrobras I e II. As amostras de peixes (variável dependente) para condução deste estudo foram coletadas no mês de setembro de 2009. As variáveis ambientais (independentes) foram os parâmetros limnológicos: potencial hidrogeniônico (pH), Condutividade elétrica, Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura, Totais de Sólidos Dissolvidos (TDS), largura dos igarapés, profundidade, velocidade da corrente e vazão.

2.3 Métodos de campo

A metodologia utilizada na coleta dos peixes consistiu de pesca ativa, com lances padronizados de rede de cerco (5m de comprimento x 1,5m de altura, com 5mm entre nós opostos) e *D - frame net*, que é o rapiché ou puçá, com diâmetro de malha de 500 μ m.

Em cada igarapé foi selecionado um trecho de 100m, onde foram efetuadas as coletas de peixe e dos parâmetros limnológicos. As coletas tiveram um esforço amostral padronizado, onde os coletores procederam ao mesmo número de lances de redinha e rapiché (5 e 10 lances respectivamente) em todos os igarapés. Além disso, foram levadas em consideração para a amostragem as zonas de remanso (meandros) e as zonas de maior velocidade da correnteza, além dos diferentes substratos existentes (rochas, troncos, folhiços, vegetações aquáticas).

Após a captura os indivíduos para a análise de Hg total foram separados em frascos (tubos de Falcon), os demais foram fixados em formalina 10% e acondicionados em sacos plásticos devidamente etiquetados (ver figura 3), e

posteriormente foram transportados para laboratório, onde foi realizada a identificação das espécies até o nível taxonômico mais preciso possível, utilizando bibliografia especializada.



Figura 3 – Procedimentos de triagem e fixação dos indivíduos coletados, no interior do barco/alojamento.

Ainda em campo foram realizadas medidas das seguintes variáveis ambientais: Temperatura e Oxigênio Dissolvido (Oxímetro portátil, equipamentos Orion e YSI), pH (pHmetro portátil marca Oakton®); Condutividade elétrica e Total de Sólidos Dissolvidos (TDS), (Condutímetro portátil, marca Oakton®), Velocidade da Corrente (Fluxímetro), medição da largura e profundidade do canal (trena métrica), e o cálculo de Vazão dos igarapés que foi obtido pela seguinte fórmula:

$$Q = A \cdot V_m$$

onde:

$$Q = \text{Vazão}$$

$$A = \text{Área média da secção transversal}$$

$$V_m = \text{Velocidade média da corrente}$$

Tabela 1 – Coordenadas geográficas dos igarapés estudados.

Igarapé	Denominação Local	Coordenada UTM
igarapé 1	Taurí	21 M 0550526 9651474
igarapé 2	Jacaré	21 M 0545415 9646894
igarapé 3	Bacurau	21 M 0545962 9647872
igarapé 4	Jeju	21 M 0662630 9639508
igarapé 5	Cabeça de anta	21 M 0564551 9645856
igarapé 6	Sabina	21 M 0560822 9646550
igarapé 7	Apuquitaua	21 M 0558165 9646790
igarapé 8	Abiduína	21 M 0574797 9626664
igarapé 9	2º ig. da estrada Petrobras	21 M 0570500 9631938
igarapé 10	1º ig. da estrada Petrobras	21 M 0568432 9630208

2.4 Métodos de Laboratório

No Laboratório, os exemplares de peixes foram identificados taxonomicamente, bem como foram efetuadas as aferições de comprimento padrão e total, e a pesagem dos mesmos.

As análises de Hg total foram realizadas no Laboratório de Biologia Ambiental da Universidade Federal do Oeste Pará, em Santarém.

Para a análise de Hg total nos peixes de maior porte foram retiradas amostras entre 300 e 400 mg (peso úmido) de tecido muscular da região dorsal das amostras que estavam acondicionadas em frascos de polietileno e congeladas até o momento da análise. Já os exemplares de peso corporal inferior a 300 mg alguns foram digeridos integralmente, outros excluindo-se a cabeça e alguns a cabeça e nadadeira caudal, utilizando uma pesagem entre 15 a 45 mg de amostra.

As amostras após pesagem foram colocadas em tubos de ensaio para o processo de extração do Hg total via digestão ácida (Pichet *et al.*, 1999). A digestão ácida consistiu da adição de Ácido Nítrico (HNO_3) concentrado e Ácido Clorídrico a 6 normal (HCl 6N), numa proporção de 10:1. Os tubos são aquecidos em placa quente durante 4 horas à 121°C sob ventilação e agitados de 1 em 1 hora.

Terminada a digestão, o solubilizado foi diluído a um volume final de 9 mL. Alíquotas de 100 μL foram injetadas no reator/redutor do Espectrômetro de Fluorescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS, da sigla em inglês) contendo uma solução saturada de Cloreto de Estanho (SnCl_2). No reator as formas de Hg contidas na amostra foram reduzidas a Hg^0 e carregadas através de arraste direto com gás argônio até a fotocélula detectora do elemento, e a resposta foi expressa em mV, a qual é utilizada no cálculo da concentração de Hg total na amostra. Para mais detalhes do método analítico ver Pichet *et al.* (1999). O limite de detecção do CVAFS é de 12,8 picogramas de Hg e o limite de quantificação é de 3 mg (amostra seca).

2.4.1 Validação do Método Analítico

O laboratório de Biologia Ambiental possui metodologias bem estabelecidas para análises de Hg total em diversas matrizes ambientais. Atualmente o laboratório está credenciado e participa desde 1999 de dois ensaios anuais de intercalibração num dos mais respeitados programas de qualidade analítica internacional de mercúrio – “*The Mercury in Hair Interlaboratory Comparison Program*”, organizado pela Divisão de Pesquisa Ambiental do Canadá tendo como laboratório chefe o *Laboratório da Saúde dos Índios e das Populações do Norte – Canadá*.

Como forma de verificar a confiabilidade dos resultados, assim como, a precisão do método analítico, foram realizadas análises de uma amostra padrão de referência Internacional (TORT-2) do *National Research Council of Canadá*.

Um branco dos reagentes foi preparado em duplicata, com a finalidade de se avaliar a possibilidade de contaminação dos reagentes por mercúrio e assim realizar as correções dos resultados, obtendo-se uma metodologia confiável.

Antes das baterias de análises de Hg total nas amostras dos peixes, foram realizadas curvas de calibração no CVAFS utilizando-se padrões de calibração com

concentrações de 2ppb, 5ppb e 10ppb, preparados a partir do sal Cloreto de Mercúrio (HgCl_2) (Merck). O coeficiente de regressão aceitável entre estes é de \geq a 90%. As amostras foram analisadas em duplicatas, e o desvio de reprodutibilidade aceitável entre estas é de 10%, as amostras que não alcançaram tal precisão, foram reanalisadas.

Para minimizar o erro analítico, toda vidraria utilizada em campo e no laboratório, foi previamente mantida em uma solução de HCl 10% (Merck) por um período de no mínimo 24hs, e depois lavada com água destilada-deionizada e água graureagente (Milli-Q[®]), e então secadas em estufa à temperatura de 300°C, com exceção daquelas com função volumétrica.

2.5 Identificação das Espécies de Peixes

As espécies dos peixes foram identificadas taxonomicamente com o auxílio de bibliografia especializada e chaves de identificação (Gery, 1977; Mago-Leccia, 1994; Römer, 2001; Kullander e Ferraris, 2003; Reis *et al.*, 2003) com a colaboração de pesquisadores especialistas do Programa de Pesquisa em Biodiversidade na Amazônia – PPBio. Com a identificação definiu-se o tipo de hábito alimentar para cada espécie e estabeleceu-se a relação com a concentração de Hg nas amostras, baseado em algumas referências (Anjos, 2005; Fishbase, 2010).

2.6 Métodos Estatísticos

Com a finalidade de apresentar conclusões consistentes e explorar adequadamente a potencialidade dos dados obtidos, foram utilizadas técnicas estatísticas segundo Ayres *et al.* (2000) e Zar (1984). Todas as análises estatísticas foram efetuadas com o auxílio do *Software Statistica 7.0*[®].

A comparação dos parâmetros físico-químicos entre os sistemas foi realizada com o uso de análises de variância – ANOVA (Zar, 1984). A qual também foi utilizada para as concentrações de Hg entre as espécies de peixes de ocorrência comum entre os igarapés.

Para verificar as possíveis correlações dos fatores ambientais entre si e destes com as concentrações de Hg nas amostras de peixes separadamente para cada sistema, foi utilizada uma matriz de correlação de Pearson. A influência dos parâmetros ambientais (variáveis independentes), sobre as concentrações de Hg (variável dependente) foram interpretadas através de regressão linear múltipla (Zar, 1984; Ayres *et al.*, 2000).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Parâmetros Limnológicos

Estudos limnológicos visam obter uma compreensão abrangente do funcionamento e da forma de organização de cada ambiente aquático sob estudo, descrevendo sua dinâmica e as inter-relações com a biota. Estudos ictiológicos completos sobre biologia, dinâmica de populações e de comunidades requerem informações sobre as características dos ambientes aquáticos relacionados, para que se possam entender as interações ecológicas e comportamentais das populações de peixes (Calheiros e Ferreira, 1996).

O rio Mamuru, que é o receptor principal dos igarapés investigados neste estudo apresenta cor aparente de sua água do tipo preta, pH 5,0 e condutividade entre 12 e 14 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os resultados das variáveis limnológicas para os dez igarapés do presente estudo estão apresentados na Tabela 2.

De maneira geral a morfometria destas microbacias compreende igarapés estreitos com largura média de 5,32 m, variando de 1,7 m (Apuquitaua) à 16,2 m (Jacaré); também são poucos profundos, indo de 0,38m (Jeju e Cabeça de Anta) a 1,98 m (Abiduína).

A descarga líquida dos igarapés em média também é baixa ($1,42 \text{ m}^3/\text{s}$), com igarapés quase completamente estagnados como é o caso dos igarapés Jacaré e Bacurau (vazão inferior a $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$) a igarapés com vazão de $7,61 \text{ m}^3/\text{s}$, o que se reflete também na velocidade da corrente dos mesmos.

Com base nos resultados dos valores de pH, oxigênio dissolvido e condutividade dos igarapés, estes apresentam características limnológicas típicas de águas ácidas, com baixas concentrações de oxigênio e de eletrólitos dissolvidos. Com valores mínimos de pH de 4,5 encontrados em dois dos igarapés estudados (Cabeça de Anta e Petrobras 1) e de oxigênio dissolvido e condutividade de 2,3 mg/L (Jeju) e $9,3 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Apuquitaua), respectivamente.

Tabela 2 – Valores das variáveis ambientais dos igarapés estudados.

Igarapés	OD (mg/l)	Temp. (C°)	pH	Cond. (μ S/cm)	TDS (mg/L)	Velo. (m/s)	Larg. (m)	Prof. (m)	Vazão (m ³ /s)
Tauari	3,9	27,3	4,8	12,61	6,22	0,31	5,53	1,01	1,73
Jacaré	2,6	28,9	5,1	14,96	7,05		16,20	1,67	
Bacurau	4,1	29,5	5	12,21	6,36				
Jeju	2,3	27,5	4,8	13,54	6,50	0,28	3,16	0,38	0,34
Cabeça de Anta	2,7	31,25	4,5	12,46	6,17	0,17	2,8	0,38	0,18
Sabina	6,8	30,1	4,7	13,53	6,83	0,26	2,35	0,50	0,30
Apuquitaua	7	30,2	4,9	9,3	4,55	0,11	1,7	0,27	0,05
Abiduína	5,3	26,3	4,8	11,14	5,66	0,45	8,55	1,98	7,61
Petrobras 2	4,3	28,3	4,8	12,71	6,11	0,43	2,92	0,71	0,89
Petrobras 1	3,6	32	4,5	18,7	9,8	0,09	4,7	0,64	0,27
Média	4,3	29,1	4,8	13,1	6,53	0,26	5,32	0,84	1,42

De acordo com Esteves e Aranha (1999), os córregos são classificados por diversos autores como rios de pequena ordem, com velocidade variando de 0,1 a 1,7 m/s podendo ocorrer gradientes que variam desde corredeiras com rochas e pedras até poções e pequenos remansos, o oxigênio dissolvido é geralmente alto, tendo variação da temperatura sazonal nas bacias da região sul e sudeste, sendo que a transparência, pH e condutividade estão relacionadas à geomorfologia da bacia de drenagem.

De acordo com Walker (1987) em igarapés da Amazônia Central a condutividade elétrica varia de 6 a 12 μ S/cm. Para Esteves (1998) este parâmetro pode ser influenciado pela temperatura, pH e várias substâncias orgânicas ionizáveis. Anjos (2005), em estudo da ictiofauna em igarapés de terra firme da Amazônia Central, registrou valores ácidos de pH indo de 3,93 a 4,55 e uma grande variação na vazão (0,007 a 0,63 m³/s), assim como no presente estudo.

3.2 A Ictiofauna

Nos 10 igarapés, foram coletados 117 exemplares de peixes, os quais foram identificados como pertencentes à 13 espécies (Tabela 3). A maioria, 10 espécies, sendo da ordem Characiformes (76,9%) e 3 espécies da ordem Perciformes (23,1%). Em estudos ecológicos sobre peixes de igarapés da Amazônia Central, os Characiformes tem se sobressaído em valores de abundância e riqueza de espécies (Mendonça, 2001; Anjos, 2005; Galuch, 2007; Goch, 2007).

No presente estudo as espécies do gênero *Hyphessobrycon* foram as mais freqüentes e ocorreram em seis igarapés, com a espécie *Hyphessobrycon sp1* sendo a mais abundante, com 36 indivíduos (30,7%).

O gênero *Hyphessobrycon* pertence à família Characidae que atualmente consiste de 97 espécies de peixes de pequeno porte, prateados ou variadamente coloridos. São conhecidos popularmente como piabas ou lambaris, a depender da região onde se encontram (Rocha *et al.*, 2009).

Corrêa (2007) relata que uma série de pesquisas tem demonstrado que os igarapés são colonizados principalmente por espécies de peixes de pequeno porte, destacando-se entre elas as piabas ou matupiris (*Astyanax spp*, *Moenkausia spp*, *Bryconops spp*, *Hemigrammus spp.*), acarás (*Aequidens spp*, *Apistogramma spp.*) e jacundás (*Crenicichla spp.*). Alguns destes gêneros citados foram registrados e analisados quanto aos teores de Hg total no presente estudo.

Tabela 3 – Classificação taxonômica dos peixes e seus respectivos números de exemplares analisados quanto a concentração de Hg total.

ORDEM	Igarapés										
	Tauari	Jacaré	Bacurau	Jeju	Cab. Anta	Sab	Apuq.	Abid.	Pet. 2	Pet 1	Total
Família											
<i>Espécies</i>											
CHARACIFORMES											
Characidae											
<i>Bryconops inpai</i> (Knöppel; Junk; Géry,1968)	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	5
<i>Hyphessobrycon heterurhabdus</i> (Ulrey,1894)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	6
<i>Hyphessobrycon sp1</i>	6	-	-	12	-	-	5	6	7	-	36
<i>Hyphessobrycon sp2</i>	-	-	-	-	6	-	6	-	-	-	12
Lebiasinidae											
<i>Pyrrhulina brevis</i> (Steindachner, 1876)	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	5
<i>Pyrrhulina sp1</i>	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	4
<i>Nannostomus marginatus</i> (Eigenmann, 1909)	3	-	6	5	-	-	-	-	-	-	14
Gasteropelecidae											
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther,1964)	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	5
<i>Gnathocharax steindachneri</i> (Fowler,1913)	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	5
Crenuchidae											
<i>Characidium sp1</i>	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	7
PERCIFORMES											
Cichlidae											
<i>Aequidens epae</i> (Kullander,1989)	-	-	-	2	-	4	-	-	-	-	6
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	5
<i>Apistograma eunotus</i> (Kullander,1980)	-	-	-	3	-	-	4	-	-	-	7

Legenda: Cab. Anta: Cabeça de Anta; Sab: Sabina; Apuq: Apuquitaua; Abid.: Abiduina; Pet 2: Petrobras 2; Pet 1: Petrobras 1

3.3 Concentrações de Hg nos peixes

As concentrações de Hg nas amostras de peixes do presente estudo variaram de 59,7 ng.g⁻¹ para a espécie *Apistograma eunotus* do igarapé Apuquitaua e 1.093,2 ng.g⁻¹ para *Characidium sp1* do igarapé Cabeça de Anta.

A concentração média de mercúrio total, independente de igarapé, obtida para as 13 espécies foi de 326,3 ng.g⁻¹. Os valores médios das concentrações de Hg total por espécie e por igarapé estão listados na Tabela 4.

Tabela 4 – Valores médios das concentrações de Hg total por espécie e por igarapé.

Igarapés	Espécies	n	Hg (ng.g ⁻¹)	
			Espécies	Igarapé
Tauari	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	6	222,9 ± 92,7	255,5
	<i>Nannostomus marginatus</i>	3	321 ± 138,9	
Jacaré	<i>Pyrrhulina sp1</i>	4	463,4 ± 125,2	463,4
Bacurau	<i>Aequidens tetramerus</i>	5	261,7 ± 179,9	341,7
	<i>Nannostomus marginatus</i>	6	456,4 ± 321	
	<i>Bryconops inpai</i>	5	284 ± 21,9	
Jeju	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	12	209,6 ± 84,7	241,7
	<i>Nannostomus marginatus</i>	5	232,6 ± 96,3	
	<i>Apistograma eunotus</i>	3	361,4 ± 98,3	
	<i>Aequidens epae</i>	2	277,2 ± 44,1	
Cabeça de Anta	<i>Hyphessobrycon sp2</i>	6	386,8 ± 178,3	456,1
	<i>Characidium sp1</i>	7	515,6 ± 334,6	
Sabina	<i>Aequidens epae</i>	4	165,55 ± 29,9	165,55
Apuquitaua	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	5	580,46 ± 207,9	403,3
	<i>Apistograma eunotus</i>	4	244,75 ± 211,2	
	<i>Hyphessobrycon sp2</i>	6	431,27 ± 165,9	
	<i>Pyrrhulina brevis</i>	5	319,4 ± 275,8	
Abiduina	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	6	363,5 ± 271,8	363,5
Petrobras 2	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	7	305,87 ± 188	262,2
	<i>Carnegiella strigata</i>	5	155 ± 43,9	
	<i>Gnathocharax steindachneri</i>	5	308,1 ± 38,8	
Petrobras 1	<i>Hyphessobrycon heterurhabdus</i>	6	324,18 ± 94,6	324,2

Não foram encontrados na literatura científica trabalhos que reportem estudos sobre os níveis de Hg total em peixes de igarapés da Amazônia. Por outro lado, já está disponível, apesar de recente e ainda insipiente a literatura quanto à temática dos níveis de Hg total em peixes de riachos do hemisfério norte (Bauch *et al.*, 2009; Chasar *et al.*, 2009; Scudder *et al.*, 2009).

Scudder *et al.* (2009), reportaram para peixes de riachos dos Estados Unidos concentrações de Hg total indo de 14 ng.g⁻¹ para as espécies *Oncorhynchus mykiss* e *Salmo trutta* à 1.950 ng.g⁻¹ para a espécie *Micropterus dolomieu*, com concentração média de Hg total para as espécies de peixes daqueles riachos da ordem de 169 ng.g⁻¹. Valor este aproximadamente duas vezes inferior à concentração média de Hg total encontrada para as espécies de peixes de igarapés naturais do presente estudo. Belger (2001) analisou Hg em amostras de *Hoplias malabaricus* e *Cichla spp* na bacia do Rio Negro, incluindo lagos, rios e igarapés. As médias de Hg total para as amostras dos igarapés, foram 201,6 ng.g⁻¹ para a espécie *Hoplias malabaricus* e 187,2 ng.g⁻¹ para a espécie *Cichla spp*.

No Brasil, análises feitas por Teodoro (2007) em 233 amostras de peixes comerciais de dois rios do Mato Grosso do Sul sem histórico de poluição por mercúrio com a maior concentração média encontrada para os peixes piscívoros (61,8 ng.g⁻¹). Ainda no Pantanal Matogrossense, em áreas influenciadas por atividades de garimpo de ouro, Vieira *et al.* (2004) relataram para peixes comerciais concentrações de 4 ng.g⁻¹ para a espécie *Piaractus mesopotamicus* e máxima de 1.243 ng.g⁻¹ para a espécie *Salminus maxillosus*. Farias *et al.* (2007) analisaram 169 amostras de peixes de rios, sendo 88 provenientes de locais com histórico de garimpo (Município de Paranaita) e 83 de locais sem histórico desta atividade (Município de Alta Floresta). As concentrações de mercúrio nas espécies de peixes variaram de 400 a 3.500 ng.g⁻¹, com médias para os locais com histórico de garimpo sendo 248 ± 451 ng.g⁻¹, enquanto nos locais sem histórico, a média foi de 109 ± 159 ng.g⁻¹.

Para áreas associadas à bacia do rio Tapajós, município de Santarém-Pará, Lima *et al.* (2000) reportou concentrações de Hg total variando de 1,3 ng.g⁻¹ para a espécie herbívora *Piaractus brachypomus* a 878.4 ng.g⁻¹, para a espécie carnívora *Cichla sp*.

Ao se comparar as concentrações de Hg total entre as diferentes espécies, independente de igarapé, não foram observadas diferenças significativas entre as espécies (ANOVA $F_{(12, 104)} = 1, 5767$, $p = 0,1098$) (Figura 4).

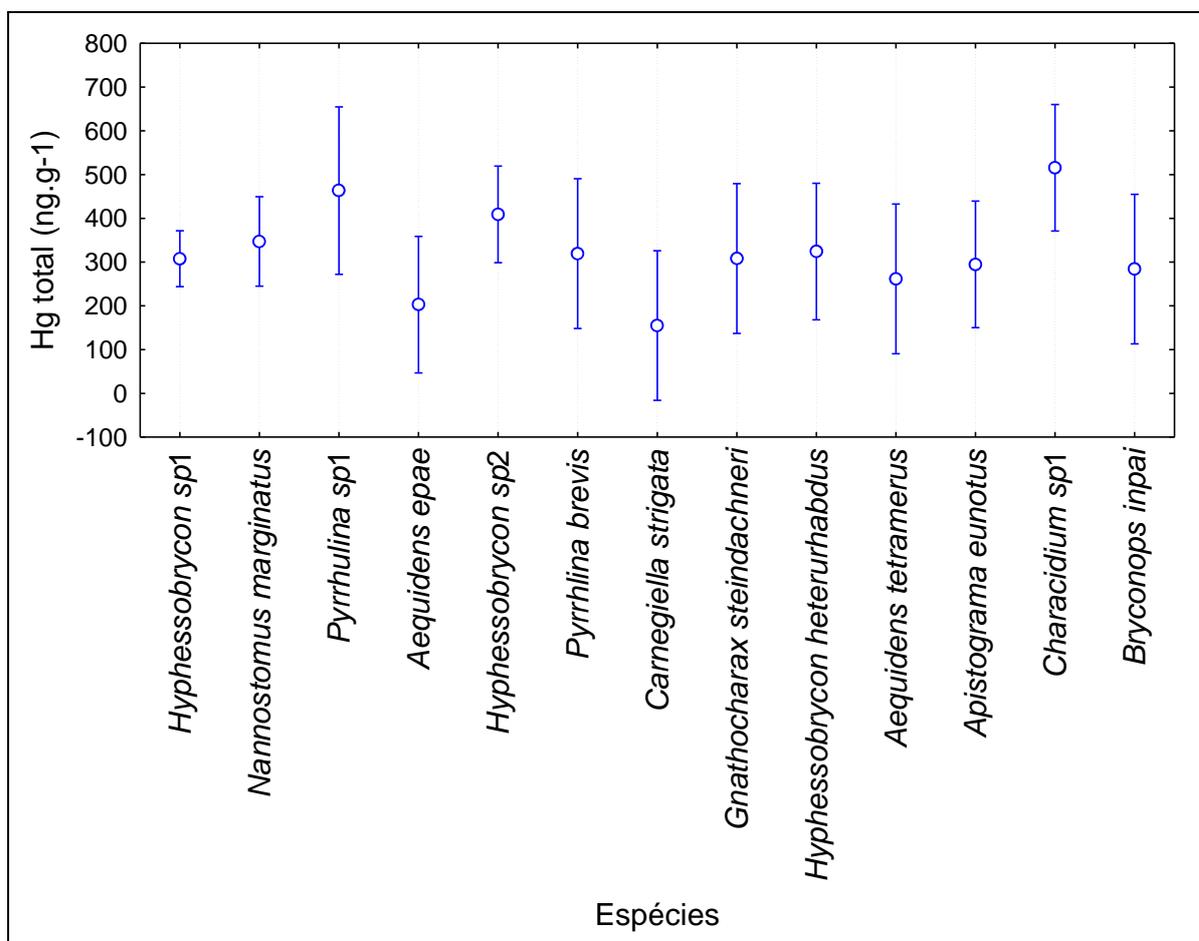


Figura 4 – Diferença entre as concentrações médias de Hg total entre as espécies de peixes.

A comparação dos níveis de Hg total entre os igarapés, independente de espécies, revelou menor concentração para o igarapé Sabina ($165,55 \text{ ng.g}^{-1}$) e maior concentração para o igarapé Jacaré ($463,4 \text{ ng.g}^{-1}$). Todavia, só foi encontrada diferença estatisticamente significativa entre o igarapé Cabeça de Anta ($456,15 \text{ ng.g}^{-1}$) e o igarapé Jeju ($241,69 \text{ ng.g}^{-1}$) (ANOVA, $F_{(9, 107)} = 2,5251$, $p = 0,0115$), para os demais igarapés não houve diferença significativa (Figura 5).

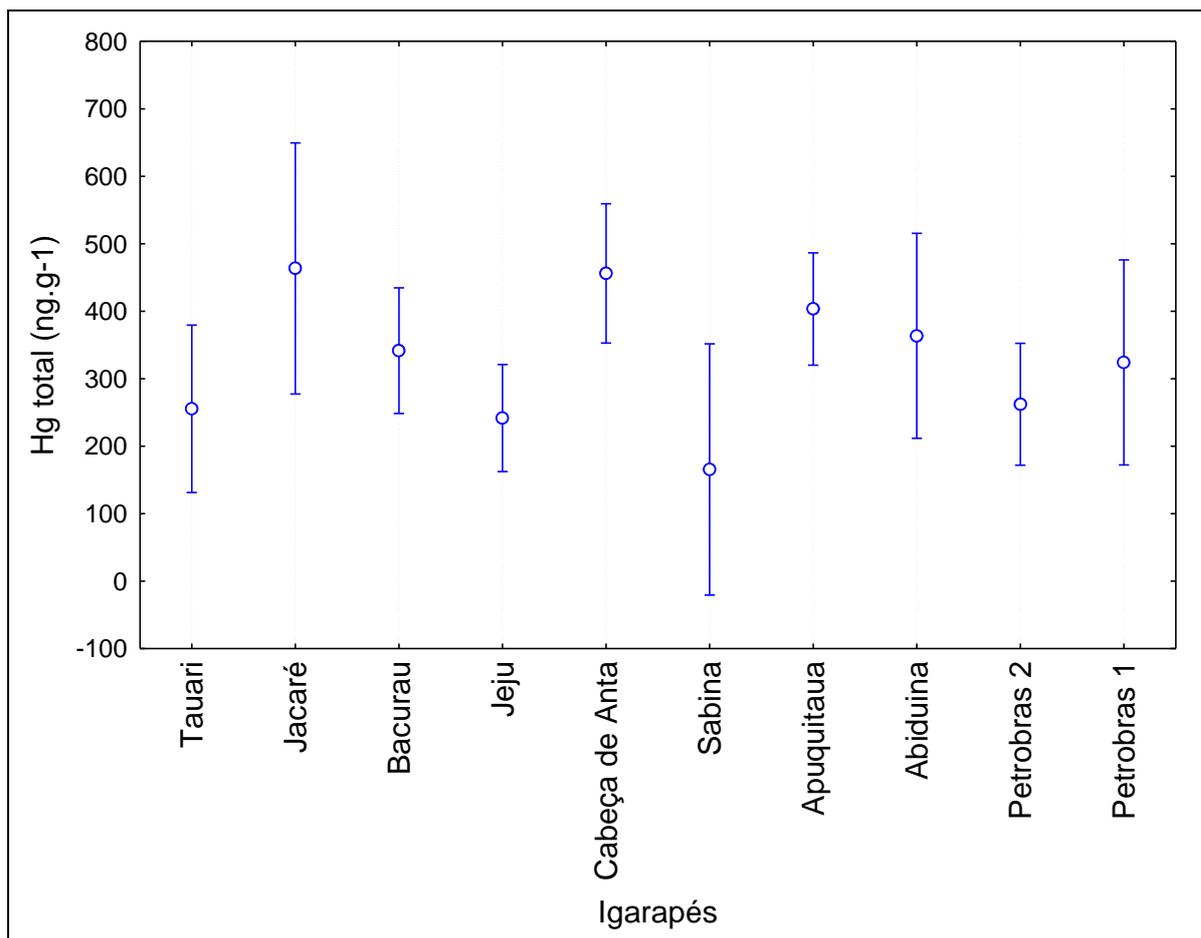


Figura 5 – Diferença entre as concentrações médias de Hg total dos igarapés.

Alguns fatores ambientais podem influenciar na acumulação do Hg nos peixes (Kasper *et al.*, 2007). Parâmetros como pH, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido podem influenciar a biodisponibilidade do metal para sua metilação (Peleja, 2002; Fernandes *et al.*, 2008).

Chasar *et al.* (2009) analisaram Hg em invertebrados e peixes de riachos naturais e urbanos nos Estados Unidos, em três grandes áreas de estudo (Oregon, Wisconsin e Florida), observando as médias por igarapé independente das espécies verificou-se que nos córregos naturais a média de Hg total foi de 774 ng.g⁻¹ e nos riachos urbanos foi de 368,5 ng.g⁻¹ que ficou aproximada da média dos igarapés no presente estudo (327,7 ng.g⁻¹).

3.4 Relação dos Parâmetros Limnológicos com os níveis de Hg nos peixes

Das treze espécies de peixes coletadas, oito espécies foram registradas com somente uma ocorrência nos igarapés (*Aequidens tetramerus*, *Bryconops inpai*, *Carnegiella strigata*, *Characidium sp1*, *Gnathocharax steindachneri*, *Hyphessobrycon heterurhabdus*, *Pyrrhulina brevis*, *Pyrrhulina sp1*), três espécies foram registradas em pelo menos dois igarapés (*Apistograma eunotus*, *Aequidens epae*, *Hyphessobrycon sp2*), uma espécie em três igarapés (*Nannostomus marginatus*) e uma espécie (*Hyphessobrycon sp1*) apresentou uma maior distribuição, sendo registrada em cinco igarapés.

Assim, para investigar a relação das concentrações de Hg total das espécies com os parâmetros limnológicos (potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, total de sólidos dissolvidos, largura, profundidade e vazão), foram consideradas somente as concentrações de Hg total da espécie *Hyphessobrycon sp1* para gerar uma matriz de correlação com os parâmetros limnológicos dos cinco igarapés, de ocorrência da mesma (ver Tabela 5).

Os resultados da matriz de correlação evidenciaram correlações positivas das concentrações de Hg total com o oxigênio dissolvido ($r= 0,94$) e com o pH ($r= 0,91$), quase que da mesma ordem de magnitude. Com a condutividade ($r= -0,97$) e TDS ($r= -0,99$) as correlações foram inversas.

Entre os fatores ambientais o oxigênio correlacionou-se negativamente com a condutividade ($r= -0,97$) e TDS ($r= -0,96$) o qual se correlacionou de forma negativa com o pH ($r= -0,97$) e positiva com a condutividade ($r= 0,99$), TDS e a condutividade são parâmetros relacionados o que justifica essa alta correlação. Houve correlação positiva da profundidade com a largura ($r= 0,97$) e também da vazão com a largura ($r= 0,94$) e profundidade ($r= 0,97$), parâmetros estes que estão diretamente associados (ver Tabela 5).

Tabela 5 – Matriz de correlações entre as variáveis ambientais e as concentrações de Hg total da espécie *Hyphessobrycon sp1*.

Variáveis	O.D(mg/L)	Temp.(C)	pH	Cond.(µS/cm)	TDS (mg/L)	Veloc.(m/s)	Larg.(m)	Prof.(m)	Vazão(m ³ /s)	Hg (ng.g ⁻¹)
O.D (mg/L)	1,00									
Temp.(°C)	0,55	1,00								
pH	0,78	0,87	1,00							
Cond.(µS/cm)	-0,97	-0,58	-0,87	1,00						
TDS (mg/L)	-0,96	-0,68	-0,92	0,99	1,00					
Veloc.(m/s)	-0,38	-0,79	-0,85	0,53	0,60	1,00				
Larg.(m)	-0,06	-0,86	-0,55	0,10	0,23	0,66	1,00			
Prof.(m)	0,09	-0,78	-0,49	-0,00	0,12	0,72	0,97	1,00		
Vazão(m ³ /s)	0,17	-0,72	-0,37	-0,12	0,00	0,63	0,94	0,97	1,00	
Hg (ng.g ⁻¹)	0,94	0,71	0,91	-0,97	-0,99	-0,56	-0,29	-0,16	-0,03	1,00

A partir dos resultados da matriz de correlação de Pearson e, no sentido de se averiguar o efeito conjunto das variáveis limnológicas sobre as concentrações de Hg total na espécie *Hyphessobrycon sp1* através de um modelo de regressão linear múltipla, foram excluídas as variáveis limnológicas que apresentaram colinearidade entre si, restando apenas como variáveis independentes para gerar tal modelo as variáveis pH e oxigênio dissolvido dos igarapés. O resultado desta análise revelou influência significativa positiva destas duas variáveis limnológicas sobre as concentrações de Hg total em *Hyphessobrycon sp1* $\{r^2 = 0,962; p = 0,037; Y = - 7018 + (0,598 \text{ O.D}) + (0,440 \text{ pH})\}$.

As Figuras 6 e 7 ilustram os coeficientes parciais da regressão múltipla para as concentrações de Hg na espécie *Hyphessobrycon sp1* para o oxigênio dissolvido ($r^2 = 0,88, p = 0,016$) (figura 6) e para o pH ($r^2 = 0,82, p = 0,032$) (figura 7).

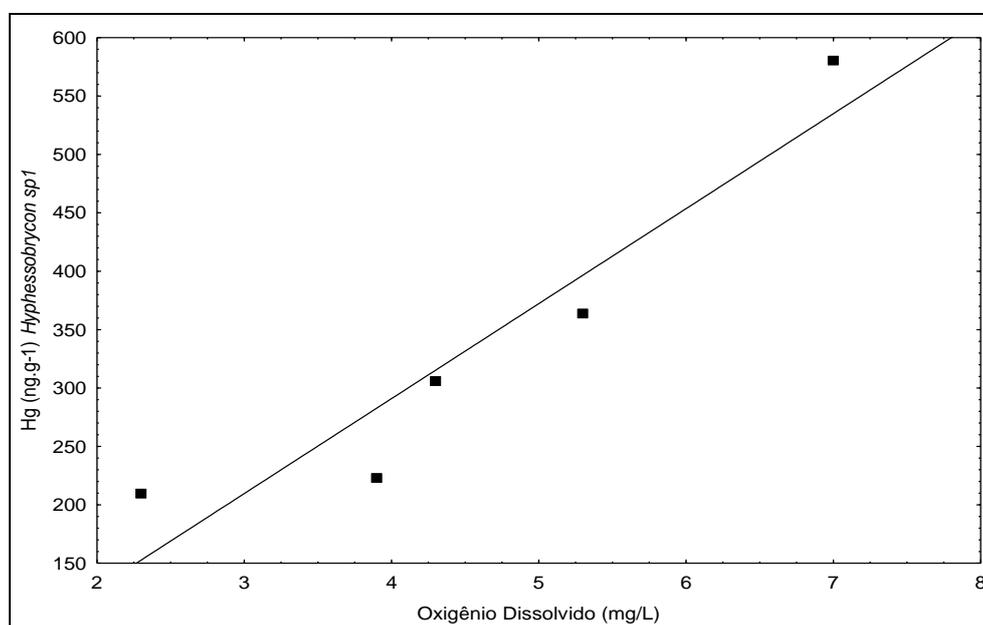


Figura 6 – Relação parcial entre os níveis de oxigênio dissolvido nos igarapés e as concentrações de Hg total da espécie *Hyphessobrycon sp1*, obtida por meio da regressão múltipla ($r^2 = 0,88, p = 0,016$).

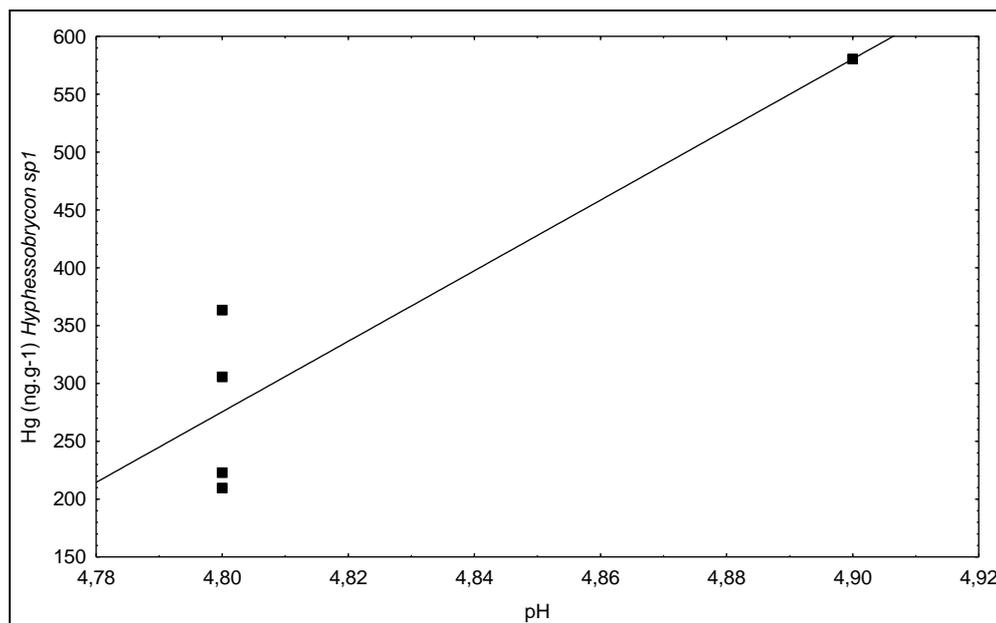


Figura 7 – Relação parcial entre os valores de pH nos igarapés e as concentrações de Hg da espécie *Hyphessobrycon sp1*, obtida por meio da regressão múltipla ($r^2=0,82$, $p = 0,032$).

O pH encontrado no presente estudo apresentou correlação positiva com os níveis de mercúrio acumulados em *Hyphessobrycon sp1*, contrastando a outros trabalhos do hemisfério norte que encontraram altas concentrações de mercúrio em pH ácido, como por exemplo, o trabalho de Simonin *et al.* (1994) *apud* U.S.EPA, (1997).

Na Amazônia, Belger e Forsberg (2006) demonstraram que as concentrações de Hg total em *Hoplias malabaricus* decresciam em baixos níveis de pH e sugeriram que as relações entre pH e metilação para ecossistemas tropicais ocorrem de maneira oposta a de ecossistemas temperados. Relação semelhante foi reportada para o rio Tapajós por Mauro *et al.* (1999) *apud* Guimarães *et al.* (2000b) quanto ao aumento de taxas de metilação em raízes de *E. crassipes* para uma faixa de pH indo de neutra a levemente alcalina, entre 6 a 7 unidades de pH. Para o canal principal do rio Tapajós Viana (2009) encontrou correlação positiva do pH com as concentrações de Hg em poríferas.

Peleja (2002) em estudo de Hg em água e plâncton em lagos associados ao Rio Tapajós e Negro observou que o pH foi a única variável que apresentou influência significativa sobre os níveis de Hg dissolvido nos lagos dos dois sistemas

(Tapajós e Negro). No rio Tapajós lagos com baixos valores de pH e condutividade apresentaram níveis de Hg mais elevados em plâncton de rede maior que 40 micrômetros e no rio Negro lagos com baixos valores de pH e temperatura tendem a elevar seus níveis de Hg total para a esta mesma fração de plâncton.

Os fatores químicos têm importante papel na determinação da taxa de adsorção e sedimentação do Hg no sistema aquático. Grande quantidade de mercúrio é adsorvida no húmus, em pH ácido, favorecendo a formação de metilmercúrio (Bisinoti, 2002). Entretanto segundo Bisinoti e Jardim (2004) o pH não é o único parâmetro que regula a formação de metilmercúrio.

A relação positiva entre as concentrações de Hg total em *Hyphessobrycon sp1* com as concentrações de oxigênio dissolvido dos igarapés é atípica. Segundo Miranda *et al.* (2007) a metilação do mercúrio pode ocorrer tanto em condições óxicas quanto em condições anóxicas, entretanto, as maiores taxas ocorrem em condições anóxicas. Os ambientes de água doce e estuarinos apresentam maiores taxas de metilação do mercúrio em locais com baixas concentrações de oxigênio (UNEP, 2002). Kehrig *et al.* (2011) encontraram correlação positiva entre as concentrações de oxigênio dissolvido (6,2 a 8,0) com metil-mercúrio das águas superficiais da Baía de Guanabara. Todavia, no presente trabalho não foram analisadas concentrações de metilmercúrio nos peixes e sim de mercúrio total. O Aprofundamento das pesquisas em sistemas de igarapés poderá confirmar se esta relação com oxigênio se repete em outros igarapés ao longo da bacia Amazônica.

A temperatura é um fator que claramente afeta os processos de metilação e demetilação do Hg. Temperaturas moderadamente altas têm um efeito estimulante na metilação do mercúrio provavelmente devido ao aumento da atividade microbiana (Ulrichi *et al.*, 2001). Wright e Hamilton (1982) *apud* Bisinoti e Jardim (2004), em experimentos conduzidos a temperaturas diferentes (20°C e 4°C) demonstraram que as concentrações de metilmercúrio são maiores sob temperaturas mais elevadas. Entretanto neste estudo não houve uma correlação significativa entre os níveis de mercúrio acumulados na espécie *Hyphessobrycon sp1* com a temperatura dos igarapés.

Peleja (2006) analisando Hg total dissolvido em águas de igarapés de duas microbacias de Manaus verificou que dentre os parâmetros limnológicos a vazão foi a variável que teve melhor correlação com a dinâmica do Hg nesses sistemas. No

presente trabalho não houve correlação desta variável com os níveis de Hg dos peixes.

3.5 Bioacumulação de Mercúrio nos peixes

A bioacumulação do mercúrio em peixes manifesta-se com o aumento da concentração do Hg em função da idade dos mesmos. A literatura científica não apresenta concordância plena sobre qual parâmetro do peixe (peso ou comprimento do corpo) é mais correlativo com a acumulação do mercúrio (Monteiro e Lopes, 1990). Os valores médios de comprimento padrão, peso corporal e Hg total por espécie em cada igarapé estão evidenciados na Tabela 6.

Tabela 6: Valores das médias de comprimento padrão, peso e Hg total das espécies.

Igarapés	Espécies	(n)	C.P (cm)	Peso (g)	Hg (ng.g ⁻¹)
Tauari	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	6	2,63 ± 0,5	0,30 ± 0,2	222,9 ± 92,7
	<i>Nannostomus marginatus</i>	3	2,3 ± 0,8	0,13 ± 0,1	321 ± 138,9
Jacaré	<i>Pyrrhulina sp1</i>	4	1,55 ± 0,4	0,02 ± 0,02	463,4 ± 125,2
Bacurau	<i>Aequidens tetramerus</i>	5	1,54 ± 0,3	0,10 ± 0,1	261,7 ± 179,9
	<i>Nannostomus marginatus</i>	6	1,88 ± 0,5	0,07 ± 0,1	456,4 ± 321
	<i>Bryconops inpai</i>	5	2,9 ± 0,5	0,34 ± 0,2	284 ± 21,9
Jeju	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	12	2,80 ± 0,8	0,29 ± 0,2	209,6 ± 84,7
	<i>Nannostomus marginatus</i>	5	2,27 ± 0,4	0,14 ± 0,1	232,6 ± 96,3
	<i>Apistograma eunotus</i>	3	2,9 ± 0,5	0,86 ± 0,5	361,4 ± 98,3
	<i>Aequidens epae</i>	2	5,7 ± 1,7	10,19 ± 9,2	277,2 ± 44,1
Cabeça de Anta	<i>Hyphessobrycon sp2</i>	6	2,13 ± 0,2	0,17 ± 0,1	386,8 ± 178,3
	<i>Characidium sp1</i>	7	1,3 ± 0,2	0,02 ± 0,01	515,6 ± 334,6
Sabina	<i>Aequidens epae</i>	4	7,35 ± 1,2	22,70 ± 14,8	165,55 ± 29,9
Apuquitaua	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	5	3,06 ± 0,5	0,46 ± 0,2	580,46 ± 207,9
	<i>Apistograma eunotus</i>	4	1,65 ± 0,7	0,13 ± 0,2	244,75 ± 211,2
	<i>Hyphessobrycon sp2</i>	6	1,77 ± 0,4	0,04 ± 0,02	431,27 ± 165,9
	<i>Pyrrhulina brevis</i>	5	2,64 ± 0,9	0,31 ± 0,3	319,4 ± 275,8
Abiduina	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	6	2,13 ± 0,5	0,16 ± 0,1	363,5 ± 271,8
Petrobras 2	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	7	2,24 ± 0,6	0,18 ± 0,2	305,87 ± 188
	<i>Carnegiella strigata</i>	5	2,78 ± 0,2	0,49 ± 0,1	155 ± 43,9
	<i>Gnathocharax steindachneri</i>	5	2,58 ± 0,3	0,18 ± 0,1	308,1 ± 38,8
Petrobras 1	<i>Hyphessobrycon heterurhabdus</i>	6	2 ± 0,3	0,11 ± 0,1	324,18 ± 94,6

Os valores dos coeficientes de determinação (r^2) das regressões lineares simples entre a concentração de Hg total versus comprimento padrão e peso corporal para as 13 espécies de peixes estudadas nos igarapés da bacia do rio Mamuru, estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Coeficientes de determinação (R^2) das regressões lineares simples para comprimento padrão (cm) e peso corporal (g) em relação às concentrações de Hg total (ng.g^{-1}) das espécies peixes. Os valores em negrito evidenciam uma tendência significativa positiva de bioacumulação.

Igarapés	Espécies	R^2	
		[Hg] _{total} :Comp. Padrão	[Hg] _{total} :Peso
Tuari	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	$R^2=0,18$, $p=0,40$	$R^2=0,46$, $p=0,13$
Jacaré	<i>Pyrrhulina sp1</i>	$R^2=0,04$, $p=0,79$	$R^2=0,10$, $p=0,67$
Bacurau	<i>Aequidens tetramerus</i>	$R^2=0,08$, $p=0,62$	$R^2=0,13$, $p=0,53$
	<i>Nannostomus marginatus</i>	$R^2=0,39$, $p=0,18$	$R^2=0,10$, $p=0,52$
	<i>Bryconops inpai</i>	$R^2=0,02$, $p=0,78$	$R^2=0,03$, $p=0,52$
Jeju	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	$R^2=0,05$, $p=0,47$	$R^2=0,15$, $p=0,21$
	<i>Nannostomus marginatus</i>	$R^2=0,01$, $p=0,82$	$R^2=0,08$, $p=0,63$
Cabeça de Anta	<i>Hyphessobrycon sp2</i>	$R^2=0,12$, $p=0,48$	$R^2=0,23$, $p=0,77$
	<i>Characidium sp1</i>	$R^2=0,55$, $p=0,054$	$R^2=0,26$, $p=0,23$
Sabina	<i>Aequidens epae</i>	$R^2=0,15$, $p=0,63$	$R^2=0,33$, $p=0,81$
Apuquitaua	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	$R^2=0,63$, $p=0,10$	$R^2=0,36$, $p=0,27$
	<i>Apistograma eunotus</i>	$R^2=0,85$, $p=0,076$	$R^2=0,88$, $p=0,059$
	<i>Hyphessobrycon sp2</i>	$R^2=0,68$, $p=0,61$	$R^2=0,38$, $p=0,71$
	<i>Pyrrhulina brevis</i>	$R^2=0,22$, $p=0,41$	$R^2=0,23$, $p=0,40$
Abiduina	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	$R^2=0,66$, $p=0,046$	$R^2=0,48$, $p=0,12$
Petrobras 2	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	$R^2=0,15$, $p=0,38$	$R^2=0,15$, $p=0,38$
	<i>Carnegiella strigata</i>	$R^2=0,25$, $p=0,38$	$R^2=0,05$, $p=0,69$
	<i>Gnathocharax steindachneri</i>	$R^2=0,02$, $p=0,81$	$R^2=0,00$, $p=0,96$
Petrobras 1	<i>Hyphessobrycon heterurhabdus</i>	$R^2=0,05$, $p=0,65$	$R^2=0,00$, $p=0,89$

A maioria das espécies não apresentou coeficiente de bioacumulação de Hg total significativo em função do comprimento padrão dos peixes. *Hyphessobrycon sp1*, no Igarapé Abiduína, foi a única espécie que evidenciou acumulação positiva de Hg total em função do comprimento padrão ($r^2=0,66$, $p=0,046$) (ver Figura 8). *Characidium sp1* ($r^2 = 0,55$, $p=0,054$), no Igarapé Cabeça de Anta (Figura 9), e *Apistogramma eunotus* ($r^2 = 0,85$, $p=0,076$), no Igarapé Apuquitaua (Figura 10), apresentaram evidente tendência de acumulação.

Os coeficientes de bioacumulação em função do peso foram ainda menos evidentes que aqueles em função do comprimento padrão, a saber, somente a espécie *Apistogramma eunotus* ($r^2=0,88$, $p=0,059$) apresentou uma clara tendência de bioacumulação em função do peso, as demais espécies não apresentaram acumulação significativa de Hg total em função do peso corporal.

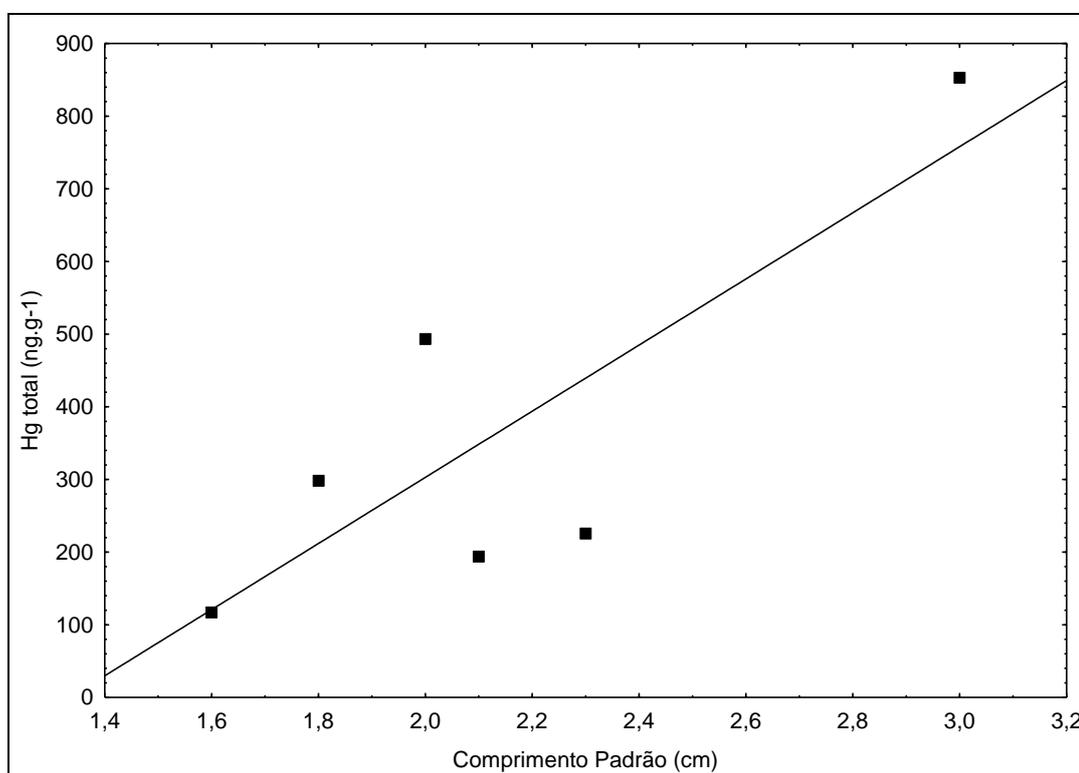


Figura 8 – Relação entre comprimento padrão e as concentrações de Hg da espécie *Hyphessobrycon sp1* do Igarapé Abiduína ($r^2=0,66$, $p=0,046$).

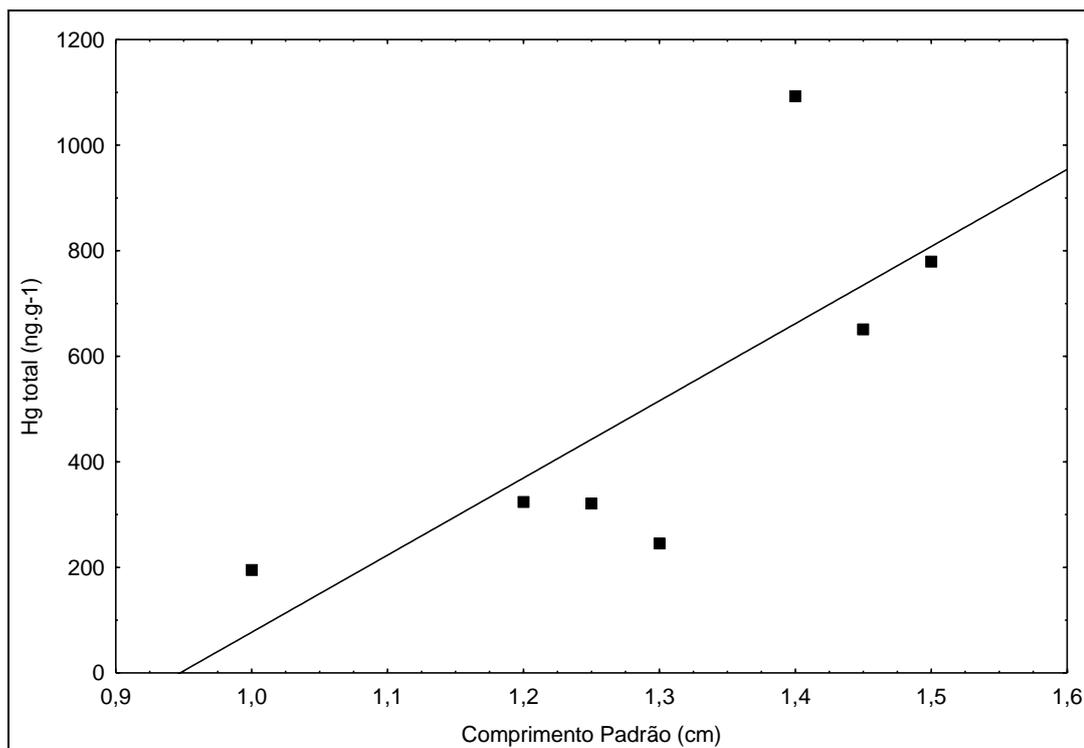


Figura 9 – Relação entre comprimento padrão e as concentrações de Hg da espécie *Characidium sp1* do Igarapé Cabeça de Anta ($r^2 = 0,55$, $p=0,054$).

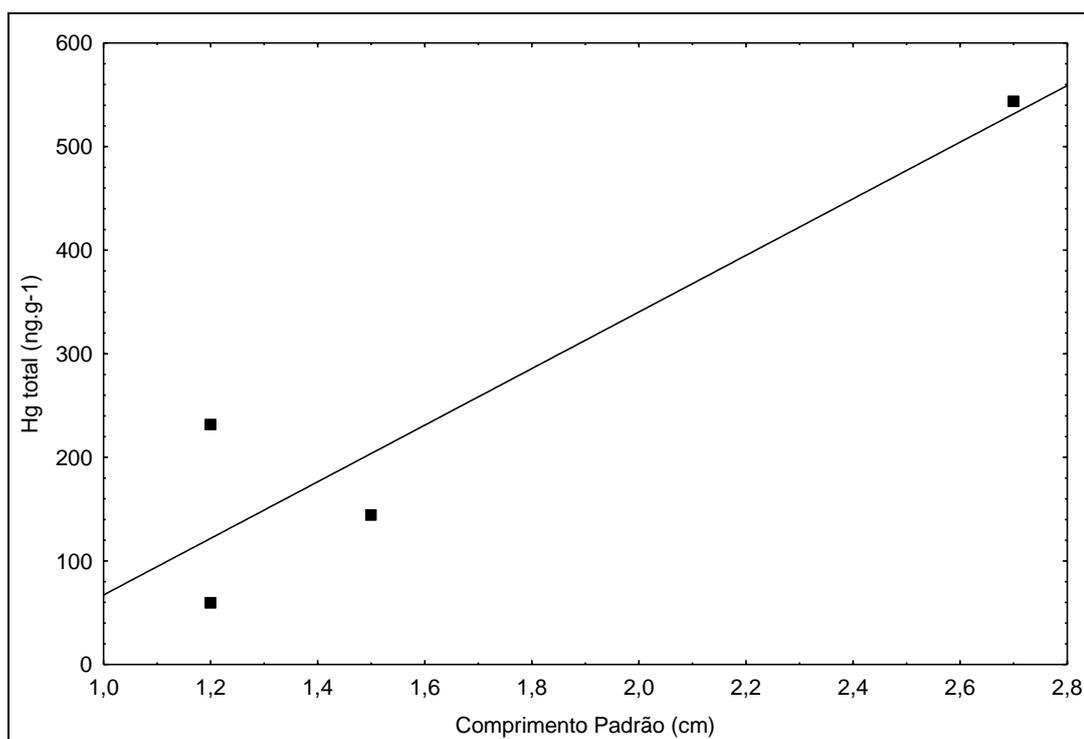


Figura 10 – Relação entre comprimento padrão e as concentrações de Hg da espécie *Apistograma eunotus* do Igarapé Apuquitaua ($r^2 = 0,85$, $p=0,076$).

No Rio Grande do Sul, Kutter (2006) demonstrou que em lagos sob condições de impactos antrópicos o aumento dos níveis de Hg nos peixes, correlacionou-se melhor com o comprimento do corpo do que com o peso dos mesmos.

Faial *et al.* (2005), analisando peixes do Rio Trombetas em uma área sem influência de garimpagem observaram forte correlação positiva ($r=0.783$; $p=0,001$) entre os níveis de Hg e a razão entre peso e tamanho *Ilisha amazonica* de hábito piscívoro.

No rio Tapajós, Lima *et al.* (1999) reportaram correlações positivas entre peso e os níveis de Hg para as espécies predadoras *Pellona sp.* e *Pseudoplatystoma sp.* $r = 0.73$ ($p = 0.000$) e $r = 0.63$ ($p = 0.006$), respectivamente. Em lagos associados ao rio Tapajós, de 38 espécies de peixes estudadas por Sampaio da Silva *et al.* (2006) somente *Cichla monoculus*, *Cichla sp* e *Hoplias malabaricus* apresentaram correlações significativas do tipo linear e curvilínea positiva, entre as concentrações de Hg e o comprimento total dos peixes.

Kehrig *et al.* (2011) em estudos de Hg em peixes da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, relataram uma correlação linear significativa entre o comprimento total dos indivíduos e suas respectivas concentrações de MeHg no tecido muscular.

No presente trabalho o comprimento padrão correlacionou-se melhor com as concentrações de Hg do que com o peso. Porém segundo Vieira, Nunes e Campos (2004) há inúmeras variáveis que determinam o potencial de bioacumulação de mercúrio em peixes, podendo-se destacar a espécie, estágio metabólico, nível trófico (dieta), sexo, idade, comprimento, local de captura, variáveis físicas, químicas e biológicas da água.

O gênero *Hyphessobrycon* que se destacou com o melhor coeficiente de bioacumulação de Hg total em função do comprimento, já foi citado em estudo ecológico, por possuir espécies bastante resistentes, sendo facilmente encontrados em ambientes alterados onde formam cardumes numerosos (Goch, 2007). Rocha *et al.* (2009) ressalta que muitas das espécies deste gênero sobrevivem sem problemas em vários tipos de água em áreas florestadas ou desmatadas, sendo algumas espécies típicas de águas negras e relata que outros autores comentam que algumas espécies do gênero podem sobreviver em áreas parcialmente desmatadas desde que a composição química da água não seja drasticamente alterada.

3.6 Concentrações de Hg e hábito alimentar dos peixes

Estudos mostram que peixes de riachos brasileiros apresentam repertório comportamental amplo, usando numerosas táticas alimentares. De certo modo, o uso de diferentes táticas reflete a alta diversidade de organismos existentes nos riachos e biótopos adjacentes, além de complexas relações presa-predador (Sabino, 1999).

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).

De acordo com Fernandes *et al.* (2008), o estágio de vida, tamanho e sexo e hábito alimentar são informações importantes para o entendimento dos níveis de Hg presente nos organismos.

As espécies estudadas no presente estudo foram agrupadas segundo a classificação de Anjos (2005), em cinco categorias tróficas: 1) carnívoros (dieta \geq 60% material animal, sem predominância de nenhum grupo específico), 2) insetívoros alóctones (dieta \geq 60% insetos terrestres), 3) insetívoros autóctones (dieta \geq 60% insetos aquáticos), 4) insetívoros gerais (dieta \geq 60% insetos), 5) onívoros (dieta composta por alimentos de origem animal e vegetal, sem predominância de nenhum deles) e a categoria herbívoros (dieta composta por alimentos de origem vegetal), sendo classificada de acordo com o Fishbase (2010).

A categoria trófica predominante foi a dos insetívoros gerais com 62 indivíduos (52,9%), seguida por insetívoros alóctones com 14 indivíduos (11,9%). A discriminação trófica por igarapé e espécie está apresentada na Tabela 6.

Das seis categorias de hábito alimentar referente às espécies do presente estudo, quatro são de caráter estritamente predador. No trabalho de Anjos (2005), em igarapés da Amazônia Central, a maioria das espécies foi predominantemente de hábito insetívora alóctone, evidenciando a importância dos insetos terrestres para a dieta dos peixes.

Tabela 8 – Classificação trófica das espécies coletadas nos 10 igarapés amostrados.

Igarapés	Espécie	Hábito Alimentar
Tauari	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	insetívoro geral
	<i>Nannostomus marginatus</i>	insetívoro geral
Jacaré	<i>Pyrrhulina sp1</i>	insetívoro alóctone
Bacurau	<i>Aequidens tetramerus</i>	onívoro
	<i>Nannostomus marginatus</i>	insetívoro geral
	<i>Brycocops inpai</i>	insetívoro alóctone
Jeju	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	insetívoro geral
	<i>Nannostomus marginatus</i>	insetívoro geral
	<i>Apistograma eunotus</i>	carnívoro
	<i>Aequidens epae</i>	herbívoros
Cabeça de Anta	<i>Hyphessobrycon sp2</i>	insetívoro geral
	<i>Characidium sp1</i>	insetívoro autóctone
Sabina	<i>Aequidens epae</i>	herbívoros
Apuquिताua	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	insetívoro geral
	<i>Apistograma eunotus</i>	carnívoro
	<i>Hyphessobrycon sp2</i>	insetívoro geral
	<i>Pyrrhulina brevis</i>	insetívoro alóctone
Abiduina	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	insetívoro geral
Petrobras 2	<i>Hyphessobrycon sp1</i>	insetívoro geral
	<i>Carnegiella strigata</i>	carnívoro
	<i>Gnathocharax steindachneri</i>	insetívoro autóctone
Petrobras 1	<i>Hyphessobrycon heterurhabdus</i>	onívoro

Em ordem crescente de importância as concentrações médias de Hg total, por hábito alimentar, independente de espécie e igarapé, estiveram assim distribuídas: herbívoro (202,8 ng.g.⁻¹), carnívoro (236,5 ng.g.⁻¹), onívoro (295,8 ng.g.⁻¹), insetívoro geral (336,3 ng.g.⁻¹), insetívoro alóctone (347,9 ng.g.⁻¹), insetívoro autóctone (429,2 ng.g.⁻¹) (Figura 11). Das concentrações médias de Hg dos peixes analisados por igarapé, somente duas espécies ultrapassaram o limite permitido de 500 ng.g.⁻¹, que foram a espécie insetívora geral *Hyphessobrycon sp1* (580,46 ng.g.⁻¹) e insetívora autóctone *Characidium sp1* (515,6 ng.g.⁻¹) enquanto que a espécie carnívora *Carnegiella strigata* (155 ng.g.⁻¹) e a herbívora *Aequidens epae* (165,55 ng.g.⁻¹) revelaram os menores níveis de Hg. Estatisticamente não foram observadas

diferenças significativas das concentrações de Hg total em função do hábito alimentar das espécies (ANOVA $F_{(5, 111)} = 1, 7732$, $p = 0, 124146$) (Figura 11).

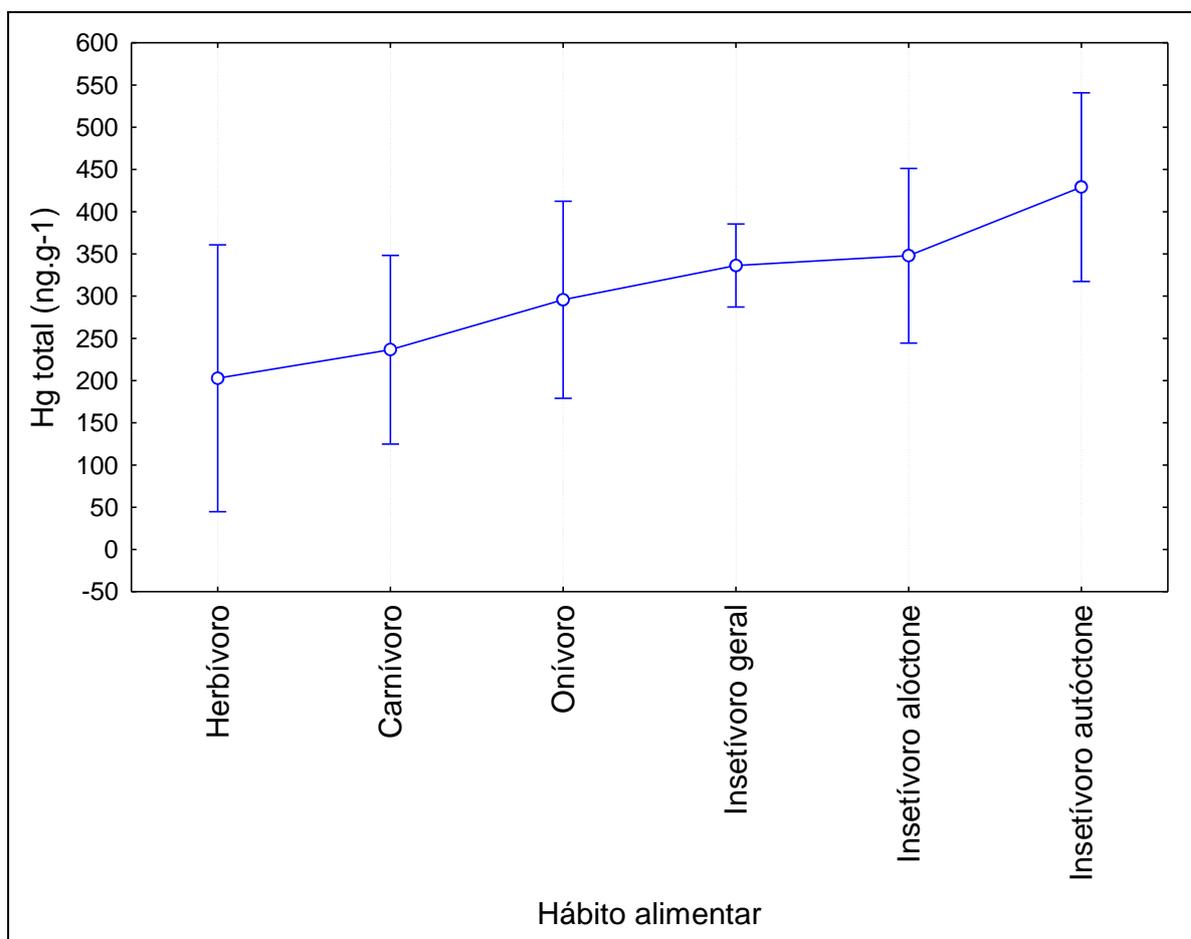


Figura 11 – Concentrações médias de Hg total em função do hábito alimentar das espécies de peixes.

Não há relatos sobre estudos ecotoxicológicos do mercúrio em peixes de pequeno porte que habitam igarapés de florestas de terra-firme na Amazônia. Por outro lado, nos Estados Unidos, recentes trabalhos têm valorizado a importância destas microbacias tanto na ecotoxicologia dos organismos aquáticos quanto para a compreensão da dinâmica do ciclo global do mercúrio. Por lá, Chasar *et al.* (2009), reportou concentrações de mercúrio total em peixes e invertebrados aquáticos, sendo as concentrações reportadas para os peixes de hábito onívoro de 15,6 a 1.090 ng.g⁻¹, e para os de hábito piscívoros de 61,3 a 7.810 ng.g⁻¹; já para os invertebrados aquáticos as concentrações variaram de 2,08 a 644 ng.g⁻¹.

De acordo com Esteves e Aranha (1999) em riachos tropicais o alimento alóctone tem sido considerado mais importante para a dieta de peixes apesar da

relevância do material autóctone como algas, insetos e invertebrados aquáticos. Nessimian *et al.* (1998) relatam que os peixes de igarapés de primeira ordem dependem de material alóctone proveniente da vegetação circundante. Por outro lado, peixes que habitam igarapés de segunda e terceira ordem têm uma alimentação baseada em material autóctone. Para Landeiro (2006), nos igarapés de primeira a terceira ordem a maior fonte de energia é proveniente de materiais externos que são as fontes alóctones, constituídas de folhas, troncos e restos de animais, que são originários do ambiente terrestre circundante.

Os igarapés são sistemas de baixa produtividade primária e representam biótopos extremos para os peixes, uma vez que as árvores que se fecham sobre os mesmos impedem que a luz atinja a superfície d'água, diminuindo a produção primária e, conseqüentemente, a quantidade de nutrientes disponível (Goulding *et al.*, 1988). De acordo com a Teoria do Rio Contínuo de Vanotte *et al.* (1980), os recursos desta origem alóctone são os principais responsáveis pela sustentação da fauna nestes ambientes de cabeceira, uma vez que a produção autóctone é reduzida em função, principalmente, do sombreamento provocado pela mata de galeria que dificulta a produção primária no ambiente aquático.

Para Lowe-McConnell (1999), em rios e igarapés o gradiente de recursos na dieta de peixes é perceptível, sendo que em áreas de cabeceira os peixes dependem primariamente de material alóctone. Entretanto, não se conhece em detalhes essa dependência das fontes alóctones ao longo de uma bacia de drenagem na Amazônia Central. Supõe-se que com o aumento do tamanho do riacho, a abertura do dossel e a incidência solar se tornem maiores, resultando em um aumento na produção primária local, o que possibilitaria que recursos autóctones suportassem mais indivíduos e/ou espécies.

No presente estudo o grupo de hábito alimentar insetívoro foi predominante, mostrando essa dependência da floresta ripária. Porém, o grupo dos insetívoros autóctones no qual a alimentação é baseada em insetos aquáticos revelou a maior concentração de Hg total, evidenciando também a importância dos insetos autóctones como importante fonte de alimento. Mas, por outro lado estes insetos autóctones podem está concentrados em mercúrio e funcionar como elo de transferência deste elemento dos sedimentos dos igarapés para os níveis tróficos superiores como os peixes.

Marvin-Dispaquale *et al.* (2009), relatam que as características da bacia de drenagem pode ter um efeito significativo sobre a qualidade e quantidade de partículas e matéria orgânica dissolvida que é transferida para os córregos. De acordo com Bisinoti e Jardim (2004) o metilHg é formado nos solos e sedimentos por meio da associação do Hg com a matéria orgânica e ações de bactérias, com a taxa de metilação sendo maior na camada superficial do sedimento, decrescendo com a profundidade. O tempo de residência do mercúrio no solo e sedimento é de extrema importância no processo de metilação do mercúrio, pois quanto maior o tempo que permanecer em contato com o solo, maior será o potencial de formação do metilHg

Chasar *et al.* (2009) sugerem que em uma avaliação a longo prazo, dentro de um fluxo específico ou bacia hidrográfica, as diferenças na composição da comunidade, alimentação e eficiências de transferência trófica são importantes para a bioacumulação de MeHg nos córregos de clima temperado. Acrescenta ainda que processos associados à bioacumulação de mercúrio em ecossistemas lóticos podem ser semelhantes aos dos lagos.

Na Amazônia as variações alimentares representam a maior causa das diferenças observadas entre as concentrações de MeHg das populações de peixes provenientes de diferentes lagos (Roulet e Brachet, 2001).

Em geral, os fatores que influem na toxicidade do Hg nos invertebrados aquáticos incluem a concentração e especiação deste elemento químico, estágio de desenvolvimento do organismo, temperatura, salinidade, dureza, oxigênio dissolvido e fluxo da água. Assim, o estágio larval é o mais sensível no ciclo biológico dos invertebrados. A toxicidade do mercúrio aumenta com a temperatura e diminui com a dureza da água e é menos acentuada em sistemas estáticos, como lagos, do que em rios, com fluxo constante de água (Farias, 2007).

A composição do solo da maioria da área de estudo é formada segundo o Relatório Ambiental Preliminar das Glebas Mamuru-Arapiuns (2010) por latossolos, que no seu processo de formação, a elevada precipitação é responsável pela lixiviação de grande parte de sais solúveis e de sílica, gerando um perfil ácido.

Desta maneira é importante levar em consideração as características da bacia de drenagem associada aos aspectos físico-químicos da água, que podem influenciar nos níveis de Hg presente nos peixes, na taxa da bioacumulação e no tipo de alimentação desses organismos, em que a biomagnificação é evidenciada.

Assim, considerar as informações ecotoxicológicas do mercúrio para a espécie mais freqüente (*Hyphessobrycon sp1*) encontrada nos igarapés florestais no presente estudo, como uma variável que poderia somar-se a outras variáveis ecológicas, já reconhecidas, como agentes reguladores de distribuição geográfica e de estruturação de comunidades de peixes de igarapés amazônicos, seria salutar.

A Figura 12 tenta resumir esquematicamente o cenário de amplitude de ocorrência de *Hyphessobrycon sp1* (espécie com concentração intermediária de Hg total), *Carnegiella strigata* (espécie com menor concentração de Hg total) e *Characidium sp1* (espécie com maior concentração de Hg total) considerando o hábito alimentar, concentrações de pH, oxigênio dissolvido e a concentração de Hg total nas mesmas, para os dez igarapés estudados.

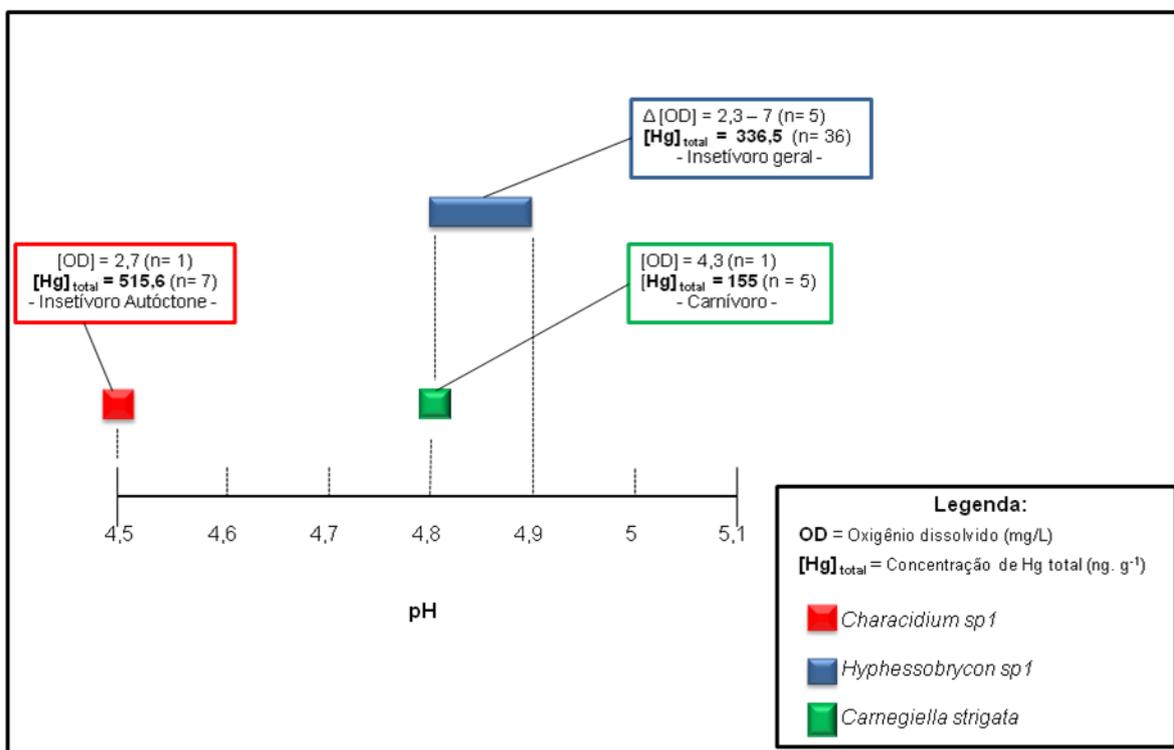


Figura 12 – Esquema de ocorrência das espécies *Hyphessobrycon sp1*, *Characidium sp1* e *Carnegiella strigata* considerando a interação de hábito alimentar, faixa de pH, concentração de oxigênio dissolvido e de Hg total.

Assim, entre os dez igarapés estudados a espécie *Hyphessobrycon sp1*, com hábito insetívoro geral, foi a que se apresentou como a mais cosmopolita, sendo registrada em cinco igarapés, os quais apresentaram uma variação mínima de pH, indo de 4,8 a 4,9; mas com uma variação ampla de oxigênio dissolvido (2,3 a 7,0 mg.L⁻¹) e concentração média de Hg total de 336,5 ng.g⁻¹ (Figura 12). A espécie *Carnegiella strigata*, de hábito carnívoro, foi registrada em apenas um igarapé de pH 4,8 e um pouco mais oxigenado (4,3 mg.L⁻¹) que aqueles colonizados pela espécie *Hyphessobrycon sp1*, porém com a concentração de Hg total, por hábito alimentar, mais basal (155 ng.g⁻¹) (Figura 12). Já a espécie *Characidium sp1*, de hábito insetívoro autóctone, também só foi registrada em um único igarapé, coincidentemente o que apresentou o valor mais ácido de pH (4,5) e forte hipoxia (2,7 mg.L), porém com a concentração mais elevada de Hg total por hábito alimentar e igarapé (515,6 ng.g⁻¹).

Anjos (2005) ressalta que diversos trabalhos evidenciaram que a estrutura da ictiofauna de riachos, principalmente as características tróficas e a distribuição das espécies, varia em função do gradiente gerado por fatores abióticos.

Desta maneira no presente estudo, além de outros fatores ecológicos e limnológicos, o mercúrio aparece como uma variável que pode estar contribuindo na distribuição das espécies nos igarapés que integram a bacia do rio Mamuru, no interflúvio Mamuru-Arapiuns. Portanto a importância de estudos posteriores acerca da ecotoxicologia do Hg total em comunidades de peixes de igarapés de terra-firme na Bacia Amazônica deve ser valorizada.

4 CONCLUSÕES

- ✓ Todos os igarapés estudados tem condições prístinas do interflúvio Mamuru-Arapiuns da Bacia Amazônica. Todavia, nas treze espécies de peixes estudadas foram encontradas concentrações de Hg total para além de níveis traços e, a concentração média de Hg total destas espécies foi da mesma ordem de magnitude daquelas registradas para peixes de córregos de países industrializados da América do Norte.
- ✓ Independente de igarapés, as espécies de peixes não apresentaram diferenças interespecíficas de Hg total significativas. Porém, ao se considerar os valores encontrados nos peixes, por igarapés, independente de espécies, houve diferença significativa.
- ✓ A espécie *Hyphessobrycon sp1* apresentou a maior frequência de ocorrência nos igarapés e foi utilizada para interpretar a influência dos parâmetros limnológicos sobre as flutuações de Hg total entre os igarapés. Assim, o pH e o oxigênio dissolvido foram os únicos parâmetros limnológicos que se correlacionaram positivamente com as concentrações de Hg total.
- ✓ A maioria das espécies não apresentou coeficiente de bioacumulação de Hg total significativo tanto em relação ao peso corporal quanto ao comprimento padrão. Para esta última variável, a espécie *Hyphessobrycon sp1*, no igarapé Abiduina, foi a única que evidenciou acumulação positiva de Hg total, considerada como a melhor espécie bioindicadora de Hg total para o referido sistema interfluvial.
- ✓ O grupo de peixes com hábito alimentar insetívoro autóctone, no qual a alimentação é baseada em insetos aquáticos revelou a maior concentração de Hg total, evidenciando a importância destes organismos como elo de transferência de mercúrio dos sedimentos dos igarapés para os níveis tróficos superiores como os peixes.

- ✓ Por fim, os níveis de Hg total encontrados nos peixes dos igarapés remotos estudados no presente estudo reforçam a teoria da ocorrência natural deste elemento nos solos da região. E, ressalte-se aqui que a dinâmica ambiental e aquática do mercúrio; assim como a limnologia destas microbacias; variam em função dos fenômenos biogeoquímicos que ocorrem nas áreas de drenagens destas, os quais influenciam na ecotoxicologia do Hg nos peixes e esta provavelmente na distribuição e/ou estrutura das comunidades.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDRE, S. A. **Avaliação de área contaminada por mercúrio total em Descoberto**. 2006. 63 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2006.
- ALMEIDA, M. D. **Biogeoquímica do mercúrio na interface solo – atmosfera da Amazônia**. 2005. 186 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2005.
- ALMEIDA, M. D. et al. Mercury loss from soils following conversion from Forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. **Environmental Pollution**, v.137, p.179- 86, 2005.
- ANDRADE, J. C.; BUENO, M. I. M. S. O mercúrio e o ambiente: Um ponto de vista. **Química Nova**, v. 12, n. 2, 1989.
- ANJOS, M. B. **Estrutura de comunidades de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central: composição, distribuição e características tróficas**. 2005.68 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Amazonas, 2005.
- AYRES, M. et al. Bio Estat 2.0: **Aplicações estatísticas nas áreas biológicas e médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília: CNPq, XII., 2000. 272p.
- AZEVEDO, F.A. **Toxicologia do mercúrio**. São Carlos: Rima. São Paulo: InterTox, 292p, 2003.
- BASTOS, W. R.; LACERDA, L. D. Mercúrio na Bacia de Drenagem do Rio Madeira, Rondônia. **Geochimica Brasiliensis**, v.18, p. 99-114, 2004.
- BAUCH, N.J. et al. **Data on mercury in water, bed sediment, and fish from streams across the United States, 1998-2005**. Geological Survey Data Series, 307, 2009. 33p.
- BELGER, L. **Influência de alguns fatores ambientais sobre o nível de mercúrio em *Cichla spp.* e *Hoplias malabaricus* na Bacia do Rio Negro**. 2001. 57f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade do Amazonas, Amazonas, 2001.
- BELGER, L.; FORSBERG, B. R. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. **Science of the Total Environment** . v.367, p. 451–459, 2006.
- BISINOTI, M.C. **Produção de Hg orgânico em sedimentos tropicais a partir do Hg⁰: experimentos em microcosmos**. 2002. 165f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2002.

BISINOTI, M.C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. **Química Nova**, v. 27, n. 4, p. 593-600, 2004.

BOISCHIO, A.A.P.; BARBOSA, A. Exposição ao Mercúrio Orgânico em Populações Ribeirinhas do Alto Madeira, Rondônia, 1991: Resultados Preliminares. **Cad. Saúde Públ.**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 2, p. 155-160, abr/jun. 1993.

CALHEIROS, D.F.; FERREIRA, C.J.A. **Alterações limnológicas no rio Paraguai (“dequada”) e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-Grossense – MS**. Corumbá. MS: EMBRAPA – CPAP, 1996.51p.

CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A.P.C. **Avaliação da potencial acumulação de mercúrio em peixes dos reservatórios (previstos) do Jirau e de Santo Antônio, Rio Madeira, RO**. CETEM/MCT, 2007. 69p.

CHASAR, L.C. et al. Mercury cycling in streams ecosystems 3. Trophic dynamics and methylmercury bioaccumulation. **Environmental Science Technology**, v. 43, p 2733-2739, 2009.

CORRÊA, J.M. **Estrutura de comunidades de peixes de igarapés de três bacias de drenagem sob uso de agricultura familiar no Nordeste Paraense**. 2007.92f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Museu Emílio Goeldi e EMBRAPA, Belém, Pará, 2007.

DIAS, A.C.L. et al. Mercúrio total em músculo de cação *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e de espadarte *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 9, p. 2063-2070 set. 2008.

DOLBEC, J. et al. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos river, Brazilian Amazon. **Int Arch Occup Environ Health** v. 73, p. 195-203, 2000.

DOMINGOS, F. X. V. Contaminação da biota por mercúrio e metais pesados. 2009. **Anais da 61ª Reunião Anual da SBPC** - Manaus, AM - Julho/2009.

DOREA, J. G. et al. Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. **International Journal of Environmental Health Research**, v.13, p.239-48, 2003.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro. Interciência, 1998. 602p.

ESTEVES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. p.157-182. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; P.R PERES-NETO (eds). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, 1999.

FADINI, P. S.; JARDIM, W. F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? **The Science of the Total Environment**, v. 275, p. 71-82, 2001.

FAIAL, R. F. Níveis de mercúrio em peixes do Rio Trombetas no Baixo Amazonas; uma área sem influência da garimpagem. **Cadernos Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 13, n.1, p. 237-248, 2005.

FARIAS, R. A. **A piscicultura como possível fator de mitigação aos riscos de contaminação mercúria através do consumo de peixes na região da Amazônia norte matogrossense**. 2007. 67 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, São Paulo, 2007.

FERNANDES, P.S.; CASTILHOS, Z.C.; RODRIGUES, A.P.C. **Avaliação preliminar da bioacumulação do Mercúrio em três espécies na Baía de Guanabara, RJ**. 2008. XVI Jornada de Iniciação Científica – CETEM, 2008. p. 263-269.

FISHBASE. 2010. Disponível em: <<http://www.fishbase.org> /> Acesso em: 05/set./2010.

GALUCH, A.V. **Adaptação de um índice de integridade biótica para igarapés da Amazônia Central, com base em atributos ecológicos da comunidade de peixes**. 2007. 53 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas, Amazonas, 2007.

GERY, J. **Characoids of the world**. Neptune City. T. F. H., 1977. 602p.

GUIMARÃES, J. R. D. et al. 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**, v. 261, p. 99-107, 2000b

GOCH, Y. G. F. **Efeitos do assoreamento sobre as comunidades de peixes da bacia do Rio Urucu, Coari, Amazonas, Brasil**. 2007. 96 f. Tese (Doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Amazonas, 2007.

GOULDING, M.; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.G. Rio Negro: Rich Life in Poor Water. **Academic Publishing**, Netherlands. 1988

HACON, S. et al. Um panorama dos estudos sobre contaminação por mercúrio na Amazônia Legal no período de 1990 a 2005 – Avanços e Lacunas. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 029-048. 2009.

KASPER, D. et al. O. Mercúrio em peixes – fontes e contaminação. **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 2, p. 228-239. 2007.

KEHRIG, H. et al. Methylmercury in fish and hair samples from Balbina Reservoir, Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v.77, p. 84-90, 1998.

KEHRIG, H.A. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, vol XY, n 00, p. 1-8, 2011.

KITAHARA, S. E. et al. Mercúrio total em pescado de água doce. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Campinas, v. 20, n. 2, mai/jun.2000.

KUTTER, V. T. **Aspectos da Biogeoquímica do Mercúrio em lagos na planície costeira do sul do Rio Grande do Sul**. 93 f. Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul, 2006.

LACERDA, L. D.; PFEIFFER, W. C. Mercury from gold mining in the amazon environment – an overview. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 155-160, 1992.

LACERDA, L. D. Amazon mercury emissions. **Nature**, v.374, p.20-1, 1995.

LACERDA, L.D. Contaminação por mercúrio no Brasil: Fontes industriais vs garimpo de ouro. **Química Nova**, v. 20, n. 2, p. 196-199, 1997.

LACERDA, L.D. et al. Atmospheric Mercury deposition over Brazil during the past 30,000 years. **Ciência e Cultura, Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, v. 51, p. 363-371, 1999.

LACERDA, L. D.; MALM, O. Contaminação por Mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.

LANDEIRO, V.L. **Efeitos dos macroconsumidores (peixes e camarões) sobre a assembléia de insetos aquáticos e na taxa de degradação de folhas em riachos de floresta de terra firme, Amazônia Central**. 2006.54f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Fundação Universidade do Amazonas, Amazonas, 2006.

LEBEL, J. et al. Evidence of Early Nervous System Dysfunction in Amazonian Populations exposed to low levels of methyl Mercury. **NeuroToxicology**, v. 17, n.1, p. 157 -168, 1996.

LEBEL, J. et al. Fish Diet and Mercury in a Riparian Amazonian Population. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 31-44, 1997.

LIMA, A.P.S. et al. Mercury contamination in fish from Santarém, Pará, Brazil. **Environmental Research Section A**, v. 83, p. 117-122, 2000.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 536p.

MACKAY, D.; WANIA, F.; SCHROEDER W. H. Prospects for modeling the behavior and fate of mercury, globally and in aquatic systems. **Water Air Soil Pollut**, v.80, p. 941-50, 1995.

MAGO-LECCIA, F. **Electric fishes of the continental waters of América**. FUDECI, Caracas. Fundación para el Desarrollo de las Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales, 1994. 223p.

MALM, O. et al. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River Basin, Brasil. **Ambio**, v. 19, n. 1, p. 11-15, 1990.

MALM, O. **Contaminação ambiental e humana por mercúrio na região garimpeira de ouro do Rio Madeira, Amazônia**. 1991. 106f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1991.

MALM, O. et al. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós River Basin, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 175, p. 141-150, 1995.

MALM, O. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 77, p. 73-78, 1998.

MALM, O. et al. Transport and cycling of mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. **RMZ Materials and Geoenvironment**, v.51, p.1195-8, 2004.

MALM, O.; LACERDA, L. D. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.

MASCARENHAS, A. F. S. et al. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Brasil. **Acta Amazonica** v. 34, n. 1, p. 61 – 68, 2004.

MARVIN-DIPASQUALE, M. et al. Mercury cycling in stream ecosystems. 2. Benthic methylmercury production and bed sediment – pore water partitioning. **Environmental Science Technology**, v. 43, p 2726-2732, 2009.

MENDONÇA, F. P. **Ictiofauna de igarapés de terra firme: estrutura das comunidades de duas bacias hidrográficas, Reserva Florestal Ducke, Amazônia Central**. 2001.51 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade do Amazonas, Amazonas, 2001.

MICARONI, R. C. C. M.; BUENO, M. I. M. S.; JARDIM, W. F. Compostos de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. **Química Nova**, v. 23 n. 4, p. 487-495, 2000.

MIRANDA, M.R. et al. **Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação**. Oecol. Bras., v. 11, n. 2, p. 240-251, 2007.

MONTEIRO, L. R.; LOPES, H.D. Mercury content of swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age and sex. **Marine Pollution Bulletin**, v. 21, n. 6, p. 293-296, 1990.

MOREIRA, S. S.; ZUANON, J. 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, 2002.

NESSIMIAN, J.L. et al. Relation between flood pulse and functional composition of macroinvertebrates benthic fauna in the lower Rio Negro. Amazonas Brasil. **Amazoniana** v.15, p. 35-50, 1998

PALERMO, E. F. A. et al. Mercury and methylmercury in suspended particulated matter and sediments of a slightly impacted reservoir of Brazil. **RMZ. Materials and Geoenvironment**, v. 51, p.1289-91, 2004a.

PALERMO, E. F. A. et al. Inorganic and methyl mercury in food chain from a Brazilian reservoir. **RMZ. Materials and Geoenvironment**, v. 51, p.1103-6, 2004b.

PELEJA, J. R. P. **Os fatores que influem no nível de mercúrio na água e plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro**. 2002.75p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Fundação Universidade do Amazonas, Amazonas, 2002.

PELEJA, J.R.P. **Estudo de balanço de massas de Mercúrio (Hg) Total em duas microbacias da Amazônia Central**. 123 f. Tese (Doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Amazonas, 2006.

PFEIFFER, W.C. et al. Mercury Concentrations in inland waters of gold mining areas in Rondônia, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. (87/88) p. 233-240, 1989.

PICHET, P. et al. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte, M.; Schetagne, R.; Thérien, N.; Langlois, C.; Tremblay, A. (Eds). **Mercury in the biogeochemical cycle**. Berlin: Springer, p. 41-52, 1999.

PINHEIRO, M. C. N. et al. Exposição humana ao metilmercúrio em comunidades ribeirinhas da Região do Tapajós, Pará, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. Uberaba, v. 33, n. 3, mai./jun. 2000.

Relatório Ambiental Preliminar das Áreas de Concessão Florestal do Conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns (RAP). Relatório Final. Belém, Pará, 2010,123p.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JR, C.J. (Orgs.). **Check list of freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS. 2003 742p.

ROCHA, W.S.; OLIVEIRA, J. R. L.; SANTOS, F. B. Aspectos alimentares e reprodutivos da piaba *Hyphessobrycon vinaceus* na Reserva Florestal do Poço Escuro em Vitória da Conquista, Bahia. 2009. **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**, São Lourenço – MG, 2009.

RÖMER, U. **Cichlid Atlas**. Volume 1: Natural history of Neotropical Dwarf Cichlid. 1st English Edition 2001/2002. Melle: Mergus – Verlag. 2001. 1311p.

ROULET, M.; BRACHET, R.M. Le mercure dans les sols d'Amazonie. In CARMOUSE, J. P; LUCOTTE, M; BOUDOU, A. **Le mercure en Amazonie**.IRD Éditions, 2001. 214p.

ROULET, M.; LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferrallitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. **Water, Air, Soil Pollut.**, v. 80, p. 1079-1088, 1995.

ROULET, M. et al. Mercury in Amazonian soils: Accumulation and release. p. 453-457. In: S.H. Bottrell (ed.) **Proceedings, Fourth International Symposium on the Geochemistry of the Earth's Surface**. Ilkely, Reino Unido. 1996.

ROULET, M. et al. The geochemistry de mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower. **The Science of the total environment**. v. 223, p.1-24, 1998b.

ROULET, M. et al. Efects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water, Air and Soil Pollution**. v. 112, p. 3-4, 1999a.

ROULET M. et al. MethylHg in water, seston, and epiphyton of na Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. **The Science of the total environment**. v. 261, p. 43–59, 2000.

SABINO, J. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística. p.183-208. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; P.R PERES-NETO (eds). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, 1999.

SAMPAIO DA SILVA, D. et al. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira. **Interfacehs**, p.1-31, 2006.

SCUDDER, B.C. et al. **Mercury in fish, bed sediment, and water from streams across the United States,1998-2005**. Geological Survey Scientific Investigations Report, 2009, 74p.

SEEWIT, L.; ZELIKOFF, J. Toxicology and immutoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. **J. Toxicol. Environ. Health**, v. 4, p. 161-205. 2001.

TEODORO, E. M. **Determinação de Mercúrio em cérebro e músculo de peixes do Pantanal Sul via CV-AAS**. 2007. 64 f. Dissertação (Mestrado). Universidade de Brasília. Instituto de Química, Brasília, 2007.

TORRES, D.P. **Desenvolvimento de métodos simples e rápidos para determinação de mercúrio total e inorgânico em amostras biológicas por espectrometria de absorção atômica com vapor frio**. 2009. 63 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Santa Catarina, Santa Catarina, 2009.

ULRICH, S. M., TANTON; T. W.; ABDRAHITOVA, S. A. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. v. 31, n. 3, p. 241-293, 2001.

UNEP, UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM. **Global trends in generation and transboundary movements and hazardous wastes and other wastes**, Switzerland, 2002. Disponível em: <<http://www.chem.unep.ch/mercury/>> Acesso em: 02/ set./2009.

U. S. EPA. United States Environmental Protection Agency. **Mercury Study Report to Congress**. Volume III: Fate and Transport of Mercury in the Environment, 1997.

VANNOTE, R.L. et al. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v 37, p. 130-137. 1980.

VIANA, E.M.S. **Avaliação dos níveis de mercúrio total em esponjas na Região do baixo do Rio Tapajós, Santarém, Pará, Brasil**. Trabalho de Conclusão de Curso. 50f. Ciências Biológicas. Universidade Federal do Pará, Santarém, 2009.

VIEIRA, L.M.; NUNES, V.S.; CAMPOS, R.C. **Níveis de mercúrio total na carne de peixes como indicadores de contaminação em sistemas aquáticos do Pantanal**. 2004.IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá/MS. 2004. 9p.

WALKER, I. The biology of streams as part of Amazonian Forest ecology. **Experientia**, v. 43, p. 279-287, 1987.

WALKER, I. Algumas considerações sobre um programa de zoneamento da Amazônia. In: Val, A. L.; Figliuolo, R.; Feldberg, E. (Eds.). **Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia**. INPA, Manaus, v. 1, p. 37-46. 1991.

WALKER, I. Amazonian streams and small rivers. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M.; Matsumura-Tundisi, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Sociedade Brasileira de Limnologia, Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, RJ. p. 167-19. 1995.

WASSERMAN, J.C; HACON, S.A; WASSEMAN, M.A. O Ciclo do Mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo & Vida**, v. 2, n. (1/2). 2001.

WASSERMAN, J.C.; HACON, S.; WASSERMAN, M. A. Biogeochemistry of mercury in the Amazonian. **Ambio**, v. 32, p. 336-342. 2003.

WATRAS, C.J. et al.. Bioaccumulation of Mercury in Pelagic Freshwater Food Webs. **The Science of the Environment Total**, v. 219, p. 183-208. 1998.

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. 2ed. Ed. Prentice Hall. 1984, 718 p.