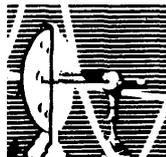


Daniele Kasper

EFEITO DA BARRAGEM NAS CONCENTRAÇÕES
DE MERCÚRIO NA BIOTA AQUÁTICA À
JUSANTE DE UM RESERVATÓRIO AMAZÔNICO
(USINA HIDRELÉTRICA DE SAMUEL, RO)

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA À
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO VISANDO A
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS (BIOFÍSICA)



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Centro de Ciências da Saúde
Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho
2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Efeito da barragem nas concentrações de mercúrio na biota aquática à jusante de um reservatório amazônico (Usina Hidrelétrica de Samuel, RO)

DANIELE KASPER

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ciências.

Orientador: Prof. Olaf Malm

Co-Orientadora: Christina Wyss Castelo Branco

**Rio de Janeiro
Junho de 2008**

Efeito da barragem nas concentrações de mercúrio na biota aquática à jusante de um reservatório amazônico (Usina Hidrelétrica de Samuel, RO)

DANIELE KASPER

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA À UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
VISANDO A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Ciro Alberto de Oliveira Ribeiro

Prof^a. Dr^a. Érica Maria Pellegrini Caramaschi

Prof. Dr. Jean Remy Davee Guimarães

Prof. Dr. (Suplente) José Lailson Brito Júnior

Prof^a. Dr^a. (Suplente) Valéria Freitas de Magalhães

Prof Dr - Olaf Malm - Orientador

Prof^a. Dr^a. Christina Wyss Castelo Branco – Co-Orientadora

FICHA CATALOGRÁFICA

Kasper, Daniele

Efeito da barragem nas concentrações de mercúrio na biota aquática à jusante de um reservatório amazônico (Usina Hidrelétrica de Samuel, RO) /Daniele Kasper – Rio de Janeiro: UFRJ/IBCCF, 2008.

XIX + 128 f: 33 figuras, 11 tabelas

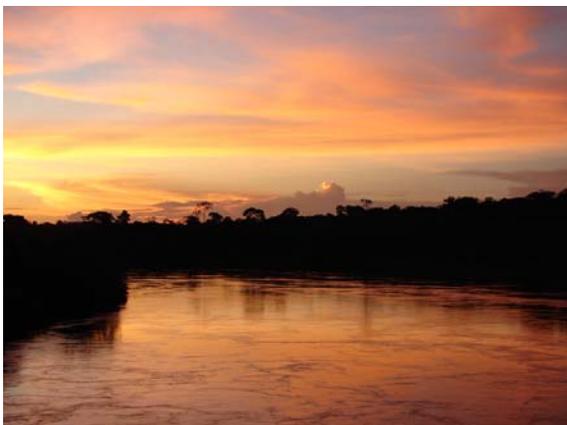
Orientador: Olaf Malm

Dissertação (Mestrado em Biofísica Ambiental) – UFRJ/IBCCF/Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, 2008.

Referências Bibliográficas: f.105-118

1. Amazônia. 2. Metilmercúrio. 3. Tecidos de Peixes. 4. Plâncton. 5. Selênio.

*Ao meu avô
Norberto Redeker
que me ensinou
a gostar de ler.*



Fotos (pela autora): Usina Hidrelétrica de Samuel (RO).

*“A vida não é medida pelo
número de vezes que respiramos,
mas pelos lugares e momentos
capazes de tirar nosso fôlego.”*

Anônimo

Carpe Diem

AGRADECIMENTOS

Esta, sem dúvida, é a melhor parte da dissertação. Este trabalho, como tantos outros, não foi desenvolvido sozinho. Tenho que agradecer a muitas pessoas e desde já peço desculpas se esquecer de alguém.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biofísica (IBCCF) e à CAPES pela oportunidade de iniciação na carreira científica.

Ao Prof. Olaf Malm pela orientação, apoio durante a realização deste trabalho e pelos momentos de conversa, nos quais discutimos inúmeras idéias.

À “co-orientadora” Elisabete Fernandes Albuquerque Palermo, pela amizade, enorme paciência em responder meus e-mails e minhas dúvidas *mercuriais*, pelas discussões científicas, e por me transmitir paz naqueles momentos de maior aflição durante o curso.

À co-orientadora Christina Wyss Castelo Branco pela orientação desde a graduação e pelo apoio nas análises do plâncton.

Aos professores do Laboratório Biogeoquímica Ambiental pela oportunidade de participar do projeto no qual está inserida esta dissertação (Prof. Wanderley Rodrigues Bastos, Prof. José Vicente, Prof^a. Rejane Correa Marques, Prof. Gil).

À equipe do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, pela ajuda nas coletas e pelos momentos de descontração (que felicidade, que felicidade...), em especial: Ronaldo, Igor *Piau*, Nilton Santos, Dario (até hoje os quatro “brigam” para saber quem pegou o peixe maior), filhinha Juliana *Crazy People* (figura mais louca que já conheci) e Elisabete Nascimento. Ao *Ronaldinho* um agradecimento especial pela ajuda na identificação das espécies de peixe; pelas conversas sobre referências – mesmo que estas estejam em alemão...

À equipe da Usina Hidrelétrica de Samuel (ELETRONORTE) pela ajuda e suporte durante as coletas, em especial: Prof. Roberto Keidi Miyai, Sr. Cardoso *Sargento Pincel* (que me mostrou todas as músicas de sucesso em Rondônia – alô *Matão e Matinho*) e Lemos.

Aos peixes e plâncton de Samuel que morreram em prol da minha dissertação.

Aos professores Alcides Guarino e Edwin Gazero pela ajuda e suporte de laboratório para que eu pudesse fazer uma parte do meu trabalho. Obrigada!

Aos membros da banca e revisão: Professora Valéria Freitas de Magalhães, Professor Jean Remy Davee Guimarães, Professor Ciro Alberto de Oliveira Ribeiro, Professora Érica Maria Pellegrini Caramaschi e Professor José Lailson Brito Júnior. Obrigada por terem aceitado o convite e pelas importantes contribuições ao trabalho.

Aos meus companheiros de estudo para a prova do mestrado: Marianna Badini, Dioguinho *Grajaú* e Rodrigo - entre células, DNAs e transcriptases reversas ainda conseguíamos respirar e rir (muito). Finalmente saíram algumas dissertações e um churrasco.

Aos meus queridos amigos do Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca, pela ajuda durante as análises, pelas discussões científicas, descontração, saídas ao Democráticos e pela amizade, em especial: Marianna (minha dupla dinâmica no Imagem e Ação), Renata *Credo* Spolti, Daniele Botaro, Gisele Saldanha, Antônio Azeredo, Ana Carolina Dias, Ana Carolina Valente, Dioguinho, Márlon, Nádia Vidal, Rodrigo *Franguinho*, Max (obrigada pela revisão do abstract).

Ao núcleo químico do laboratório, Helena Kehrig e Tércia Seixas, pelo apoio durante as análises de metilmercúrio e selênio, e pela enooooorme disposição em esclarecer minhas dúvidas químicas (e não foram poucas as perguntas....).

Aos técnicos do laboratório pela ajuda fundamental: Ricardinho (compondo a trilha sonora da dissertação enquanto “pilotava” o FIMS), Madá e Glenda.

Ao Núcleo de Estudos Limnológicos pelo apoio *planctônico* e amizade.

Às amigas Renata, Marianna, Bete e Ana Carolina que ajudaram na revisão do texto.

Aos meus inesquecíveis amigos do EFA/2006: *Tú*, Renatinha, Michelle, Thiago, André, Prof. Adal e Prof. Adriano.

Aos meus queridos amigos que tiveram muita paciência comigo durante este último ano: Paloma, Brunão, Sylvia, Patricia, Leandro, Carlinha, Thamilla, Dread e Vitão.

Aos três novos integrantes do Laboratório de Radioisótopos, que fazem a gente perceber como a vida é mágica: Maria Luiza, Clarice e Éric.

À turma 2001/1 da UNIRIO pelo delicioso convívio.

À Maria Rita, Men at work, Chico Buarque e Dave Matthews que fizeram parte da trilha sonora deste trabalho (infelizmente esta não aparece).

À minha família (*Bah tchê, vocês são tri!*) pelo apoio e carinho durante esta conquista, minha mãe Beatriz, meu pai Wilson, irmãs Karine e Cristina, avôs Norberto e Selga.

Aos novos integrantes Leitões da minha família, Martinho, Mércia, Thiago, Dani, Gi e Di, Dudinha, Nathalia e Julinha por me receber como uma filha (obrigada pelo *puxadinho*).

Ao Rafael Leitão por continuar presente em minha vida. NEOQTA!

RESUMO

O objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito da barragem sobre o acúmulo do Hg pela biota localizada à jusante do Reservatório de Samuel (RO). Foram coletados (2007) e analisados material particulado em suspensão (MPS), plâncton e peixes de diferentes guildas tróficas à montante e à jusante da barragem. Peixes (músculo, fígado e intestino) foram ainda analisados quanto a aspectos do acúmulo do Hg e à possível destoxificação do metilmercúrio (MeHg) no fígado mediada pelo Se. Foram encontradas maiores concentrações de Hg ([Hg]) nos tecidos dos peixes carnívoros e planctívoros à jusante, sendo provavelmente uma consequência do barramento do Rio Jamari para a formação do Reservatório de Samuel. Com a estratificação da coluna d'água à montante da barragem, condições propícias para a metilação ocorrem no hipolímnio, sendo a água desse compartimento transportada para jusante junto com o MeHg. Tal situação faz com que a biota desta localidade esteja mais exposta ao metal quando comparada com montante. Peixes herbívoros, por não apresentarem a dieta diretamente relacionada com os principais exportadores de MeHg para jusante (MPS, plâncton e matéria orgânica), não refletem [Hg] mais elevadas à jusante. Durante o período chuvoso, a coluna d'água não permanece estratificada, portanto, as [Hg] no plâncton e MPS foram semelhantes entre os dois locais de coleta. Intestino e músculo apresentaram aumento nas [Hg] e porcentagens de Hg orgânico (%HgOrg) ao longo da cadeia alimentar, evidenciando a importância do hábito alimentar para as [Hg] nos organismos. No fígado, as elevadas [Hg inorgânico] e a correlação negativa entre as %HgOrg e as [Hg] sugerem que algum mecanismo de destoxificação do metal ocorre neste órgão. Além disso, nos carnívoros *Pinirampus pirinampu* e *Serrasalmus rhombeus* foi observado que nem todo o HgOrg no fígado está na forma de MeHg, portanto, a destoxificação pode ocorrer pela transformação de MeHg em outras espécies de HgOrg. Peixes com alimentação associada ao sedimento, MPS, algas e vegetais superiores apresentaram as maiores concentrações de Se devido ao maior aporte deste semi-metal na dieta.

ABSTRACT

The objective of the present study was to assess the dam effect in Hg accumulation in the biota located downstream of Samuel Reservoir (RO). Suspended particulated matter (SPM), plankton and fish from different feeding guilds were collected (2007) upstream and downstream the dam. Fish (muscle, liver and intestine) were also investigated on some aspects of Hg accumulation and about possible methylmercury (MeHg) detoxification interposed by Se in liver. Higher Hg concentrations ([Hg]) in carnivorous and planktivorous fish tissues were observed downstream, probably as a consequence of damming the Jamari River to form Samuel Reservoir. With stratified water column in the upstream site, adequate conditions for methylation occur in the hipolimnion, being this water transported to downstream with MeHg. That situation makes the biota of this local more exposed than the upstream site. Herbivorous fishes, not having their diet directly related to main MeHg exporters to downstream (SPM, plankton and organic matter), do not have higher [Hg] downstream the dam. In the wet period, the water column is not stratified, thus, the plankton and SPM [Hg] were similar in both areas. [Hg] and organic Hg percentages (%OrgHg) in intestine and muscle increased through the trophic levels, evidencing the importance of the feeding habit for [Hg] in organisms. In liver, the high [inorganic Hg] and the negative correlation between %OrgHg and [Hg] suggest that some detoxification mechanism in the metal occurs in that organ. Moreover, in the carnivorous *Pinirampus pinirampu* and *Serrasalmus rhombeus* it was observed that MeHg could not be the only OrgHg species, therefore, the detoxification can occur by the MeHg transformation in another OrgHg species. Fish with feeding habit associated to sediment, SPM, seaweed and superior plants showed higher Se concentrations due to the higher input of that semi-metal through diet.

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO	01
2 OBJETIVOS	15
2.1 Gerais	15
2.2 Específicos	15
3 ÁREA DE ESTUDO	17
4 MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 Coleta e preparo das amostras	22
4.1.1 <i>Material Particulado em Suspensão</i>	23
4.1.2 <i>Plâncton</i>	24
4.1.3 <i>Peixes</i>	26
4.1.3.1 <i>Características das espécies de peixe coletadas</i>	29
4.1.3.2 <i>Agrupamento dos peixes por guilda trófica</i>	34
4.2 Metodologia analítica	37
4.2.1 <i>Análise de mercúrio total</i>	38
4.2.1.1 <i>Peixes</i>	38
4.2.1.2 <i>Material Particulado em Suspensão e Plâncton</i>	39
4.2.2 <i>Análise de mercúrio orgânico</i>	40
4.2.3 <i>Quantificação de mercúrio inorgânico e da porcentagem de mercúrio orgânico</i>	41
4.2.4 <i>Análise de metilmercúrio</i>	43
4.2.5 <i>Análise de selênio</i>	44
4.3 Controle de qualidade analítica	45
4.4 Limite de detecção e concentração mínima detectada	46
4.5 Análise estatística dos dados	47
4.5.1 <i>Considerações estatísticas gerais</i>	47
4.5.2 <i>Montante versus jusante</i>	48
4.5.3 <i>Diferenças entre as guildas tróficas</i>	49
4.5.4 <i>HgOrg versus HgInorg</i>	49
4.5.5 <i>Fígado</i>	49
4.5.5.1 <i>Selênio</i>	50
4.5.6 <i>Correlação entre os tecidos</i>	51

5 RESULTADOS	52
<i>5.1 Controle de qualidade analítica</i>	52
<i>5.2 Concentrações de mercúrio à montante e à jusante da barragem</i>	53
<i>5.2.1 Material Particulado em Suspensão</i>	53
<i>5.2.2 Plâncton</i>	54
<i>5.2.3 Peixes</i>	55
<i>5.3 Tecido muscular dos peixes</i>	58
<i>5.3.1 Biomagnificação</i>	59
<i>5.3.2 Concentrações no músculo dos peixes aceitáveis para o consumo</i>	60
<i>5.4 Intestino dos peixes</i>	62
<i>5.5 Fígado dos peixes</i>	64
<i>5.5.1 Concentrações de mercúrio</i>	64
<i>5.5.2 Concentrações de selênio</i>	68
<i>5.5.3 Concentrações de Se X Concentrações de Hg</i>	70
<i>5.5.4 Metilmercúrio</i>	74
<i>5.6 Correlações entre os diferentes tecidos dos peixes</i>	76
6 DISCUSSÃO	77
<i>6.1 Montante versus jusante</i>	77
<i>6.2 Diferentes tecidos dos peixes</i>	85
<i>6.3 Tecido muscular</i>	88
<i>6.4 Intestino</i>	94
<i>6.5 Fígado</i>	96
<i>6.6 Selênio</i>	98
7 CONCLUSÕES	102
RECOMENDAÇÕES E PERSPECTIVAS	104
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105
ANEXOS	119
APÊNDICE	124

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1: Usina Hidrelétrica do Reservatório de Samuel à montante (a e b) e à jusante (c e d) da barragem. Fotos: pela autora.	18
Figura 2: Mapa do Reservatório de Samuel (RO). Estão evidenciados (estrelas vermelhas) os dois locais de coleta (à montante e à jusante da barragem do reservatório).	19
Figura 3: Coleta de água no Reservatório de Samuel (RO)/2007 para a obtenção do material particulado em suspensão. Foto: pela autora.	23
Figura 4: Coleta de plâncton utilizando redes de nylon. Foto: pela autora.	25
Figura 5: Um espécime de peixe sendo dissecado para a retirada dos tecidos. Fotos: pela autora.	27
Figura 6: Espécies de peixes coletadas no Reservatório de Samuel (RO)/2007. Fotos: pela autora; exceto <i>H. unimaculatus</i> (D. Lin).	33
Figura 7: Exemplo de uma curva analítica utilizada para a quantificação de Hg em Espectrofotômetro de absorção atômica com sistema de injeção em fluxo (FIMS – 400; Perkin Elmer). O valor de r^2 da curva é 0,9995.	39
Figura 8: Metodologia de abertura de amostra e determinação de mercúrio orgânico em Espectrofotômetro de absorção atômica com sistema de fluxo de injeção. Baseado em Uthe <i>et al.</i> (1972).	42
Figura 9: Concentração de mercúrio total no material particulado em suspensão coletado em diferentes profundidades à montante (●) e à jusante (○) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. S-água subsuperficial; 5, 10, 15, 20 e 25 m são as diferentes profundidades da coluna d'água à montante da barragem onde o material particulado foi coletado.	54
Figura 10: Concentrações de mercúrio orgânico (■), inorgânico (□) e porcentagens de mercúrio orgânico (●) no fitoplâncton (F) e zooplâncton (Z) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em µg de Hg/kg de plâncton em peso seco.	55
Figura 11: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no tecido muscular dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em µg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I).	56

Figura 12: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no fígado dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I). 57

Figura 13: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no intestino dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I). 58

Figura 14: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no tecido muscular dos peixes herbívoros (H), onívoros com tendência à herbivoria (OH) e à carnívoria (OC) e carnívoros (C) coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I). 59

Figura 15: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no tecido muscular dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I). 60

Figura 16: Concentração de mercúrio total ([HgT]) no tecido muscular de cada espécime de peixe coletado à montante (a) e à jusante (b) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. O traço vermelho indica a concentração máxima de mercúrio nos peixes recomendada para a ingestão humana segundo a Organização Mundial de Saúde. Os peixes não carnívoros (herbívoros, onívoros e planctívoros) estão à esquerda dos gráficos e os carnívoros (piscívoros) à direita. 62

Figura 17: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no intestino dos peixes herbívoros (H), onívoros com tendência à herbivoria (OH) e à carnívoria (OC) e carnívoros (C) coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I). 63

Figura 18: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no intestino dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I). 64

Figura 19: Concentrações de mercúrio orgânico (■), inorgânico (□) e porcentagens de mercúrio orgânico (●) no fígado de peixes de quatro guildas tróficas distintas coletados no Reservatório de Samuel (RO)/2007. Os valores são apresentados pela média e desvio padrão (⊥) dos espécimes coletados à montante e à jusante da barragem. H refere-se a herbívoros, P a planctívoros, OH

e OC a duas classes de onívoros (onívoros com tendência à herbivoria e à carnívoria, respectivamente). 65

Figura 20: Concentrações de mercúrio orgânico (■), inorgânico (□) e porcentagens de mercúrio orgânico (●) no fígado de quatro espécies de peixes carnívoros coletados à montante (*C. monoculus*), à jusante (*P. pirinampu* e *R. vulpinus*) da barragem e em ambas localidades (*S. rhombeus*) do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Os valores são apresentados pela média e desvio padrão (⊥). 66

Figura 21: Correlação entre as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) e as concentrações de mercúrio total (HgT) no fígado dos peixes onívoros-herbívoros *Hemiodus unimaculatus* (a) e dos planctívoros *Hypophthalmus marginatus* (b) coletados à montante e à jusante, respectivamente, da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações de HgT estão em µg de Hg/kg de peixe em peso úmido. 67

Figura 22: Correlação entre as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) e as concentrações de mercúrio total (HgT) no fígado dos peixes carnívoros *Cichla monoculus* (a) coletados à montante da barragem, *Pirinampus pirinampu* (b) e *Rhaphiodon vulpinus* (c) ambos coletados à jusante da barragem e *Serrasalmus rhombeus* (d) coletados nas duas localidades (à montante e à jusante da barragem) do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações de HgT estão em µg de Hg/kg de peixe em peso úmido. 67

Figura 23: Concentrações de selênio (em µg/kg peso úmido) no fígado de peixes herbívoros (a) e carnívoros (b) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. SP.1-*Laemolyta proxima*; SP.2-*Leporinus affinis*; SP.3-*Leporinus friderici*; SP.4-*Schizodon fasciatus*; SP.5-*Pirinampus pirinampu*; SP.6-*Serrasalmus rhombeus*. 69

Figura 24: Concentrações de selênio (em µg/kg peso úmido) no fígado de peixes herbívoros (H), onívoros com tendência à herbivoria (OH), planctívoros (P), onívoros com tendência à carnívoria (OC) e carnívoros (C) coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. (□) mediana. 69

Figura 25: Correlação entre as concentrações de selênio (em nmol/g peso úmido) e as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) no fígado dos peixes onívoros com tendência à herbivoria (a) e planctívoros (b) coletados à montante e à jusante, respectivamente, da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. 70

Figura 26: Correlação entre as concentrações de selênio (em nmol/g peso úmido) e as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) no fígado dos peixes carnívoros *Serrasalmus rhombeus* (a) e *Pirinampus pirinampu* (b) coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. 71

Figura 27: Correlação entre as concentrações de selênio (nmol/g peso úmido) e as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) no fígado dos peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. 71

Figura 28: Correlação entre as concentrações molares de selênio e de mercúrio total (HgT) (em nmol/g peso úmido) no fígado dos peixes carnívoros *Serrasalmus rhombeus* (a) e *Pinirampus pirinampu* (b) coletados à montante e à jusante, planctívoros (c) coletados à jusante e onívoros com tendência à herbivoria (d) coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. 72

Figura 29: Razão entre as concentrações molares de selênio e mercúrio (Se/Hg) no fígado de diferentes espécies de peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. H refere-se aos peixes herbívoros, O aos onívoros, P aos planctívoros e C aos carnívoros. H1-*Leporinus affinis*; H2-*Leporinus friderici*; H3-*Schizodon fasciatus*; H4-*Laemolyta proxima*; O2-*Hemiodus unimaculatus*; P-*Hypophthalmus marginatus*; O1-*Serrasalmus eigenmanni*; C1-*Pinirampus pirinampu*; C2-*Serrasalmus rhombeus*. (□) mediana; (○) outliers; (*) valores extremos. 73

Figura 30: Correlação entre as porcentagens de metilmercúrio (%MeHg) com as concentrações de mercúrio total (a) e de selênio (b) no fígado dos peixes carnívoros *Serrasalmus rhombeus* coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações de mercúrio total ([HgT]) estão em µg/kg peso úmido e as de selênio ([Se]) em nmol/g peso úmido. 74

Figura 31: Correlação entre as porcentagens de metilmercúrio (%MeHg) com as concentrações de mercúrio total (a) e de selênio (b) no fígado dos peixes carnívoros *Pinirampus pirinampu* coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações de mercúrio total ([HgT]) estão em µg/kg peso úmido e as de selênio ([Se]) em nmol/g peso úmido. 75

Figura 32: Correlação entre as diferenças entre as concentrações de mercúrio orgânico e metilmercúrio ([HgOrg] – [MeHg]) no fígado e as concentrações de mercúrio total ([HgT]) nesse órgão. Os peixes carnívoros *Serrasalmus rhombeus* (a) e *Pinirampus pirinampu* (b) foram coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em µg/kg peso úmido. 75

Figura 33: Correlação entre as concentrações de mercúrio total (a) e orgânico (b) no tecido muscular e fígado dos peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em µg de Hg por kg de peixe em peso úmido. 76

ÍNDICE DE TABELAS

	Página
Tabela 1: Temperatura, condutividade, pH e oxigênio dissolvido na água mensurados em diferentes profundidades à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007.	22
Tabela 2: Porcentagem de peso seco nos três tecidos analisados dos peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Os valores são apresentados pela média e desvio padrão.	29
Tabela 3: Número de indivíduos (N) coletados e analisados quanto às concentrações de mercúrio para cada espécie de peixe à montante e à jusante da barragem do Reservatório Samuel (RO)/ 2007. Comprimento padrão e peso dos peixes são apresentados pelas médias e desvio padrão.	32
Tabela 4: Peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 reunidos de acordo com a guilda trófica. N Montante e N Jusante representam o número de espécimes coletados em cada guilda trófica, independentemente da espécie. Referências representam as bibliografias consultadas sobre a guilda trófica de cada espécie de peixe.	35 e 36
Tabela 5: Amostras certificadas analisadas em conjunto com as amostras de peixe, material particulado em suspensão e plâncton. São apresentados na tabela os valores de concentração do analito certificados e os valores obtidos no presente estudo, o número de amostras analisadas (N) e a porcentagem de recuperação do valor certificado.	53
Tabela 6: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de mercúrio total (HgT) e orgânico (HgOrg) no tecido muscular. Foram utilizados ANOVA e o teste <i>pos hoc</i> Tukey-Kramer (TK); * e n.s. indicam, respectivamente, que as concentrações foram ou não estatisticamente diferentes.	59
Tabela 7: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de mercúrio total (HgT) e orgânico (HgOrg) no músculo. Foram utilizados ANOVA e o teste <i>pos hoc</i> Tukey-Kramer (TK); * indica que as concentrações foram estatisticamente diferentes.	60
Tabela 8: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de mercúrio total e orgânico (HgT e HgOrg, respectivamente) no intestino. Foram utilizados ANOVA (F)/ Kruskal-Wallis (KW) e o teste <i>pos hoc</i> de Tukey-Kramer (TK)/ Dunn (D); * e n.s. indicam, respectivamente, que as guildas tróficas foram ou não estatisticamente diferentes.	63

Tabela 9: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de mercúrio total e orgânico (HgT e HgOrg, respectivamente) no intestino. Foram utilizados ANOVA (F) e o teste *pos hoc* Tukey-Kramer (TK); * indica que as guildas tróficas foram estatisticamente diferentes. **64**

Tabela 10: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de selênio total no fígado. Foram utilizados Kruskal-Wallis (KW) e o teste *pos hoc* de Dunn (D); * e n.s. indicam, respectivamente, que as guildas tróficas foram ou não estatisticamente diferentes. **70**

Tabela 11: Diferentes espécies de peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às razões entre as concentrações molares de selênio e mercúrio no fígado. Foram utilizados Kruskal-Wallis (KW) e o teste *pos hoc* de Dunn (D); * e n.s. indicam, respectivamente, que as espécies foram ou não estatisticamente diferentes. **73**

1 INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) tem sido usado pelo homem desde a pré-história com as finalidades mais diversas. Segundo Graeme e Pollock (1998), o homem pré-histórico utilizava o cinábrio, sulfeto de mercúrio (HgS), para fazer desenhos nas paredes das cavernas que habitava, nos objetos de argila e nas pinturas faciais. A cor e a fluidez do metal fascinavam o homem pré-histórico. O Hg foi muito utilizado para a decoração, e em 500 a.C. já era conhecida a capacidade do metal de formar amálgamas (Dracobly, 2004). Durante a Idade Média, as amálgamas contendo Hg foram muito utilizadas, além disto, o metal era empregado neste período pelos alquimistas na tentativa de transformar chumbo em ouro (Azevedo, 2003). Com finalidade terapêutica, o Hg foi utilizado para tratar diversas doenças (*e.g.* pomadas para o tratamento da sífilis; Yamada *et al.*, 1997).

Atualmente, o mercúrio é usado na atividade industrial (indústria de cloro-soda, catalisador, tintas, equipamentos eletrônicos), na medicina (produtos farmacêuticos), na mineração (para amálgama com outros metais), em instrumentos científicos, lâmpadas, termômetros, revelação e papel de fotografias, preservativo de vacinas entre outros (HPA, 2007).

O Hg, portanto, é lançado por diversas fontes antrópicas no ambiente, seja na atmosfera (principal forma), nos corpos aquáticos ou sobre os solos (ATSDR, 1999). Das fontes antrópicas podem ser citadas: queima de combustíveis fósseis (principalmente o carvão), mineração, fundição e incineração de resíduos sólidos, resíduos da agricultura, despejo de esgoto industrial e doméstico, entre outras (ATSDR, 1999; Lacerda & Marins, 1997).

As maiores fontes naturais de mercúrio são emissões vulcânicas, o desgaste e a desgaseificação da crosta terrestre (ATSDR, 1999). Estima-se que essas fontes naturais

lancem aproximadamente de 2.700 a 6.000 toneladas de Hg por ano no ambiente, no entanto, isto representa apenas um terço das emissões, os dois terços restantes são provenientes das fontes antrópicas (WHO, 2000).

Na região amazônica, o mercúrio foi utilizado em grande escala durante o período de maior exploração das reservas de ouro (Au), comumente chamado de corrida do ouro (1975-1990). O Hg e o Au formam uma liga metálica, assim é possível separar o ouro fino das partículas de sedimento através de uma técnica simples e barata, e por isso foi amplamente aplicada pelos garimpeiros (Pfeiffer *et al.*, 1990). Durante a corrida do ouro, estimou-se que havia mais de 1.600.000 garimpeiros somente no Brasil (Pfeiffer & Lacerda, 1988). Em 1990, em toda a região amazônica brasileira, havia cerca de 650.000 garimpeiros que ainda utilizavam tal técnica de separação do ouro (Jernelov & Ramel, 1994). Essa atividade resultou no lançamento de cerca de 2.300 toneladas de Hg (150 toneladas por ano) entre 1979 e 1994 somente no Brasil (Malm, 1998). De todo esse mercúrio, 45% foram liberados diretamente nos corpos aquáticos (resultado do excesso de Hg utilizado para a formação da amálgama) e 55% na atmosfera (devido à sublimação do Hg durante a queima das amálgamas) (Malm *et al.*, 1995). A Bacia do Rio Madeira foi a segunda região mais importante de mineração na região amazônica (Bastos *et al.*, 2006).

Muitos trabalhos foram realizados na região amazônica a fim de avaliar o impacto da mineração do ouro sobre a biota, o ambiente, os trabalhadores da mineração e as populações ribeirinhas (*e.g.* Malm *et al.*, 1995; Bastos *et al.*, 2004). Malm *et al.* (1990) avaliaram as concentrações de Hg no Rio Madeira e em alguns de seus tributários entre os anos de 1986 e 1988. Os autores observaram que os tributários apresentaram maiores concentrações desse metal quando comparadas com as do Rio Madeira. Nos sedimentos, por exemplo, essas concentrações médias foram 130 e 10.200

$\mu\text{g}/\text{kg}$ em peso seco (p.s.) para o Rio Madeira e os tributários, respectivamente. Essas maiores concentrações foram associadas à presença de garimpo nestes tributários e às diferenças físicas e químicas das águas dos diferentes rios (Malm *et al.*, 1990). Próximo a áreas de garimpo no Rio Madeira também foram observadas maiores concentrações no peixe carnívoro *Pseudoplatystoma* sp. (entre 700 e 1.300 $\mu\text{g}/\text{kg}$) quando comparadas às concentrações em indivíduos dessa espécie coletados em área controle (distante dessa área de garimpo no Rio Madeira) (entre 90 e 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (Padovani *et al.*, 1995).

Em diversos estudos é ressaltada a grande exposição ao metal pelos trabalhadores de lojas que vendem ouro (estes fazem a queima da amálgama Hg-Au) (*e.g.* Akagi *et al.*, 1995). As concentrações de Hg no ar de ruas próximas a estas lojas foram maiores (em média 2,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) que os valores de *background* (em média 0,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) obtidos em áreas urbanas distantes de lojas de ouro (Malm *et al.*, 1995). Tal padrão também foi observado para os solos, perto das áreas de queima de amálgamas, onde as concentrações do metal foram superiores às de áreas controle (Malm *et al.*, 1995).

Utilizando uma planta da família Bromeliaceae como espécie sentinela, Bastos *et al.* (2004) estimaram as concentrações de Hg no ar de lojas de ouro em Porto Velho (RO). Foi observado que as lojas com menor circulação de ar apresentavam as maiores concentrações de Hg nessas bromélias, em média 2,89 contra 0,24 $\mu\text{g}/\text{g}$ p.s. da loja com maior ventilação. Em outro estudo, foi observado que as pessoas que trabalhavam nas lojas com pouca ventilação ou em salas com ar condicionado apresentaram as maiores concentrações de Hg na urina (Malm, 1998). Em relação aos vapores de Hg, os trabalhadores de lojas estão mais expostos quando comparados aos mineradores, estes últimos queimam a amálgama contendo o Hg em ambientes abertos (Malm, 1998).

A região amazônica apresenta concentrações médias de Hg mais elevadas que as médias globais. Estas maiores concentrações são atribuídas a fontes e processos biogeoquímicos naturais, sendo os impactos pela mineração do ouro relativamente localizados geograficamente (Lechler *et al.*, 2000).

Em geral, na região amazônica, a mineração do ouro contribui mais para a carga de Hg atmosférico que a queima de florestas, com emissões em torno de 65 a 170 e de 6 a 9 t de Hg/ano para os dois processos, respectivamente (Roulet *et al.*, 1998). No entanto, um estudo realizado na Bacia do Rio Tapajós por Roulet *et al.* (1998) demonstrou que a carga de Hg atmosférico oriundo de áreas de mineração que é depositado a longas distâncias nos solos amazônicos representa menos de 3% da concentração do metal presente naturalmente nos primeiros 20 cm dos solos.

O desmatamento é observado como um importante contribuidor das concentrações de Hg para o sistema aquático amazônico. De acordo com Roulet *et al.* (1998) com a intensificação do desmatamento há aumento da erosão dos solos, com isso o Hg adsorvido às partículas é carregado para os corpos aquáticos. Este processo seria mais intenso em regiões recentemente colonizadas. Farella *et al.* (2006) observaram que o processo comumente utilizado na região amazônica para desmatar, as queimadas, causa um enriquecimento de cátions nos solos, que gera uma mudança da dinâmica catiônica e conseqüente perda de Hg.

Devido à falta de controle no uso e no lançamento de rejeitos de Hg, alguns eventos de contaminação em massa ocorreram em todo o mundo. Nas décadas de 50 e 60, em Minamata e Niiagata, no Japão, milhares de pessoas consumiram peixes e mariscos contaminados por Hg devido ao seu lançamento por uma empresa de acetaldeído (plásticos) resultando em deficiências físicas e mentais permanentes ou até mesmo em óbitos (Haraguchi *et al.*, 2000).

Aproximadamente no mesmo período (décadas de 50 e 70), no Iraque, sementes tratadas com fungicida contendo sais de mercúrio (cloreto de metilmercúrio), destinadas ao plantio, foram consumidas pela população. Nessa ocasião, novamente ocorreu um evento de contaminação em massa (Bakir *et al.*, 1973). Outros acidentes com contaminação mercurial ocorreram em diversos locais (*e.g.* Ojibwa no Canadá) (Shkilnyk, 1985).

Todos estes casos de contaminação trouxeram um maior conhecimento sobre a toxicologia deste metal, visto que estudos foram realizados com a população contaminada. Alguns efeitos neurológicos em humanos relacionados à contaminação mercurial são: falta de coordenação motora, tremores, redução do campo visual e distúrbios sensoriais (*e.g.* olfato e gustação) (Tsubaki & Irukyama, 1976; Ekino *et al.*, 2007).

A toxicidade do mercúrio é um resultado da ação e interação de três fatores ecotoxicológicos principais: I) condições de exposição; forma química sob a qual o metal se apresenta e via de exposição do organismo (respiratória, ingestão de alimento, cutânea); II) características físicas e químicas do ambiente onde ele é lançado que afetam a especiação química do metal e a fisiologia dos organismos; III) espécies de organismos que estão expostos (Hugunin & Bradley, 1975; Boudou & Ribeyre, 1997a; Watras *et al.*, 1998). No homem, por exemplo, o Hg inorgânico se acumula principalmente nos rins, enquanto o mercúrio metálico e especialmente o MeHg se acumulam no sistema nervoso central (OMS, 1978; Castoldi *et al.*, 2003).

Os mecanismos de acúmulo, distribuição e excreção do Hg em peixes são importantes para o monitoramento de exposição humana ao metal uma vez que estes organismos aquáticos são a principal via do MeHg ao homem. Assim como em seres humanos, estudos com peixes demonstraram que o acúmulo do mercúrio é diferente nos

diversos órgãos. Baêta (2004) e Adimado (2006) observaram maiores concentrações de Hg no fígado e músculo de peixes marinhos quando comparadas às concentrações na gônada desses organismos. A gônada apesar de ser o órgão dos peixes que, em média, apresenta as menores concentrações de Hg quando comparadas às observadas nos demais órgãos desses organismos, possui aproximadamente 90 a 100% deste Hg na forma de MeHg (Baêta, 2004; Kasper, 2006). Já o fígado e os rins dos peixes normalmente apresentam as concentrações de mercúrio orgânico (HgOrg) menores que as de inorgânico (HgInorg), com porcentagens de Hg orgânico em relação ao total variando entre 28 e 52% (Maury-Brachet *et al.*, 2006; Kasper, 2006). No entanto, nos rins do peixe onívoro/bentófago *Curimata cyprinoides* foram observadas porcentagens de Hg orgânico em torno de 76% (Dominique *et al.*, 2007). Portanto, estudos da toxicocinética do Hg em peixes devem ser realizados a fim de que se possa compreender melhor a distribuição do metal nos diferentes órgãos e tecidos destes organismos.

Para avaliar o acúmulo de Hg no fígado dos organismos outras considerações sobre a toxicologia do metal devem ser ressaltadas. Em mamíferos marinhos, alguns autores observaram uma relação entre as concentrações molares de Hg e de selênio (Se) no fígado (*e.g.* Seixas *et al.*, 2007a; Costa, 2008). Esta relação seria resultado de um processo de destoxificação do MeHg no fígado, onde o Se teria um papel fundamental na formação de grãos inertes e não tóxicos de seleneto de mercúrio (HgSe) que não são eliminados do órgão (Das *et al.*, 2000; Das *et al.*, 2002). Bioquimicamente, o Se é muito similar ao enxofre (S) (Lemly, 2002), portanto, o Hg que possui alta afinidade pelo S, pode ligar-se ao Se. Wagemann *et al.* (2000) observaram que 61% do Se total presente no fígado de focas (*Phoca hispida*) está associado ao Hg.

O selênio, ao contrário do mercúrio, é um micronutriente essencial, entretanto, em altas concentrações é considerado tóxico (Chatterjee & Bhattacharya, 2001). Para peixes calcula-se que a exposição a concentrações de 7 a 30 vezes maiores que as requeridas pela dieta destes organismos ($>3 \mu\text{g/g}$) seria tóxica (Hodson & Hilton, 1983; Lemly, 1997).

Estudos com diversos mamíferos são comuns devido, principalmente, à proximidade filogenética com o homem. No entanto, estudos que avaliem o possível papel do Se na destoxificação do Hg em peixes são raros (*e.g.* Dias, 2008), mas extremamente necessários a fim de que se possa compreender o comportamento do Hg nestes organismos. Seixas *et al.* (2007b) observaram que os fígados de três gêneros de peixes (*Micropogonias furnieri*, *Bagre spp.*, *Mugil liza*) coletados na Baía de Guanabara (RJ) apresentaram maiores concentrações de selênio quando comparados com os músculos destes organismos. O Se é acumulado preferencialmente no fígado devido à presença de selenoproteínas neste órgão (*e.g.* selenoproteína P, selenoproteína W e selenofosfato sintetase) (Seixas & Kehrig, 2007).

No tecido muscular dos peixes, a maior parte do Hg está na forma de MeHg (Al-Majed & Preston, 2000; Ikingura & Akagi, 2003). Em estudo de Palermo *et al.* (2002) no Reservatório de Ribeirão das Lajes, as porcentagens de metilmercúrio em relação ao Hg total no músculo dos peixes variaram de 57 a 96%. O MeHg difunde-se rapidamente através das membranas celulares e barreiras hemato-encefálica e placentária. Assim, esta espécie do metal possui uma alta capacidade de incorporação pelas células onde normalmente encontra-se ligada aos grupos sulfidrilas, presentes em proteínas e enzimas, agindo então como inibidor e modificador das atividades protéicas (Neathery & Miller, 1975). Portanto, devido ao seu comportamento químico, o Programa Internacional de Segurança Química listou o metilmercúrio como um dos seis produtos

químicos mais tóxicos ao meio ambiente de forma global (Gilbert & Grant-Webster, 1995).

Além de se acumular nos organismos, o MeHg também biomagnifica ao longo da cadeia alimentar. Devido à biomagnificação, são observadas maiores concentrações de Hg a cada aumento na posição trófica do organismo (Stemberger & Chen, 1998). Com isto, organismos que ocupam altos níveis tróficos, como por exemplo, a guilda dos peixes piscívoros, apresentam maiores concentrações quando comparadas às dos peixes de menor nível trófico (Zhou & Wong, 2000). Portanto, a alimentação é a principal forma de incorporação de MeHg em peixes, e não a água na qual ele se encontra (Schetagne *et al.*, 2000).

Na região amazônica, a dieta dos ribeirinhos é composta basicamente de mandioca e peixe, sendo este último a principal fonte de proteínas (Dorea, 2004). O consumo de pescado foi estimado para a população ribeirinha do Rio Madeira em >250 g peixe/dia para os adultos e 150 g peixe/dia para as crianças (Bastos *et al.*, 2006). Sabendo-se que a principal forma de Hg presente no músculo dos peixes é o MeHg, a espécie de Hg mais tóxica, e que o consumo de pescado na região amazônica brasileira é alto, atenção especial deve ser dada a fim de conhecer e monitorar as concentrações deste metal na biota amazônica.

Tendo em vista a toxicidade do MeHg, um passo importante a ser considerado é o processo de metilação do Hg, uma vez que a concentração de MeHg nos organismos aumenta com a concentração deste na coluna d'água (na forma do íon livre CH_3Hg^+) (Watras *et al.*, 1998). A metilação pode ocorrer por processos abióticos ou bióticos. A metilação abiótica envolve a transferência de um radical metil pelos ácidos húmicos e fúlvicos ou pela metilcobalamina para o Hg (Craig, 1986; Mauro *et al.*, 1999). No entanto, a metilação biótica é a mais comum, neste processo ocorre a transferência de

um radical metil por intermédio de organismos, principalmente as bactérias sulfato-redutoras (Compeau & Bartha, 1985). O principal compartimento onde ocorre tal processo é na interface sedimento-água dos corpos aquáticos, entretanto já foi observada metilação do Hg em outros compartimentos, como por exemplo, nas raízes de macrófitas e na coluna d'água (Benoit *et al.*, 1998; Mauro *et al.*, 1999).

A metilação do Hg é influenciada por diversos fatores físicos e químicos do ambiente: temperatura, oxigênio dissolvido, pH, potencial de oxirredução, salinidade, entre outros. Em lagos da região temperada, foi observado que com o aumento da temperatura durante o verão há correspondente aumento na metilação, isto ocorre, segundo os autores, devido à maior atividade microbiana deste período (Winfrey & Rudd, 1990; Matilainen & Verta, 1995). A influência do pH na metilação foi muito estudada em lagos do norte de Wisconsin (EUA) devido à acidificação destes lagos durante muitos anos pela deposição atmosférica de H^+ e SO_4 (Watras *et al.*, 1998; Hrabik & Watras, 2002). Foi observado que as maiores concentrações de MeHg nos peixes ocorriam nos lagos mais acidificados (Lindqvist, 1991). No entanto, com a diminuição atual da chuva ácida, as concentrações desse metal nos organismos também diminuíram (Hrabik & Watras, 2002). Muitos estudos demonstram uma relação inversa entre os valores de pH e de concentração de Hg nos organismos e na coluna d'água (*e.g.* Svobodová *et al.*, 1999; Ikingura & Akagi, 2003). Foi observado que condições neutras a moderadamente ácidas (pH entre 5 e 7) favorecem a formação de metilmercúrio, já condições alcalinas favorecem a formação de dimetilmercúrio, composto volátil que pode deixar as águas e passar para a atmosfera (Winfrey & Rudd, 1990).

Em relação ao carbono orgânico dissolvido (COD), Watras *et al.* (1998) observaram que as concentrações de MeHg na coluna d'água e nos organismos aumentaram com o aumento do COD. Tal padrão também foi observado para o peixe

carnívoro *Hoplias malabaricus* coletado no Rio Negro (AM) (Belger & Forsberg, 2006). Em outro estudo conduzido na Bacia do Rio Negro, foi observado que quanto maior o COD do rio, maiores foram as concentrações de Hg no cabelo das populações ribeirinhas (Silva-Forsberg *et al.*, 1999). Segundo os autores, esta relação ocorre provavelmente devido às concentrações mais elevadas de Hg nos peixes dos rios com COD elevado, que são então consumidos pela população.

Os ambientes anóxicos dos corpos d'água, propícios à metilação do Hg, podem favorecer o aumento da mobilidade e disponibilidade desse metal para a biota aquática (Huchabee *et al.*, 1979). Uma correlação negativa foi encontrada entre as concentrações de Hg em três espécies de peixes (*Rutilus rutilus*, *Abramis brama*, *Perca fluviatilis*) do Reservatório de Kamýk (República Tcheca) e a concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água (Svobodová *et al.*, 1999).

Portanto, os parâmetros físicos e químicos de um corpo aquático influenciam na metilação do Hg e na sua incorporação pela biota aquática. Já que os reservatórios constituem um ecossistema particular, com suas características morfométricas e hidrológicas intermediárias entre rios e lagos (Margalef, 1983; Rodrigues *et al.*, 2005), a dinâmica do Hg nestes ambientes também é particular. Em geral, a construção de represas sobre áreas florestadas na região amazônica tem gerado condições peculiares quanto à concentração e distribuição de oxigênio nesses ambientes. Nestas represas, a grande fitomassa inundada, ao se decompor, consome grande parte do oxigênio dissolvido, gerando altos *deficits* de oxigênio na coluna d'água e altas concentrações de carbono orgânico dissolvido (Tundisi *et al.*, 1995). A depleção do oxigênio dissolvido favorece a metilação do Hg no sedimento dos corpos d'água. Muitos estudos foram realizados para compreender o comportamento do Hg nos reservatórios e suas

consequências à jusante destes (*e.g.* Montgomery *et al.*, 2000; Malm *et al.*, 2004; Mailman *et al.*, 2005; Palermo, 2008).

Um padrão observado em diversos estudos é o aumento nas concentrações de Hg na biota do reservatório logo após o seu enchimento (*e.g.* Schetagne, 2004). Em geral, estas concentrações tendem a diminuir em torno de 5 a 10 anos nos peixes não predadores (Verdon *et al.*, 1991) e em 20 a 30 anos nos peixes predadores (Anderson *et al.*, 1995). Ikingura e Akagi (2003), estudando quatro reservatórios na Tanzânia, observaram que as concentrações de Hg eram maiores nos reservatórios mais jovens. Este aumento é associado à mobilização do MeHg e da matéria orgânica dos solos inundados para a água durante o enchimento do reservatório (Morrison & Therien, 1995). No entanto, Rogers *et al.* (1995) sugerem que o aumento nas concentrações de Hg na biota aquática ocorre pelo aumento na metilação deste metal no sistema do reservatório. Isto ocorreria devido à maior atividade microbiana, resultado da decomposição da matéria orgânica submergida após a inundação. Tremblay *et al.* (1998) associam a estes dois processos o aumento nas concentrações do Hg na biota. Os autores observaram que o plâncton da porção central (local com 10 m de profundidade) de um reservatório com 16 anos apresentou concentrações semelhantes às encontradas para o plâncton de lagos naturais. Entretanto, no mesmo reservatório, o plâncton das margens apresentou concentrações muito maiores, semelhantes às de um reservatório recém-inundado. Os autores sugerem que as margens do reservatório sejam as responsáveis pelo aumento nas concentrações de Hg, onde há uma lixiviação de Hg, carbono e nutrientes dos solos e conseqüentemente maior atividade dos microorganismos. Com o tempo, o carreamento desses elementos seria cada vez menor e, portanto, as concentrações tenderiam a voltar aos valores encontrados antes do enchimento. Por outro lado, em margens protegidas, apesar da lixiviação ser menos

intensa, seria contínua e, portanto, este processo continuaria a acontecer ao longo de muitos anos, resultando em altas concentrações do metal durante um período maior (Tremblay *et al.*, 1998).

Estudos recentes têm demonstrado que a biota localizada à jusante de reservatórios normalmente apresenta concentrações de Hg superiores às observadas na biota coletada no lago dos reservatórios, à montante da barragem. Palermo *et al.* (2004b) observaram que as concentrações de mercúrio no plâncton da área de jusante do Reservatório de Tucuruí (PA) foram aproximadamente três vezes maiores que as concentrações encontradas à montante da barragem. Neste mesmo estudo, foi observado ainda, que os peixes de jusante apresentavam concentrações até onze vezes superiores aos peixes de montante. Resultado semelhante foi observado na biota do Reservatório de Petit-Saut, na Guiana Francesa, também localizado na região amazônica. Neste reservatório, o peixe *Curimata cyprinoides* apresentou concentrações de Hg no tecido muscular dez vezes maior à jusante da barragem, quando comparadas às concentrações na mesma espécie à montante (Dominique *et al.*, 2007).

Em estudo realizado por Canavan *et al.* (2000), no Reservatório Elephant Butte, localizado no Novo México (EUA), foi observado que as concentrações de MeHg na água acompanharam o padrão de estratificação térmica e química do reservatório. No período de estratificação, com grande parte da coluna d'água anóxica, as concentrações no hipolímnio (à montante da barragem) foram maiores do que as observadas na água superficial. Com o fim da estratificação, as concentrações de MeHg ficaram homogêneas em toda a coluna d'água. À jusante do reservatório, as concentrações de MeHg foram semelhantes às observadas nas águas profundas (período de estratificação) e às observadas na coluna d'água inteira (período não estratificado) (Canavan *et al.*, 2000). A exportação de MeHg da localidade à montante para à jusante da barragem foi

avaliada no Reservatório Caniapiscau (Canadá), onde foi observado que 64,3% do metilmercúrio exportado estava dissolvido na água, 33,2% associado ao material particulado em suspensão, e, dos 2,5% restantes, o plâncton foi responsável por 95,6% da exportação do MeHg para jusante do reservatório (Schetagne *et al.*, 2000).

As características limnológicas dos reservatórios são particulares e podem modificar o comportamento do mercúrio no ecossistema aquático. O local onde foi realizado o presente estudo, Reservatório de Samuel (RO), possui captação de água para jusante da barragem a 10 m de profundidade. Estudos prévios neste reservatório demonstraram que a coluna d'água à montante da barragem permanece estratificada durante alguns meses do ano. Considerando as informações acima, a hipótese do presente estudo é que tanto os peixes quanto a comunidade planctônica coletados à jusante da barragem terão maiores concentrações de Hg quando comparados aos coletados à montante da mesma. Em função da estratificação, é esperado que condições propícias à metilação do Hg podem estar ocorrendo no hipolímnio do reservatório. Portanto, a biota de jusante, que recebe diretamente a água e o material particulado desse hipolímnio, estaria mais exposta ao metilmercúrio do que a biota de montante, e, com isso, apresentaria as concentrações mais altas.

Além de serem avaliados quanto ao efeito da barragem nas suas concentrações de Hg, os peixes também foram utilizados para análise de aspectos do acúmulo do metal, ou seja, como o Hg orgânico e o inorgânico são armazenados nos órgãos e tecidos destes organismos. Os peixes ocupam diferentes guildas tróficas, portanto, estudos de contaminação mercurial com estes organismos são interessantes, uma vez que podem ser observadas diferenças notáveis entre as espécies que ocupam guildas tróficas distintas. O tecido muscular permite uma avaliação ao longo prazo das

concentrações de Hg no local, já o intestino, a análise de uma contaminação mais recente, refletindo as concentrações de Hg no alimento no momento da coleta. O fígado por sua vez, foi utilizado no presente estudo a fim de contribuir com o entendimento das possíveis relações existentes entre o Hg e o Se neste órgão.

2 OBJETIVOS

2.1 Gerais

O presente estudo teve como finalidade avaliar o efeito da barragem (e, conseqüentemente, das condições limnológicas) do Reservatório de Samuel (RO) sobre o acúmulo do mercúrio pela biota (fitoplâncton, zooplâncton, peixes). Foram, portanto, avaliadas as concentrações desse elemento na biota à montante e à jusante da barragem de Samuel (RO).

Além disso, objetivou-se contribuir para o entendimento de aspectos do acúmulo do Hg em diferentes compartimentos funcionais (tecido muscular, fígado e intestino) dos peixes, levando-se em consideração as diferentes guildas tróficas. O fígado destes organismos foi ainda utilizado para verificar a possível ocorrência de correlação entre as concentrações de selênio e mercúrio, como resultado de um processo de destoxificação deste metal.

2.2 Específicos

Os objetivos específicos foram:

- avaliar as concentrações de mercúrio total no material particulado em suspensão à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel;
- avaliar as concentrações de mercúrio (orgânico e inorgânico) no fitoplâncton e zooplâncton à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel;

- avaliar as concentrações de mercúrio (orgânico e inorgânico) no intestino, fígado e tecido muscular de peixes de diferentes guildas tróficas coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel;
- avaliar as concentrações de selênio no fígado dos peixes de diferentes guildas tróficas coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel e suas possíveis relações com as concentrações de mercúrio;
- avaliar as concentrações de metilmercúrio no fígado dos peixes carnívoros *Serrasalmus rhombeus* (piranha-preta) e *Pinirampus pirinampu* (barba-chata) coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel.

3 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel (UHES) e à jusante deste (Figura 1). O reservatório tem uma área de aproximadamente 579 km² (lago) que se estende desde a foz do Rio Branco, no Município de Ariquemes, até a Cachoeira de Samuel, onde foi construída a barragem, no Município de Candia do Jamari. A vazão média do rio, na hidrelétrica, é de 350 m³/s e o tempo de residência da água no reservatório é de aproximadamente 3,5 meses (Santos, 1995). Este reservatório tem grande importância econômica para Rondônia, pois foi a primeira hidrelétrica construída no estado (SEDAM, 2002; IBGE, 2007).

Criada para atender a demanda por energia elétrica do Sistema Acre-Rondônia, a UHES possui uma capacidade máxima de geração de 216 Mw. Sua construção iniciou-se em 1982, o barramento do rio ocorreu em 1988 e somente em 1989 teve início sua operação. A Usina, localizada a 52 km da capital de Rondônia (Porto Velho), foi construída e é administrada atualmente pelas Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE).

A UHES é formada pelo barramento do baixo Rio Jamari (Figura 2). Este rio nasce no sudoeste da Serra dos Pacaás Novos (RO), a 500 m de altitude, área hoje protegida pela criação do Parque Nacional dos Pacaás Novos. O Rio Jamari possui cerca de 560 km de extensão e sua bacia hidrográfica drena uma área de 29.066,68 km². Seus principais afluentes são os rios Candeias, Massangana, Quatro Cachoeiras, Branco e Preto do Crespo (IBGE, 2007).

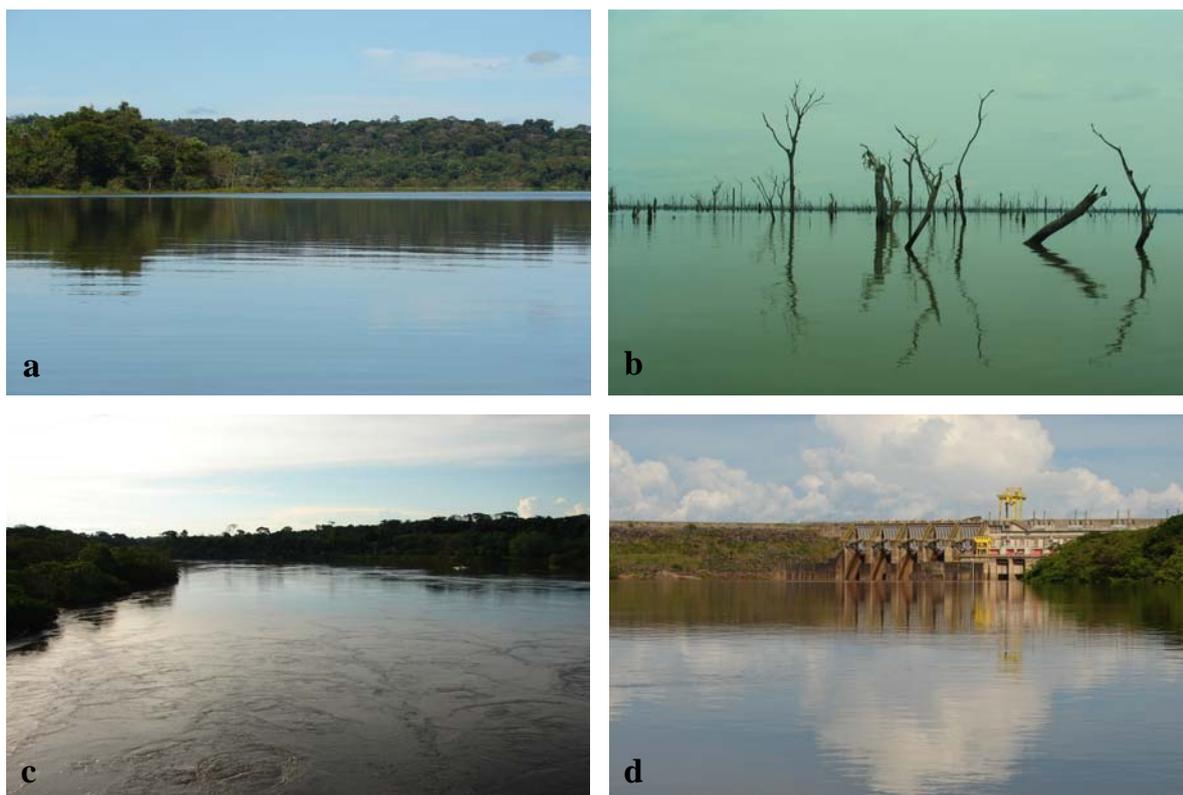


Figura 1: Usina Hidrelétrica do Reservatório de Samuel à montante (a e b) e à jusante (c e d) da barragem. Fotos: pela autora.

A bacia hidrográfica de Rondônia é representada pelo Rio Madeira e oito bacias consideradas seus afluentes principais. Dentre estas oito bacias encontra-se a do Rio Jamari. Este rio corre no sentido norte desembocando diretamente na margem direita do Rio Madeira (SEDAM, 2002; CityBrasil, 2007).

A Bacia do Rio Jamari está inserida em uma área tropical, quente e úmida. Esta região possui altas temperaturas do ar durante todo o ano, com médias anuais entre 24 e 26°C. Característico de região tropical, a amplitude térmica anual é pequena, no entanto, há duas estações bem marcadas pelo regime de chuvas, estações chuvosa e seca. A precipitação anual varia entre 1.800 e 2.400 mm, com a maior parte desta precipitação ocorrendo no período chuvoso de setembro a abril. Devido a estas características, esta é uma região muito úmida, com umidade relativa média anual do ar de 82% (SEDAM, 2002).

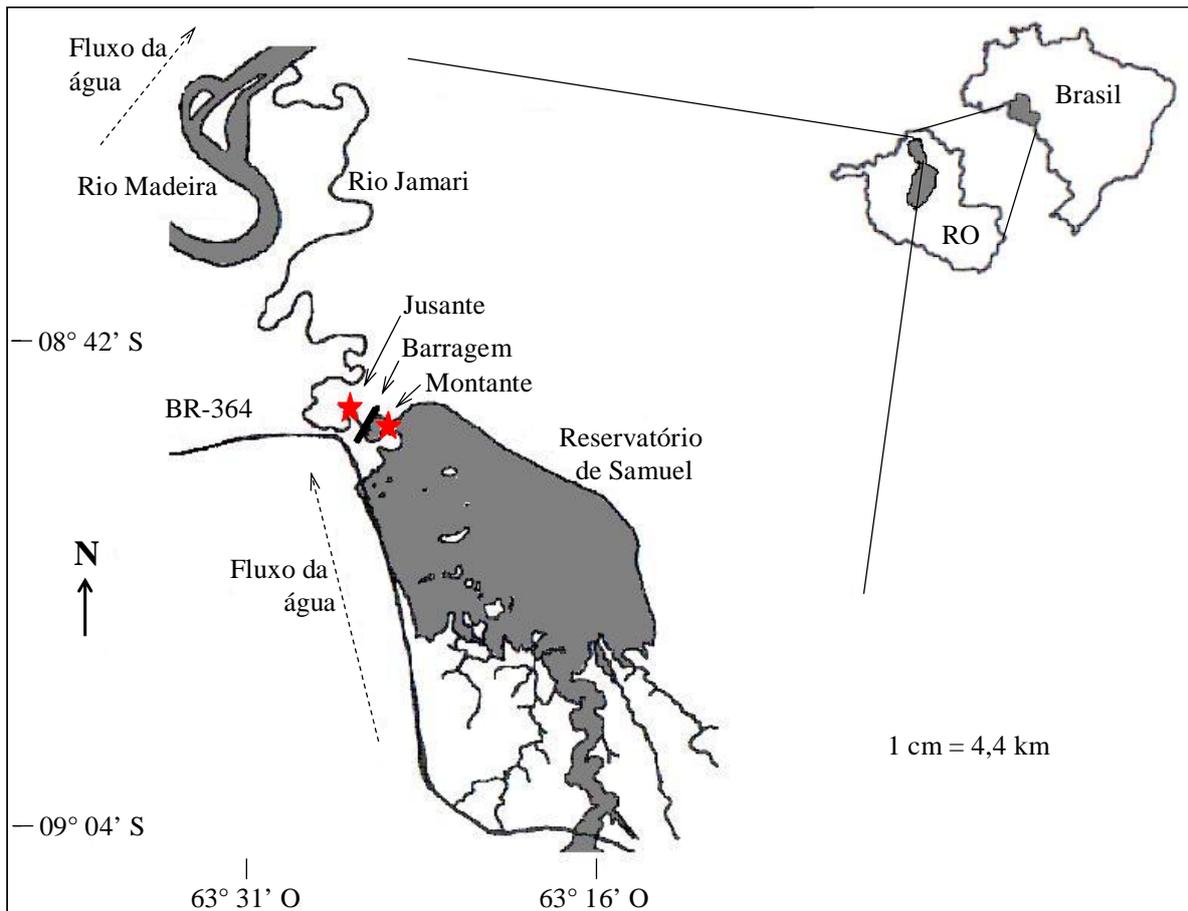


Figura 2: Mapa do Reservatório de Samuel (RO). Estão evidenciados (estrelas vermelhas) os dois locais de coleta (à montante e à jusante da barragem do reservatório).

O Reservatório de Samuel apresenta estratificação térmica e química da coluna d'água à montante da barragem durante o período seco (Viana, 2002; Nascimento, 2006). Devido a esta estratificação, condições de hipoxia ocorrem principalmente a partir de 10 m de profundidade (Viana, 2002). É nesta profundidade, a 10 m abaixo do nível operacional, que ocorre a captação de água para a geração de energia na UHES. Assim, durante o período de estratificação, a água lançada à jusante da barragem apresenta baixos valores de saturação e de concentração oxigênio dissolvido (Viana, 2002). Com o início da estação chuvosa, o oxigênio dissolvido e a temperatura da água superficial diminuem à montante da barragem (Nascimento, 2006). Isto ocorre devido à suspensão de águas mais frias e anóxicas oriundas do hipolímnio. Na região à jusante da

barragem, os maiores valores de oxigênio dissolvido em águas superficiais foram observados na estação chuvosa, ao contrário da montante (Viana, 2002; Nascimento, 2006). Isso pode ser uma consequência da abertura de vertedouros da barragem, que provocam uma intensa movimentação e conseqüente oxigenação da coluna d'água (Nascimento, 2006), ou ainda da desestratificação da coluna d'água à montante que torna a água captada a 10 m mais oxigenada (Viana, 2002).

Foi observado ainda por Nascimento (2006) que, normalmente, na área à montante a água superficial é mais quente que à jusante da barragem. Além disso, os valores de condutividade elétrica são semelhantes para os dois pontos (menores na seca e maiores na chuva). Em relação ao pH, a área à jusante apresenta águas levemente ácidas; o mesmo não ocorrendo para montante, onde a água se apresenta alcalina durante a seca e mais ácida durante a estação chuvosa. A transparência e a profundidade da água são maiores à montante, com valores (mediana) de transparência de 2,7 e 2,0 m para montante e jusante (respectivamente) e profundidade de 29,5 e 4,6 m (respectivamente) para montante e jusante (Nascimento, 2006).

A Bacia do Rio Jamari originalmente era coberta principalmente por floresta ombrófila. Hoje, às margens deste rio encontramos a rodovia BR-364 (Cuiabá-Porto Velho) e cidades de pequeno e médio porte. Com o avanço das cidades e da exploração dos recursos nesta região, hoje é possível observar nas margens do rio extensas áreas de pecuária, agricultura e urbanização. Apesar de não haver relatos de contaminação mercurial em suas águas, nem sequer por garimpagem de ouro, tão comum na amazônia brasileira, o rio sofre com o impacto do uso de suas terras adjacentes (como por exemplo o garimpo de estanho que mobiliza para o Reservatório de Samuel grande quantidade de material particulado) e da própria construção da barragem. Com o enchimento do reservatório, uma extensa área de mata foi inundada e, com a sua

decomposição, grande quantidade de matéria orgânica está presente até hoje no reservatório (Figura 1b). Devido a essa nova fonte de matéria orgânica e às modificações das características limnológicas desse corpo d'água que passa de um sistema lótico (rio) para um sistema lêntico (reservatório), as características físico-químico-biológicas do ambiente mudaram.

Muitos estudos apontam para as mudanças nas características dos corpos hídricos após a construção de uma barragem, sendo as características de um reservatório muito particulares (*e.g.* Viana, 2002). Reservatórios são caracterizados por serem ambientes intermediários entre rios e lagos, quer por suas características morfométricas e hidrológicas ou por se situarem entre a típica organização vertical do lago e horizontal do rio (Margalef, 1983). Estudos neste sistema, como por exemplo, o Rio Jamari e o Reservatório de Samuel, são importantes para a compreensão da mudança dos processos ecológicos em virtude da construção de uma barragem (Jorgensen & Vollenweider, 2000; Rodrigues *et al.*, 2005; IBGE, 2007). Alguns exemplos de impactos devido ao represamento são: perda de espécies de plantas e animais, de solos, de monumentos históricos, de recursos pesqueiros, madeireiros e genéticos, entre outros (Paiva, 1983; Santos, 1995). Na fase pós-enchimento da UHES, por exemplo, foram observadas alterações na composição da ictiofauna, com queda na participação dos Characiformes e aumento dos Siluriformes (Santos, 1995).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta e preparo das amostras

Foi realizada apenas uma campanha de amostragem na UHES no período de março a abril/2007 (período chuvoso). As coletas foram realizadas em dois pontos: a 1,5 km à montante da barragem, ponto M (08° 45' 02,6'' S; 63° 26' 25,9'' O), e a 4 km à jusante da barragem, ponto J (08° 44' 52,8'' S; 63° 28' 04,8'' O). A coleta nestes dois pontos foi realizada visando cumprir com os objetivos do presente trabalho, respeitando os limites de aproximação da barragem considerados seguros pela ELETRONORTE, empresa responsável pela administração da hidrelétrica (Figura 2). Nos dois pontos (M e J) foram coletadas amostras de material particulado em suspensão, plâncton e peixes.

Foram mensurados, no momento da coleta, temperatura, condutividade, pH e oxigênio dissolvido na água (Tabela 1). Estas medidas foram tomadas nos dois pontos (M e J) com o auxílio de eletrodos específicos para cada parâmetro (Handylab LF1-Schott).

Tabela 1: Temperatura, condutividade, pH e concentração de oxigênio dissolvido na água mensurados nas diferentes profundidades à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007.

	Profundidade (m)	Temperatura (°C)	Condutividade (μ S/cm)	pH	O ₂ (mg/l) (saturação)
Montante	Subsuperficial	31,4	14,5	5,5	7,9 (110%)
	5	30,5	14,5	6,0	7,6 (106%)
	10	30,1	14,2	6,2	7,5 (102%)
	15	29,9	14,3	6,3	5,4 (78%)
	20	29,9	14,3	6,3	5,4 (72%)
	25	29,7	14,1	6,4	4,1 (55%)
Jusante	Subsuperficial	30,2	14,1	6,2	7,3 (96%)

4.1.1 *Material Particulado em Suspensão*

As amostras de material particulado em suspensão (MPS) foram obtidas através da filtração de água coletada nos dois pontos (M e J). À montante da barragem foi coletada água subsuperficial e a cada 5 m de profundidade, totalizando 6 profundidades amostradas (subsuperficial, 5, 10, 15, 20 e 25 m), visto que a profundidade total da coluna d'água no momento da coleta era de 29 m. No ponto à jusante da barragem foi coletada água subsuperficial. A água foi obtida de cada profundidade (9 litros por profundidade de coleta) com o auxílio de uma garrafa do tipo Van Dorn, e então transferida para garrafas de polietileno previamente descontaminadas com ácido nítrico concentrado, lavadas com água destilada e rinsadas com água do local (Figura 3).



Figura 3: Coleta de água no Reservatório de Samuel (RO)/2007 para a obtenção do material particulado em suspensão. Foto: pela autora.

Após a coleta, a água foi imediatamente transportada ao laboratório e filtrada (1,3 litros para cada filtro) lentamente com o auxílio de uma bomba a vácuo (Tecnal TE-0581) para que a deposição do material no filtro fosse uniforme. Foram utilizados filtros analíticos de microfibras de vidro AP-40 (Millipore) previamente calcinados a 400°C por 24 horas (para evitar contaminação das amostras) e pesados em balança analítica para obtenção do peso do filtro sem MPS.

Após a filtração, os filtros foram guardados em freezer a -18°C por no mínimo 24 h e posteriormente secos em liofilizador (Terroni Fauvel LB 1500TT) por 24 horas. Estes, então, foram pesados em balança analítica e guardados em embalagem hermética para evitar umidificação. Deste modo, foi possível obter o peso do material particulado retido em cada filtro através da fórmula:

$$\text{MPS} = \text{Peso do filtro liofilizado (com MPS)} - \text{Peso do filtro calcinado (sem MPS)}$$

onde, MPS - é o peso do material particulado em suspensão que ficou retido em cada filtro; Peso do filtro liofilizado - se refere ao peso do filtro após filtração do MPS e liofilização; Peso do filtro calcinado - se refere ao peso do filtro que foi calcinado e antes de iniciar a filtração, ou seja, ainda sem MPS retido.

4.1.2 Plâncton

O plâncton foi coletado com o auxílio de duas redes de nylon com malhas diferentes, uma de 20 µm, apropriada para a coleta de fitoplâncton, e a outra de 68 µm, apropriada para a coleta de zooplâncton. As redes foram amarradas nas laterais do barco de

modo que ficassem totalmente submersas para que filtrassem a água subsuperficial enquanto o barco se movia (4,5 km/h) ao redor do ponto de coleta (Figura 4). Foram realizados arrastes de 3 minutos em cada um dos dois pontos de coleta (M e J) e o filtrado obtido nas redes foi transferido para garrafas de polietileno previamente descontaminadas (com ácido nítrico concentrado e lavadas com água destilada) e rinsadas com água do local. Após cerca de 30 arrastes foram obtidos aproximadamente 4 litros de filtrado para cada rede. As garrafas contendo o filtrado permaneceram no freezer por no mínimo 48 horas. O filtrado foi então liofilizado (Terroni Fauvel LB 1500TT). As amostras de fitoplâncton e de zooplâncton secas foram maceradas com um bastão de vidro para homogeneização e transferidas para recipientes limpos e herméticos para evitar umidificação.



Figura 4: Coleta de plâncton utilizando redes de nylon. Foto: pela autora.

4.1.3 Peixes

Para a coleta dos peixes foram utilizados diferentes apetrechos de pesca (anzol, redes de espera de diferentes malhas e tarrafa), objetivando-se obter as mesmas espécies à montante e à jusante da barragem. Quando isto não foi possível, procurou-se obter representantes de guildas tróficas semelhantes nos dois pontos de coleta (*e.g.* carnívoros à montante e à jusante, independentemente da espécie). Os peixes coletados foram identificados (segundo Santos *et al.*, 1984; Santos *et al.*, 2006), pesados (precisão de 1 g) e mensurados quanto ao comprimento padrão, com ictiômetro (precisão de 0,01 cm).

Com o auxílio de pinças e bisturis foram retirados músculo branco dorsolateral, fígado e intestino de cada espécime (Figura 5). O intestino não foi lavado para a retirada do conteúdo alimentar, este foi analisado inteiro. Ou seja, quando havia conteúdo alimentar dentro do intestino este permaneceu no órgão, sendo liofilizado e analisado juntamente. Cada tecido foi pesado em balança analítica (para a obtenção do peso úmido deste) e guardado em um saco do tipo zip devidamente identificado. Os tecidos foram congelados em freezer a -18°C por no mínimo 24 h e, posteriormente, secos em liofilizador (Terroni Fauvel LB 1500TT) até peso constante. Os tecidos liofilizados foram pesados em balança analítica (para a obtenção do peso seco), macerados e homogeneizados com o auxílio de tesouras e bastões de vidro. As amostras foram então guardadas em embalagens herméticas para evitar umidificação.

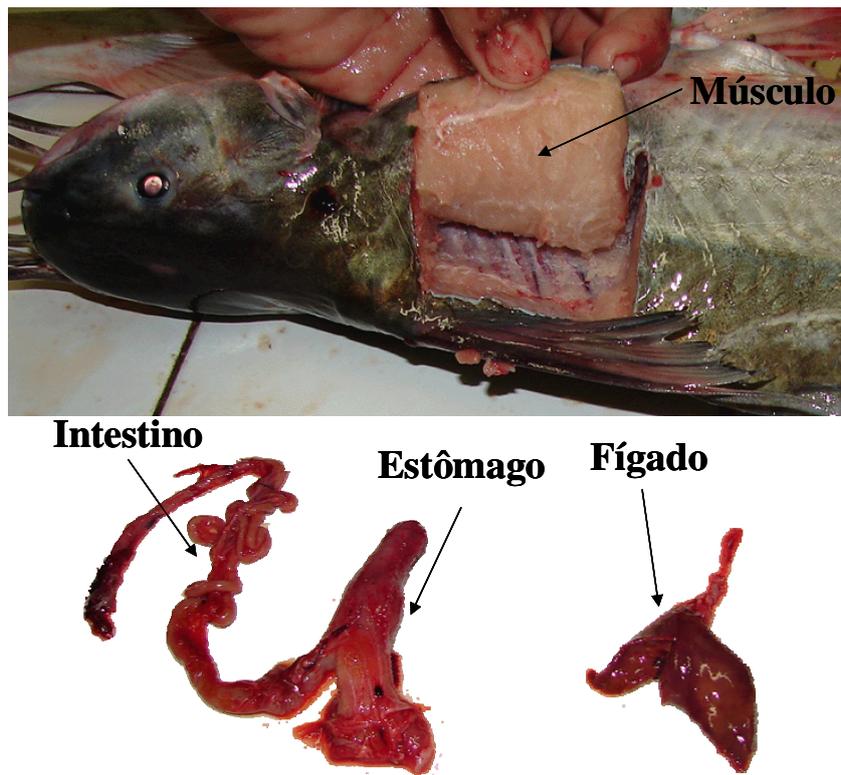


Figura 5: Um espécime de peixe sendo dissecado para a retirada dos tecidos. Fotos: pela autora.

Com os valores de peso úmido e seco dos tecidos foi possível obter a porcentagem de massa seca e de umidade para cada tecido através das fórmulas:

$$\% \text{ peso seco do tecido} = (\text{peso seco do tecido} / \text{peso úmido do tecido}) * 100$$

$$\% \text{ umidade do tecido} = 100 - \% \text{ peso seco do tecido}$$

As análises de concentração de mercúrio foram realizadas com o tecido liofilizado, portanto, os valores de concentração desse metal obtidos foram expressas em μg de Hg por kg de amostra seca. No entanto, a maioria dos trabalhos científicos apresenta os resultados em peso úmido, além disto, a parte comumente consumida dos peixes, o músculo, é

normalmente ingerida úmida, e não após um processo de desidratação como foi feito no presente estudo. Por estes motivos (possibilitar comparação com outros trabalhos e avaliar a exposição humana), é importante obter os valores de concentração de mercúrio também em peso úmido. Portanto, no presente estudo, os valores de concentração de Hg nos peixes são apresentados em peso úmido, e, para esta conversão foi utilizada a fórmula:

$$[\text{Hg}] \text{ em peso úmido} = [\text{Hg}] \text{ em peso seco} * (\% \text{ peso seco da amostra} / 100)$$

Para a conversão da concentração de peso seco para peso úmido foram utilizadas as médias das porcentagens de peso seco das amostras para cada espécie. Estas médias das porcentagens são apresentadas na tabela 2.

Tabela 2: Porcentagem de peso seco nos três tecidos analisados dos peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Os valores apresentados correspondem à média e ao desvio padrão de todos os resultados obtidos.

Espécie (Guilda trófica)	N	Músculo	Fígado	Intestino
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Carnívoro)	27	22,03±3,50	20,99±1,90	22,51±5,80
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> (Onívoro)	5	20,23±0,57	20,71±6,31	22,35±1,20
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> (Carnívoro)	17	22,75±1,12	25,27±1,79	21,78±2,72
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Onívoro)	20	22,27±1,78	26,04±6,08	39,50±1,78
<i>Leporinus friderici</i> (Herbívoro)	2	23,52±0,35	21,61±1,40	52,22±1,42
<i>Leporinus affinis</i> (Herbívoro)	3	22,96±1,61	18,33±2,35	54,38±1,96
<i>Schizodon fasciatus</i> (Herbívoro)	1	18,26	22,03	18,75
<i>Laemolyta proxima</i> (Herbívoro)	6	21,32±1,43	23,14±2,51	22,39±0,68
<i>Hypophthalmus marginatus</i> (Planctívoro)	7	21,67±2,02	26,71±3,55	18,00±5,13
<i>Pinirampus pinirampu</i> (Carnívoro)	17	23,53±3,84	23,49±2,30	19,80±1,37
<i>Cichla monoculus</i> (Carnívoro)	19	22,00±1,97	24,28±2,04	21,08±1,46

4.1.3.1 Características das espécies de peixe coletadas

Foram coletadas e analisadas quanto às concentrações de mercúrio e selênio as seguintes espécies de peixe (Tabela 3; Figura 6):

Ordem Characiformes

- *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766) – Da família Characidae, é um peixe pelágico conhecido como piranha, piranha-preta, “redeye” piranha. Ocorre na América do Sul, nas bacias dos rios Amazonas e Orinoco, nos rios ao norte e leste da Guiana e nos rios

da costa nordeste brasileira. Esta tem sido uma das espécies mais bem-sucedidas em reservatórios artificiais ou de hidrelétricas na Amazônia, onde é intensivamente pescada (Santos *et al.*, 2006).

- *Serrasalmus eigenmanni* Norman, 1929 – Assim como *S. rhombeus*, também é uma espécie da família Characidae e pelágica. É conhecida vulgarmente como piranha-branca (www.fishbase.org).

- *Rhaphiodon vulpinus* Spix & Agassiz, 1829 – Este peixe pelágico da família Cynodontidae é conhecido como cachorra, ripa, chambira, machete, biara e saranha. Ocorre na América do Sul nas bacias hidrográficas dos rios Amazonas, Orinoco e Paraná e em alguns rios da Guiana (Santos *et al.*, 2006; www.fishbase.org).

- *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794) – Da família Hemiodontidae, este peixe bentopelágico possui o corpo roliço e baixo e ocorre em locais de alta correnteza, pastando sobre substratos rochosos. Por estas características é vulgarmente chamado de voador, charuto, orana-flexeira. Dos peixes conhecidos como oranas, esta é a espécie mais comum nos mercados de Manaus (Planquette *et al.*, 1996; Santos *et al.*, 2006).

- *Leporinus friderici* (Bloch, 1794) – Este representante da família Anostomidae é bentopelágico e apresenta ampla distribuição, ocorre em vários tipos de água inclusive fora da bacia amazônica; já foi reportado, por exemplo, na Argentina (Lopez *et al.*, 1987; Garavello & Britski, 2003; Santos *et al.*, 2006). Aracu cabeça-gorda e piau cabeça-gorda são dois de seus nomes vulgares.

- *Leporinus affinis* Günther, 1864 – Popularmente chamada de aracu flamenco, aracu pinima e piau-flamengo. Diferentemente da co-genérica *L. friderici*, esta espécie ocorre somente na bacia do Rio Amazonas (www.fishbase.org).

- *Schizodon fasciatus* Spix & Agassiz, 1829 – Esta espécie é a mais importante economicamente dentre os anostomídeos (popularmente conhecidos como aracus). Alguns de seus nomes comuns são: aracu-comum, aracu-pintado, piau de igarapé e piau lavrado (Santos *et al.*, 2006).
- *Laemolyta proxima* (Garman, 1890) – Esta última espécie da família Anostomidae é popularmente conhecida como aracú-caneta (Garavello & Britski, 2003).

Ordem Siluriformes

- *Hypophthalmus marginatus* Valenciennes, 1840 – Espécie pelágica da família Pimelodidae. Dentro do grupo dos maparás, *H. marginatus* é a espécie mais importante economicamente, muito explorada no baixo Amazonas e comumente vendida como filé congelado em Manaus (Ferreira *et al.*, 1996; Santos *et al.*, 2006).
- *Pinirampus pirinampu* (Spix & Agassiz, 1829) – Assim como *H. marginatus*, é um pimelodídeo bentopelágico. Comumente chamado de piranambu, barba-chata e barbado (Santos *et al.*, 2006; www.fishbase.org).

Ordem Perciformes

- *Cichla monoculus* Spix & Agassiz, 1831 – Chamado de tucunaré-comum, este ciclídeo pelágico é a espécie mais importante economicamente dentro da família. Cerca de 75% da produção pesqueira de tucunarés é desta espécie (Santos *et al.*, 2006).

Tabela 3: Número de indivíduos (N) coletados e analisados quanto às concentrações de mercúrio para cada espécie de peixe à montante e à jusante da barragem do Reservatório Samuel (RO)/ 2007. Comprimento padrão e peso dos peixes são apresentados pelas médias e desvio padrão.

Espécie	N Montante	N Jusante	Comprimento Padrão (cm)	Peso (g)
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	19	8	28,57±3,62	998,70±452,09
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	5		17,36±2,39	131,25±50,22
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	1	16	39,55±2,55	396,25±81,23
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	20		16,78±1,42	80,25±30,79
<i>Leporinus friderici</i>		2	16,50±4,94	117,50±102,53
<i>Leporinus affinis</i>		3	20,67±6,51	208,33±196,99
<i>Schizodon fasciatus</i>		1	18,50	125,00
<i>Laemolyta proxima</i>	5	1	18,94±3,91	148,75±105,21
<i>Hypophthalmus marginatus</i>		7	29,71±2,19	177,86±76,20
<i>Pinirampus pirinampu</i>	1	16	34,95±5,13	634,84±392,12
<i>Cichla monoculus</i>	19		32,63±5,66	887,11±466,74
Total de peixes analisados	70	54		



Schizodon fasciatus



Laemolyta proxima



Leporinus friderici



Leporinus affinis



Hemiodus unimaculatus



Serrasalmus eigenmanni



Serrasalmus rhombeus



Raphiodon vulpinus



Cichla monoculus



Pirirampus pirinampu



Hypophthalmus marginatus

Figura 6: Espécies de peixes coletadas no Reservatório de Samuel (RO)/2007. Fotos: pela autora; exceto *H. unimaculatus* (D. Lin).

4.1.3.2 Agrupamento dos peixes por guilda trófica

Dada a importância do nível trófico de um organismo para o entendimento de suas concentrações de mercúrio, no presente estudo os peixes foram reunidos de acordo com a guilda trófica. Através de consulta à bibliografia especializada, as espécies de peixe coletadas foram englobadas em cinco guildas distintas: carnívoros (piscívoros) (C), herbívoros (H), planctívoros (P) e duas categorias de onívoros. Como os itens alimentares consumidos pelas duas espécies de onívoros eram muito diferentes, optou-se por separá-los em onívoros com tendência à carnivoria (OC) e onívoros com tendência à herbivoria (OH). As espécies, o número amostral e as referências utilizadas para a definição de cada guilda trófica são apresentados na tabela 4.

Tabela 4: Peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 reunidos de acordo com a guilda trófica. N Montante e N Jusante representam o número de espécimes coletados em cada guilda trófica, independentemente da espécie. Referências representam as bibliografias consultadas sobre a guilda trófica de cada espécie de peixe.

Guilda trófica	Espécies (por guilda trófica)	N Montante	N Jusante	Referências
Carnívoros (Piscívoros)		40	40	
Maior parte da dieta é constituída de peixes, ocasionalmente consomem insetos e camarões.	<i>Serrasalmus rhombeus</i>			Goulding, 1980 Santos <i>et al.</i> , 1984 Winemiller, 1989 Planquette <i>et al.</i> , 1996 Albrecht, 2005 Santos <i>et al.</i> , 2006
	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>			Santos <i>et al.</i> , 1984 Benedito-Cecílio <i>et al.</i> , 1997 Albrecht, 2005 Santos <i>et al.</i> , 2006
	<i>Pinirampus pirinampu</i>			Goulding, 1981 Marrero & Taphorn, 1991 Albrecht, 2005 Santos <i>et al.</i> , 2006
	<i>Cichla monoculus</i>			Keith <i>et al.</i> , 2000 Albrecht, 2005 Santos <i>et al.</i> , 2006
Onívoros com tendência à carnivoría		5	0	
Consumem uma variedade de itens (por ex. insetos, peixes, restos vegetais e detritos).	<i>Serrasalmus eigenmanni</i>			Albrecht, 2005

Continuação da Tabela 4

Onívoros com tendência à herbivoria	20	0	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>			Géry, 1977 Planquette <i>et al.</i> , 1996 Albrecht, 2005 Santos <i>et al.</i> , 2006
Alimentam-se sobre o perifiton, consumindo principalmente algas e material vegetal, mas também invertebrados e detritos associados ao sedimento.			
Herbívoros	5	7	
<i>Leporinus friderici</i>			Boujard <i>et al.</i> , 1997 De Melo & Röpke, 2004
Alimentam-se principalmente de frutos, sementes, folhas de gramíneas aquáticas e restos vegetais			
Ocasionalmente consomem insetos, outros invertebrados e detritos.			Géry, 1977 De Melo & Röpke, 2004
<i>Schizodon fasciatus</i>			Soares <i>et al.</i> , 1986 Planquette <i>et al.</i> , 1996 Santos <i>et al.</i> , 2006
<i>Laemolyta proxima</i>			Santos <i>et al.</i> , 2006
Planctívoros	0	7	
<i>Hypophthalmus marginatus</i>			Santos <i>et al.</i> , 1984 Santos <i>et al.</i> , 2006
Consomem microcrustáceos e algas, embora também incluam larvas de insetos e outros itens diminutos filtrados na coluna d'água.			
Total de peixes analisados	70	54	

4.2 Metodologia analítica

As análises descritas a seguir foram realizadas no Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca, localizado no Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, na Universidade Federal do Rio de Janeiro. Foram analisados: Se (selênio total contido nas amostras) e Hg (mercúrio total - HgT, orgânico - HgOrg e metilmercúrio - MeHg). As análises de mercúrio total e orgânico foram realizadas no fitoplâncton, zooplâncton e nos três tecidos dos peixes coletados (fígado, músculo e intestino). O material particulado em suspensão foi analisado quanto às concentrações de HgT. Já a análise de metilmercúrio, por apresentar um maior número de etapas e, portanto, ser mais trabalhosa, difícil e custosa, foi realizada somente no fígado de sete espécimes de *Serrasalmus rhombeus* e quatro de *Pinirampus pirinampu*, todos coletados à jusante da barragem.

Para o selênio, foram analisados os fígados das seguintes espécies de peixes: *Leporinus affinis* (n=1), *Leporinus friderici* (n=1), *Schizodon fasciatus* (n=1), *Laemolyta proxima* (n=4), *Hemiodus unimaculatus* (n=7), *Hypophthalmus marginatus* (n=7), *Serrasalmus eigenmanni* (n=3), *Pinirampus pirinampu* (n=12) e *Serrasalmus rhombeus* (n=18). O número de amostras analisadas quanto às concentrações de Se foi menor que o analisado quanto às concentrações de Hg devido à reduzida massa de fígado retirada dos espécimes. Portanto, quando a massa do fígado era insuficiente para todas as análises foi dada preferência às análises de HgT, HgOrg e Se, nessa ordem.

4.2.1 Análise de mercúrio total

O mercúrio total (HgT) corresponde a todo mercúrio contido na amostra, seja ele orgânico ou inorgânico. Portanto, esta análise engloba todas as espécies químicas mercuriais.

4.2.1.1 Peixes

A extração química das amostras de peixe para a determinação das concentrações de HgT foi realizada segundo metodologia de Bastos *et al.* (1998). Peróxido de hidrogênio (1 ml H₂O₂) e 3 ml de uma solução concentrada de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e ácido nítrico (HNO₃) (1:1 v/v) foram adicionados a um tubo de ensaio contendo aproximadamente 0,1g de amostra de tecido de peixe liofilizado e homogeneizado. Os tubos de ensaio permaneceram em banho-maria (60°C) por aproximadamente 2 horas, ou até que a solução contendo a amostra ficasse cristalina. O meio foi tornado mais oxidante com 5 ml de uma solução de permanganato de potássio 5% (KMnO₄) e as amostras foram deixadas em repouso por 12 horas. Posteriormente, o meio oxidante foi neutralizado com 1 ml de uma solução de cloridrato de hidroxilamina 12% (HONH₃Cl + NaCl 1:1 v/v).

O Hg contido na amostra foi detectado e quantificado por um Espectrofotômetro de absorção atômica com sistema de injeção em fluxo (FIMS – 400; Perkin Elmer) que utiliza uma solução de borohidreto de sódio 0,5% (NaBH) como agente redutor. O princípio básico deste aparelho consiste na transformação do Hg²⁺ presente na solução mineralizada da amostra em átomos de Hg⁰. O vapor de mercúrio elementar é então carregado por

Argônio (Ar) para uma célula de quartzo, onde os átomos de Hg são irradiados com uma luz de um comprimento de onda específico para sua absorção. O valor de absorbância da luz é então convertido para um valor de concentração de Hg por meio de uma curva analítica; esta foi feita a partir da leitura de soluções-padrão de 5, 10, 20, 30 e 40 $\mu\text{gHg.L}^{-1}$ (Figura 7).

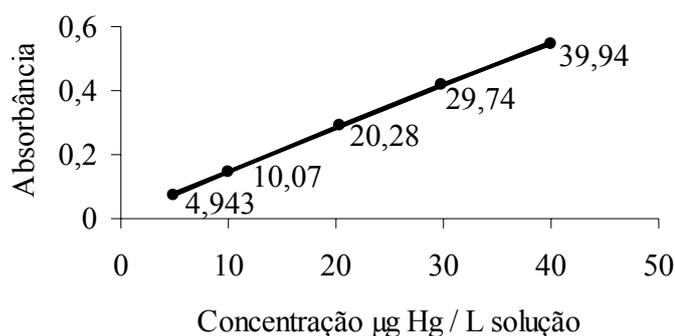


Figura 7: Exemplo de uma curva analítica utilizada para a quantificação de Hg por Espectrofotômetro de absorção atômica com sistema de injeção em fluxo (FIMS – 400; Perkin Elmer). O valor de r^2 dessa curva é 0,9995.

4.2.1.2 Material Particulado em Suspensão e Plâncton

As amostras de fitoplâncton, zooplâncton e material particulado em suspensão sofreram extração química segundo metodologia de Palermo (2002). Um filtro liofilizado de cada ponto de coleta foi adicionado inteiro em tubos de ensaio para a quantificação do HgT presente no MPS. A massa do MPS, contida em cada filtro, utilizada para o cálculo de concentração de Hg foi identificada a partir da fórmula descrita no item 4.1.1. As amostras de plâncton liofilizadas e homogêneas foram pesadas (aproximadamente 0,05 g) em tubos de ensaio.

As três matrizes (fitoplâncton, zooplâncton e MPS) sofreram extração ácida com 2 ml de H₂O₂ e 4 ml de HNO₃. Os tubos de ensaio permaneceram em banho-maria por 4 horas (60°C), então foi adicionada uma solução de KMnO₄ 5% (5 ml) e as amostras ficaram em repouso por 12 horas. Após o repouso foi adicionado 1 ml de uma solução HONH₃Cl + NaCl 12% (1:1 v/v). A detecção e quantificação do mercúrio total presente nas amostras foram realizadas da mesma maneira que nos peixes, metodologia descrita acima no item 4.2.1.1, através de Espectrofotômetro de absorção atômica.

4.2.2 *Análise de mercúrio orgânico*

O mercúrio orgânico presente nas amostras de peixe, fitoplâncton e zooplâncton foi determinado a partir da metodologia desenvolvida por Uthe *et al.* (1972). Assim como para o HgT, as amostras liofilizadas e homogeneizadas de plâncton e peixe foram pesadas em aproximadamente 0,05 e 0,1 g respectivamente.

Em cada tubo contendo as amostras foram adicionadas soluções aquosas ácidas de brometo de potássio (5 ml de KBr 30% em 4 N H₂SO₄) e sulfato cúprico (7,5 ml de CuSO₄ 2,5% em 4 N H₂SO₄). A solução foi homogeneizada com agitação durante 2 minutos. Posteriormente, foram adicionados 5 ml de uma solução de diclorometano-hexano (3:2 v/v) e novamente os tubos foram agitados por 2 minutos. Nesta segunda etapa, a agitação teve como objetivo promover a extração de todo o Hg orgânico presente na amostra (tanto o metilmercúrio quanto todas as outras formas orgânicas de Hg possivelmente presentes). As amostras foram centrifugadas até a separação de três fases: fase orgânica superior (contendo o Hg orgânico), fase aquosa inferior e fase sólida (amostra). Da fase orgânica retirou-se 1 ml que foi adicionado a um tubo de ensaio contendo uma mistura ácida de

HNO₃ + H₂SO₄ (1:4 v/v). Os tubos permaneceram em banho-maria (60°C) até a solubilização completa da camada orgânica (aproximadamente 2 horas). Com este procedimento, todo o Hg orgânico presente na fase orgânica passou para a forma de Hg²⁺, solubilizado no meio ácido. Após esta fase, a metodologia seguiu exatamente o mesmo protocolo utilizado para o HgT (descrito no item 4.2.1.1): adicionou-se KMnO₄, as amostras permaneceram em repouso por 12 horas e, após a redução com HONH₃Cl + NaCl, as amostras foram quantificadas por Espectrofotômetro de absorção atômica (Figura 8).

4.2.3 *Quantificação de mercúrio inorgânico e da porcentagem de mercúrio orgânico*

As concentrações de mercúrio total correspondem às concentrações de mercúrio orgânico somadas às de mercúrio inorgânico, englobando assim todas as diferentes espécies mercuriais. No presente estudo foram quantificadas as concentrações de mercúrio total e orgânico das amostras. Com base nestas concentrações foram calculadas as porcentagens de mercúrio orgânico e as concentrações de mercúrio inorgânico nas amostras.

A porcentagem de mercúrio orgânico (%HgOrg) representa o percentual da concentração de mercúrio orgânico em relação à concentração de mercúrio total numa dada amostra. Portanto:

$$\%HgOrg = (\text{Concentração HgOrg} / \text{Concentração de HgT}) * 100$$

As concentrações de mercúrio inorgânico (HgInorg) foram calculadas segundo a fórmula:

$$\text{Concentração HgInorg} = \text{Concentração de HgT} - \text{Concentração de HgOrg}$$

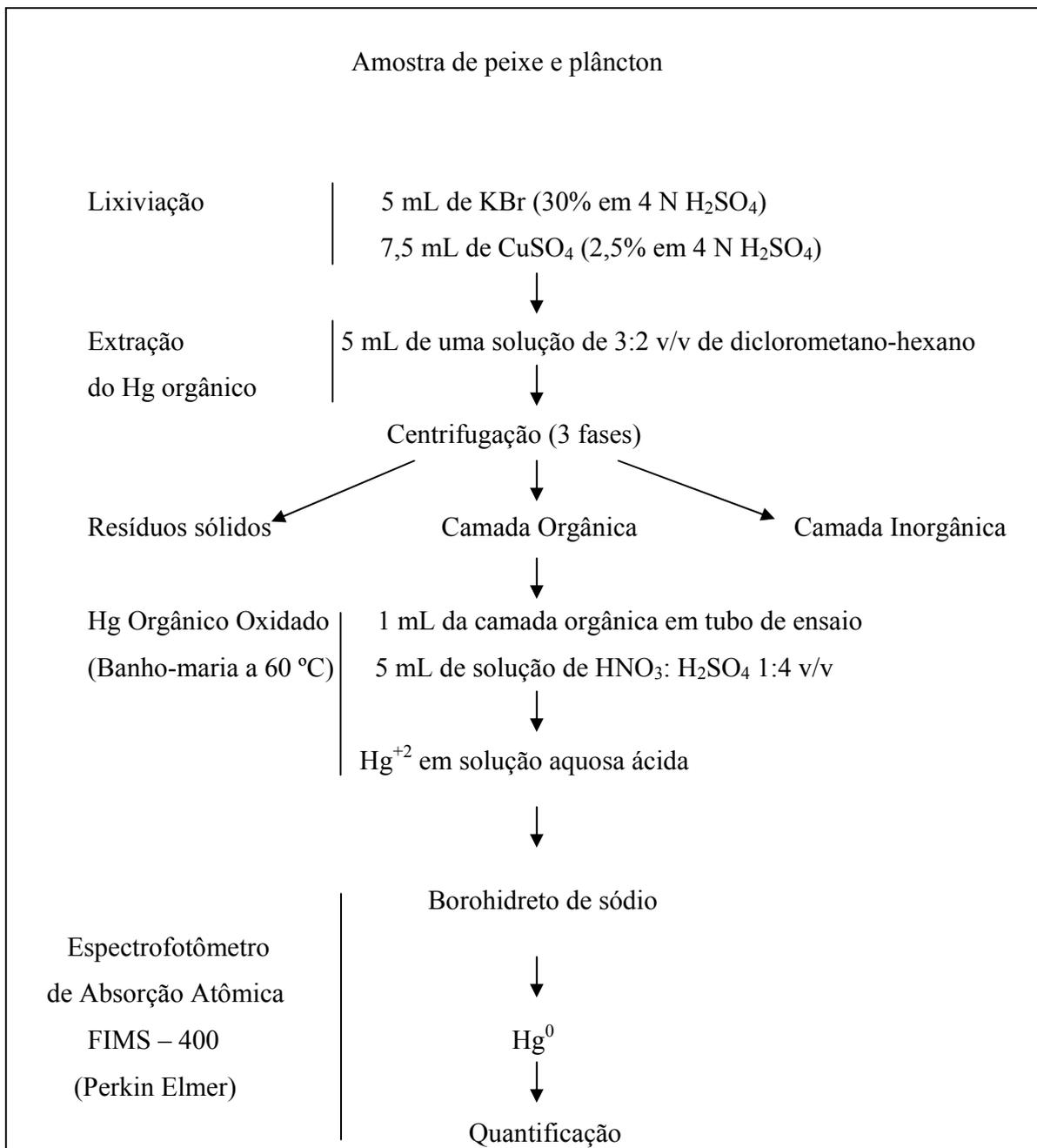


Figura 8: Metodologia de extração de amostra e determinação de mercúrio orgânico por Espectrofotômetro de absorção atômica com sistema de fluxo de injeção. Baseado em Uthe *et al.* (1972).

4.2.4 *Análise de metilmercúrio*

O método empregado na determinação de metilmercúrio foi desenvolvido por Akagi e Nishimura (1991) e adaptado por Kehrig (1999). É um método complexo, porém com alta sensibilidade.

Os fígados foram pesados (aproximadamente 0,06 g de amostra seca) e submetidos a uma extração com 10 ml de uma solução alcoólica (KOH 1N) em sistema fechado a quente (100°C) por 50 minutos. Após resfriamento à temperatura ambiente, a solução foi acidificada com 10 ml de ácido clorídrico (HCl 1N); posteriormente esta foi lavada com 5 ml de n-hexano para a retirada de alguns componentes orgânicos da solução (exceto o metilmercúrio). A camada orgânica foi então removida e o metilmercúrio foi extraído com a adição de 8 ml de uma solução purificada de 0,05% de ditizona em tolueno. Para realizar a extração, a amostra foi agitada por 5 minutos. Neste processo ocorre a ligação da ditizona ao metilmercúrio; no entanto, em solução ocorre um excesso de ditizona não complexada. Esta ditizona em excesso foi retirada com duas lavagens seguidas com 5 ml de NaOH 0,1 N. Da solução de ditizonato de metilmercúrio foram retirados 4 ml e estes foram purificados com 2 ml de Na₂S 0,01%. O excesso de íons sulfeto foi removido através de borbulhamento da solução por 5 minutos com nitrogênio (N₂) e algumas gotas de HCl. Foi adicionado tampão Walpole (2 ml, pH = 3) e o metilmercúrio, que encontrava-se na camada inorgânica, foi extraído novamente com uma solução purificada de ditizona em tolueno 0,05% (1ml). O excesso de ditizona foi retirado com duas lavagens de NaOH 0,1 N (5 ml) e uma lavagem com água purificada (5 ml).

O extrato de ditizonato de metilmercúrio foi separado por cromatografia gasosa e quantificado por um detector de captura de elétrons (Cromatógrafo a gás Shimadzu

modelo GC-14B-DCE). O cromatógrafo utilizado possui uma coluna empacotada recheada por partículas que constituem a fase estacionária do método. Dependendo da afinidade de cada substância por este “recheio da coluna”, ou seja, da afinidade que estas substâncias têm de ficarem adsorvidas às partículas, o tempo de retenção será maior ou menor no cromatógrafo. Cada substância possui então um tempo de retenção específico que varia conforme o método e o cromatógrafo utilizados (Lanças, 1993; Harris, 1999). Foi baseado neste tempo de retenção que o metilmercúrio injetado no cromatógrafo foi identificado, e, posteriormente quantificado pela altura do pico gerado pelo detector de captura de elétrons. O gás de arraste (fase móvel da cromatografia gasosa) utilizado foi N₂, um gás inerte que carrega as substâncias dentro da coluna cromatográfica.

4.2.5 Análise de Selênio

Para a análise da concentração de selênio total nas amostras de fígado, foi utilizada a metodologia descrita por Seixas *et al.* (2007b). A um tubo contendo aproximadamente 0,1 g de amostra seca e homogeneizada, foram adicionados 2 ml de HNO₃ para a extração ácida do tecido, ou seja, para promover a oxidação da matéria orgânica. Os tubos foram deixados em repouso por 12 horas, posteriormente estes permaneceram em banho-maria (60°C) por 2 horas. Todo o procedimento foi realizado em sistema fechado. Após resfriar em temperatura ambiente, a solução ácida contendo a amostra foi injetada para detecção e quantificação do selênio por Espectrofotômetro de absorção atômica com atomização em forno de grafite (AAS ZEE nit 60 – Analytic Jena).

Na técnica do forno de grafite, 20 µl da amostra são introduzidos no interior de um pequeno tubo de grafite. O tubo sofre três etapas de aquecimento eletrotérmico: 1) Secagem

– evapora o solvente; 2) Pirólise – simplifica a matriz da amostra eliminando possíveis interferentes desta através de volatilização; 3) Atomização – promove a atomização do analito (neste caso o selênio) formando uma nuvem atômica no interior do tubo de grafite que será irradiado com radiação característica para esse elemento.

4.3 Controle de qualidade analítica

Todas as análises das amostras (material particulado em suspensão, os três tecidos dos peixes e plâncton – fitoplâncton e zooplâncton) foram realizadas em duplicata, com isto objetivou-se garantir uma precisão analítica. O coeficiente de variação entre as duplicatas de cada amostra foi calculado. Neste trabalho foram considerados somente os resultados em que o coeficiente de variação foi menor ou igual a 10%; quando o valor foi maior que 10% a análise era repetida.

A cada grupo de 60 amostras analisadas três brancos de reagentes eram quantificados e a média de seus resultados era subtraída das leituras das amostras. Esses brancos subtraem da amostra possíveis contaminações: da atmosfera, da vidraria e de impurezas dos reagentes (funcionam como um *background* do laboratório).

Para se avaliar a exatidão dos métodos analíticos empregados foram utilizadas amostras certificadas de matrizes o mais semelhante possível daquelas analisadas. Estes materiais de referência apresentam as concentrações de alguns contaminantes conhecidas, que foram previamente estabelecidas por exercícios de intercalibração laboratorial. As matrizes de referência utilizadas foram: DORM-2 (músculo de tubarão), TORT-2 (hepatopâncreas de lagosta) e DOLT-2 (fígado de tubarão), as três produzidas pelo *National Research Council Canadá*. Os valores de recuperação das amostras certificadas

aceitos como válidos para o presente trabalho foram entre 90 e 110%. Quando o material de referência analisado não apresentou o valor de recuperação dentro desse limite, as análises foram repetidas. Devido à ausência de uma amostra certificada com as concentrações de HgOrg estabelecidas, no presente estudo o valor de referência utilizado para as análises de HgOrg foi a concentração de metilmercúrio.

Todo o material utilizado nas análises de selênio e mercúrio total foi lavado com detergente e água, deixado de molho em uma solução de detergente EXTRAN 10% por no mínimo 24 horas. Posteriormente foi lavado com água deionizada, deixado de molho em uma solução de HNO₃ 10% e após 24 horas foi lavado com água deionizada. O material utilizado para as análises de mercúrio orgânico e metilmercúrio sofreram o mesmo processo de lavagem, entretanto, no início do processo, antes de ser lavado com detergente e água, as vidrarias para mercúrio orgânico e metilmercúrio foram rinsadas com acetona e com uma solução (tolueno + ácido clorídrico) respectivamente.

4.4 Limite de detecção e concentração mínima detectada

O limite de detecção representa a menor concentração de analito que pode ser detectada com 95% de confiabilidade estatística a partir da metodologia empregada. Para a avaliação do limite de detecção foi realizada uma seqüência de leitura de 20 brancos (sofreram todo o processo da metodologia mas sem a adição de amostra). O desvio padrão da leitura destes 20 brancos foi multiplicado por 3, este foi o limite de detecção considerado no presente estudo (American Chemical Society, 1980). Este procedimento foi realizado para as seguintes metodologias empregadas no presente estudo: análise de mercúrio total, mercúrio orgânico e selênio total. A partir do limite de detecção foram calculadas as

concentrações mínimas possíveis de serem detectadas utilizando-se a metodologia apresentada (Ang & Lee, 2006).

Para a análise de metilmercúrio foi quantificado o limite de detecção através de injeções sucessivas de soluções diluídas de padrão de cloreto de metilmercúrio em tolueno, até o ponto em que não se observou nenhum sinal no tempo de retenção do analito (Lanças, 1993). Assim, o limite de detecção considerado foi a menor concentração injetada que originou um sinal no aparelho.

4.5 Análise estatística dos dados

4.5.1. Considerações estatísticas gerais

A normalidade e homocedasticidade dos conjuntos de dados, premissas para a utilização da análise de variância (ANOVA) paramétrica, foram testadas através dos métodos de Kolmogorov-Smirnov e Bartlett (Zar, 1984), respectivamente. Quando necessário, os dados foram transformados através de logaritimização (\log da amostra +1 na base 10). Se ainda assim não atendessem às premissas, era realizada ANOVA não-paramétrica, ou seja, teste de Kruskal-Wallis (KW). Quando esse era utilizado, o teste *post hoc* Tukey-Kramer (TK) foi substituído pelo análogo não paramétrico, teste de Dunn (D) (Zar, 1984). Procedimento semelhante foi utilizado quando eram comparados apenas dois conjuntos de dados pelo teste t de Student não pareado e pareado. Em relação a esses, os análogos não paramétricos utilizados foram o teste de Mann-Whitney e Wilcoxon, respectivamente (Zar, 1984). Quando o objetivo era estabelecer uma correlação entre dois conjuntos de dados, foram utilizadas a correlação de Pearson ou a correlação não

paramétrica de Spearman (Vieira, 1980; Vieira, 2004). Nos casos em que esta correlação ainda deveria ter uma covariável também testada, foi utilizada a análise de covariância (ANCOVA).

Os testes de significância para comparação de médias (ANOVA, teste t e seus análogos não paramétricos) e para correlação (Pearson e seu análogo não paramétrico) foram realizados utilizando-se o programa estatístico GraphPad InStat 3.0. Já a ANCOVA foi realizada utilizando-se o programa Statistica 7.0. Todos os testes foram realizados em um nível de significância de 5% ($\alpha = 5\%$). Os gráficos foram obtidos no programa estatístico Statistica 7.0 e Microsoft Excel 2002.

4.5.2. *Montante versus jusante*

Para testar as diferenças locais (montante x jusante) entre as concentrações de HgT, HgOrg e as %HgOrg nos três tecidos dos peixes foram utilizados teste t e Mann-Whitney (seu análogo não paramétrico).

Para o Se foram testadas as diferenças locais entre as concentrações desse semi-metal nos carnívoros (todas espécies juntas) e separadamente para o carnívoro *Serrasalmus rhombeus*, ambos através do teste t. Para o peixe carnívoro *Pinirampus pirinampu* não foi possível testar a diferença local, pois na localidade à montante esta espécie foi representada por somente um indivíduo.

4.5.3. *Diferenças entre as guildas tróficas*

Foi utilizada ANOVA (ou seu análogo não paramétrico Kruskal-Wallis) para testar diferenças nas guildas tróficas de cada ponto de coleta separadamente. Foram analisadas as concentrações de HgT e HgOrg (no músculo e intestino) e de Se (no fígado). Quando detectada pelo menos uma média discrepante das demais, utilizou-se o teste *pos hoc* de comparação múltipla de Tukey-Kramer (ou seu análogo não paramétrico, teste de Dunn) para a identificação de qual ou quais eram ou não significativamente iguais (Vieira, 1980).

4.5.4. *HgOrg versus HgInorg*

Foi utilizado o teste Wilcoxon para avaliar a ocorrência de diferença entre as concentrações de HgOrg e HgInorg (no músculo e no fígado dos peixes).

4.5.5. *Fígado*

Com o objetivo de testar uma possível correlação entre as %HgOrg e as concentrações de HgT no fígado dos peixes, foram utilizadas correlação e a análise de covariância (ANCOVA). Todos os peixes foram testados através de correlação e as quatro espécies de peixes carnívoros também foram testadas através de ANCOVA (além da correlação).

Quando o tratamento estatístico das concentrações de Se e HgOrg no fígado foi realizado separando os dados de concentrações por espécies, não foram realizados testes nas espécies de peixes pertencentes às guildas tróficas: onívoros-carnívoros e herbívoros.

Isto ocorreu devido ao insuficiente número amostral (a reduzida massa impossibilitou as análises).

As correlações (%MeHg x concentrações de HgT; %MeHg x concentrações de Se; concentrações de HgOrg – concentrações de MeHg x concentrações de HgT) no fígado de *S. rhombeus* foram testadas através da correlação de Spearman. Não foram realizados testes estatísticos para as concentrações de MeHg no fígado dos peixes carnívoros *P. pirinampu* pois o número amostral (n=4) era insuficiente para as análises.

4.5.5.1 Selênio

Foi utilizado teste t para testar diferenças interespecíficas entre as concentrações de Se no fígado de *P. pirinampu* e *S. rhombeus* coletadas à jusante.

Quando o objetivo da análise de dados era correlacionar as concentrações de Se às de Hg, os valores de concentração em µg/kg foram convertidos para concentrações em nmol/g baseado em evidências de destoxificação do Hg (com a formação de HgSe) onde a relação molar dos dois elementos (Se:Hg) é 1:1.

Com o objetivo de testar uma possível correlação entre as concentrações Se e de Hg no fígado dos peixes (Se x HgT / Se x %HgOrg) foi utilizada a correlação de Pearson (ou seu análogo não paramétrico).

Foi calculada a razão entre as concentrações de Se e HgT no fígado dos peixes. As diferenças interespecíficas desta razão foram testadas através do teste de Kruskal-Wallis e do teste *pos hoc* de Dunn.

4.5.6. Correlação entre os tecidos

Correlação de Spearman foi utilizada para testar uma possível correlação entre as concentrações de Hg no músculo e fígado para todas as espécies de peixes juntas (o teste foi realizado para o HgT e HgOrg).

Uma razão entre as concentrações de Hg no intestino e músculo foi calculada para os peixes carnívoros de montante e planctívoros de jusante. Posteriormente foi avaliado se havia diferença entre os valores destas razões através do teste de Mann-Whitney (planctívoros de jusante x carnívoros de montante).

O teste pareado de Wilcoxon foi utilizado para testar a diferença entre as concentrações no músculo e no intestino (para o HgOrg e HgInorg).

5 RESULTADOS

5.1 *Controle de qualidade analítica*

O coeficiente de variação (c.v.) encontrado entre as concentrações observadas para as duplicatas de cada amostra foi de 0,06 a 9,18; 0,08 a 9,52 e de 0,1 a 9,79% para o tecido muscular, fígado e intestino, respectivamente. Para as amostras de plâncton e material particulado em suspensão os coeficientes variaram entre 2,37 e 7,43; 5,62 e 8,91 %, respectivamente. Todos os c.v. foram menores que 10%, portanto, as análises foram consideradas satisfatórias. Simultaneamente às amostras do presente estudo, foram analisadas amostras certificadas. As concentrações obtidas destas amostras certificadas foram consideradas satisfatórias para todos os métodos analíticos empregados (Tabela 5).

Para o controle analítico foram quantificados o limite de detecção e a concentração mínima detectada. A partir da leitura de uma seqüência de brancos, o limite de detecção quantificado foi de 0,05; 0,12; 0,04 e 1,00 µg/l para mercúrio total (metodologia para peixes), mercúrio total (metodologia para plâncton e MPS), mercúrio orgânico e selênio total, respectivamente. Os métodos empregados atenderam às necessidades do presente estudo visto que as menores concentrações obtidas das amostras foram de 22; 142; 17 e 417 µg/kg em peso úmido (p.u.) para mercúrio total (metodologia para peixes), mercúrio total (metodologia para plâncton e MPS), mercúrio orgânico e selênio total, respectivamente. Estas concentrações foram superiores às concentrações mínimas possíveis de serem detectadas de cada método (7; 24; 5,6 e 20 µg/kg para mercúrio total [metodologia para peixes], mercúrio total [metodologia para plâncton e MPS], mercúrio orgânico e selênio total, respectivamente). Para o

metilmercúrio, o limite de detecção foi de 0,45 ng/l e a concentração mínima possível de ser detectada foi de 0,003 µg/kg. O resultado foi considerado satisfatório uma vez que a menor concentração obtida para as amostras do presente estudo foi de 71,03 µg/kg.

Todas as amostras tiveram o valor da leitura no FIMS entre 0 e 40 µg de Hg /l de solução, ou seja, dentro da curva de calibração estabelecida.

Tabela 5: Amostras certificadas analisadas em conjunto com as amostras de peixe, material particulado em suspensão e plâncton. São apresentados na tabela os valores de concentração do analito certificados e os valores obtidos no presente estudo, o número de amostras analisadas (N) e a porcentagem de recuperação do valor certificado.

Amostra	Analito	Valor certificado	Valor obtido	N	
Recuperação		(µg/kg)	(µg/kg)		(%)
		média±d.p. intervalo (95%)	média±d.p.		
DORM-2	HgT	4,64±0,26	4,62±0,24	30	99
TORT-2	HgT	0,27±0,06	0,29±0,01	5	107
DORM-2	HgOrg	4,47±0,32	4,20±0,17	16	94
TORT-2	HgOrg	0,15±0,01	0,16±0,01	5	105
DORM-2	Se	1,40±0,09	1,39±0,23	3	99
DOLT-2	MeHg	0,69±0,05	0,68±0,08	2	98

5.2 Concentrações de mercúrio à montante e à jusante da barragem

5.2.1 Material Particulado em Suspensão

As concentrações de mercúrio total no material particulado em suspensão foram semelhantes em todas as profundidades coletadas na coluna d'água à montante. Os valores de concentração de Hg variaram de 414,41 a 694,10 µg/kg p.s., com as profundidades de 5 e 10 m apresentando os menores valores. À jusante, a concentração

de mercúrio no material particulado foi semelhante às concentrações observadas à montante (667,02 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$; Figura 9).

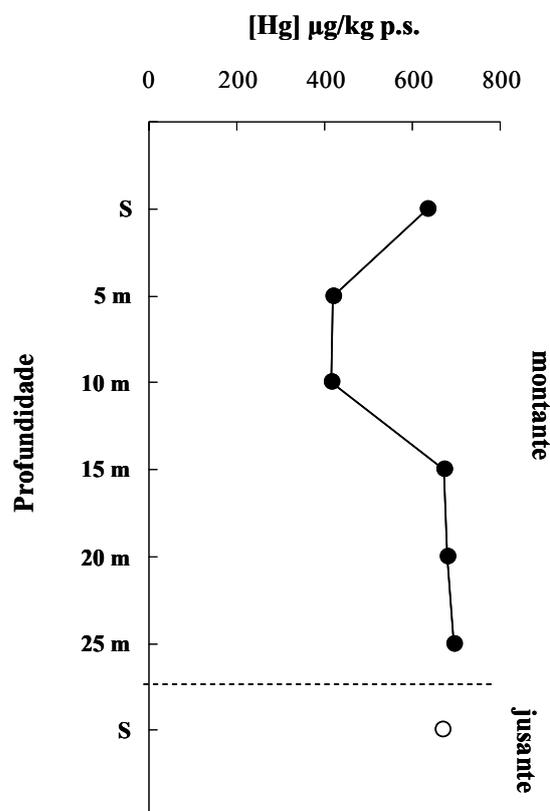


Figura 9: Concentração de mercúrio total no material particulado em suspensão coletado em diferentes profundidades à montante (●) e à jusante (○) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. S-água subsuperficial; 5, 10, 15, 20 e 25 m são as diferentes profundidades da coluna d'água à montante da barragem onde o material particulado foi coletado.

5.2.2 Plâncton

Foi observado, no presente estudo, que as concentrações e porcentagens de mercúrio orgânico foram semelhantes comparando-se o plâncton de montante com o de jusante. Para o mercúrio inorgânico foram observadas concentrações semelhantes para o zooplâncton de montante e jusante, no entanto, para o fitoplâncton, as concentrações foram maiores à jusante quando comparadas com as de montante (Figura 10).

O fitoplâncton apresentou menores concentrações de HgOrg e %HgOrg (em média 33,10 µg/kg e 15%) quando comparadas às do zooplâncton (em média 75,16 µg/kg e 52%). Entretanto, as concentrações de HgInorg foram maiores no fitoplâncton (em média 180,87 µg/kg) quando comparadas com as encontradas no zooplâncton (em média 70,32 µg/kg).

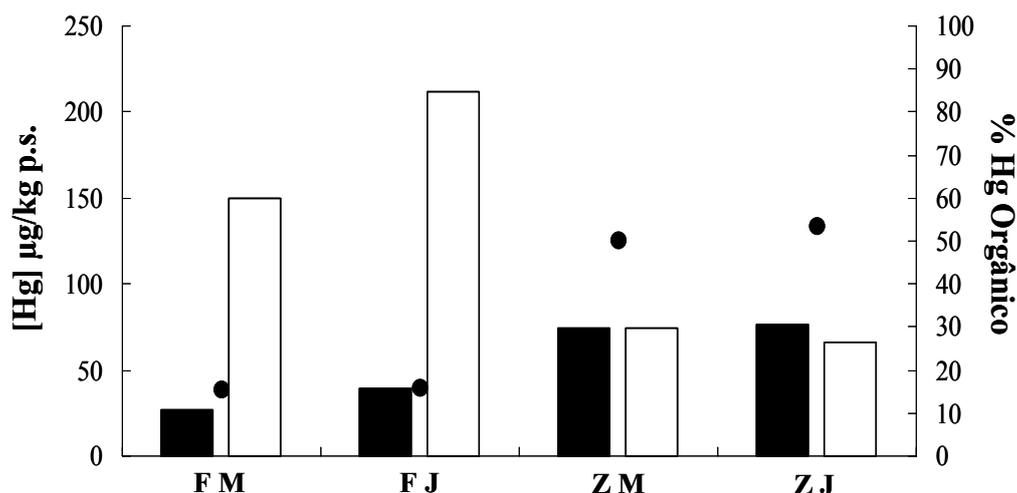


Figura 10: Concentrações de mercúrio orgânico (■), inorgânico (□) e percentagens de mercúrio orgânico (●) no fitoplâncton (F) e zooplâncton (Z) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em µg de Hg/kg de plâncton em peso seco.

5.2.3 Peixes

Dos cinco grupos alimentares de peixes, somente os carnívoros e herbívoros tiveram representantes nos dois pontos de coleta (montante e jusante da barragem). Com isso, foram feitas comparações entre as localidades quanto às concentrações de mercúrio total e orgânico no tecido muscular, fígado e intestino dos mesmos.

Foi observada diferença estatística entre os peixes carnívoros de montante e jusante quanto às concentrações de HgT e HgOrg no músculo (HgT: $t=10,053$; $p<0,0001$ e HgOrg: $t=8,013$; $p<0,0001$). Neste tecido, os peixes carnívoros de jusante tiveram em média concentrações de HgT e HgOrg, respectivamente, 2,55 e 2,67 vezes

mais altas do que os de montante. Apesar das diferentes concentrações, as porcentagens de HgOrg no tecido muscular dos carnívoros não foram diferentes entre os dois pontos ($U=349$; $p=0,9716$); com %HgOrg em média $97,28\pm 4,73\%$ e $96,29\pm 6,03\%$ para os carnívoros de montante e jusante, respectivamente. No músculo dos peixes herbívoros não foi observada diferença nas concentrações de Hg entre os dois pontos (HgT: $t=0,1757$; $p=0,8868$ e HgOrg: $t=0,05569$; $p=0,9566$; Figura 11). Assim como nos carnívoros, também não foi observada diferença nas %HgOrg no músculo entre montante e jusante para os herbívoros, sendo as médias de $95,97\pm 2,95\%$ e $90,56\pm 8,49\%$, respectivamente ($U=30$; $p=0,2343$).

Além dos dois grupos alimentares citados acima, a guilda dos planctívoros foi analisada quanto às concentrações de HgT e HgOrg à jusante da barragem. Nessa localidade os planctívoros apresentaram concentrações de mercúrio no tecido muscular semelhantes às encontradas nos peixes carnívoros de montante, ou seja, peixes de nível trófico superior (HgT: $t=1,097$; $p=0,2787$ e HgOrg: $t=0,5638$; $p=0,5777$; Figura 11).

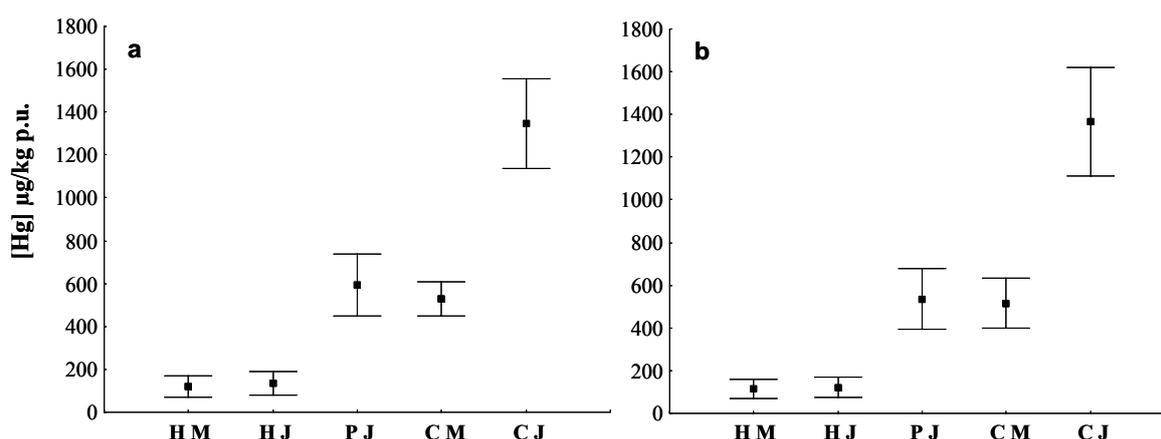


Figura 11: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no tecido muscular dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em µg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I).

Além do tecido muscular, também foram analisadas as concentrações de mercúrio no fígado dos peixes. Neste órgão foi observado o mesmo padrão encontrado para as concentrações no músculo. Nos peixes carnívoros de jusante, as concentrações de mercúrio foram em média 1,69 e 2,74 vezes superiores às dos carnívoros de montante para o HgT e HgOrg, respectivamente (HgT: $t=3,989$; $p=0,0001$ e HgOrg: $t=5,205$; $p<0,0001$). Seguindo o mesmo padrão encontrado para o músculo, estes peixes carnívoros de montante apresentaram concentrações no fígado semelhantes às dos peixes planctívoros de jusante (HgT: $t=0,8108$; $p=0,4217$ e HgOrg: $t=1,536$; $p=0,1367$). Em relação aos peixes herbívoros coletados à montante e à jusante da barragem, não foram observadas diferenças estatísticas nas concentrações de mercúrio no fígado (HgT: $t=1,341$; $p=0,2509$ e HgOrg: $t=0,8101$; $p=0,4367$; Figura 12).

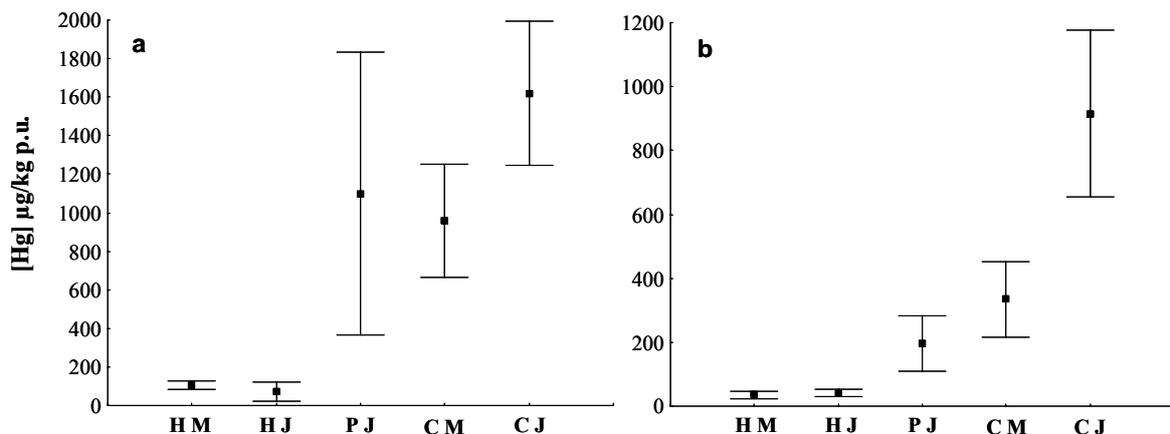


Figura 12: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no fígado dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I).

No intestino, foi observado que os carnívoros coletados à jusante da barragem apresentaram novamente maiores concentrações de mercúrio que os coletados à montante da mesma (HgT: $t=2,868$; $p=0,0053$ e HgOrg: $t=3,013$; $p=0,0041$). As concentrações de HgT e HgOrg foram maiores nos carnívoros de jusante quando comparados com os de montante 1,46 e 1,63 vezes, respectivamente. Para a guilda dos

herbívoros, o comportamento observado nos outros dois tecidos se manteve, com as concentrações tanto de HgT quanto de HgOrg apresentando-se semelhantes (HgT: $t=0,7405$; $p=0,4831$ e HgOrg: $U=24,000$; $p>0,9999$). No entanto, os planctívoros (jusante) e os carnívoros (montante) que apresentaram concentrações semelhantes de Hg no tecido muscular e no fígado, apresentaram, para o intestino, comportamento oposto. As concentrações nos peixes carnívoros de montante foram superiores às dos peixes planctívoros de jusante para o intestino (HgT: $t=4,198$; $p=0,0004$ e HgOrg: $t=3,824$; $p=0,0007$; Figura 13).

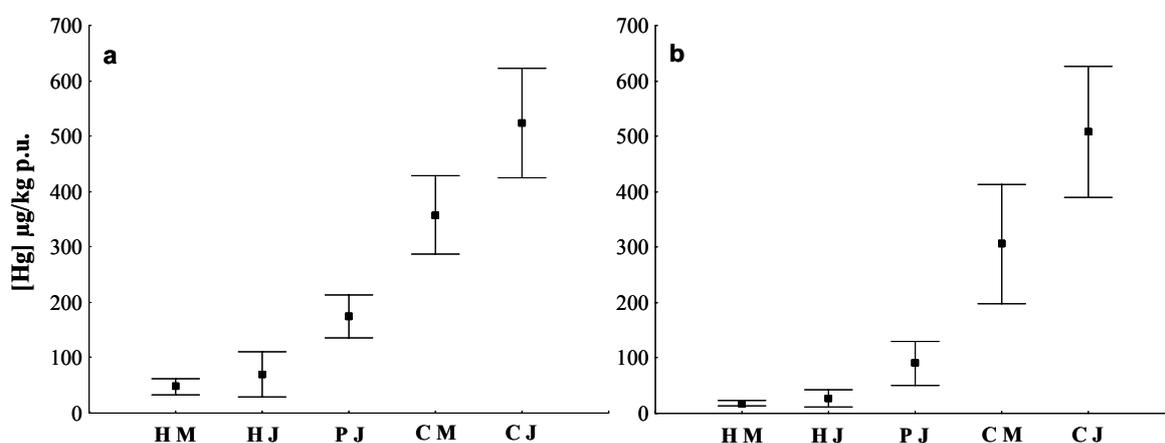


Figura 13: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no intestino dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I).

5.3 Tecido muscular dos peixes

Todos os espécimes de peixe analisados apresentaram concentrações de mercúrio orgânico mais elevadas que as de inorgânico no tecido muscular ($W=4656,0$; $p<0,0001$). A média e o desvio padrão das porcentagens de mercúrio orgânico no músculo dos peixes foram de $94,20\pm 7,97\%$.

5.3.1 Biomagnificação

Foi observado no presente estudo que as concentrações de HgT e HgOrg no tecido muscular dos peixes aumentaram ao longo da cadeia alimentar. Na localidade à montante, os peixes que consomem principalmente material vegetal, herbívoros e onívoros-herbívoros, apresentaram as menores concentrações de mercúrio total e orgânico. O grupo onívoros-carnívoros, que tem uma porção substancial de material animal na dieta, apresentou concentrações intermediárias e os carnívoros as concentrações mais altas (Figura 14, Tabela 6).

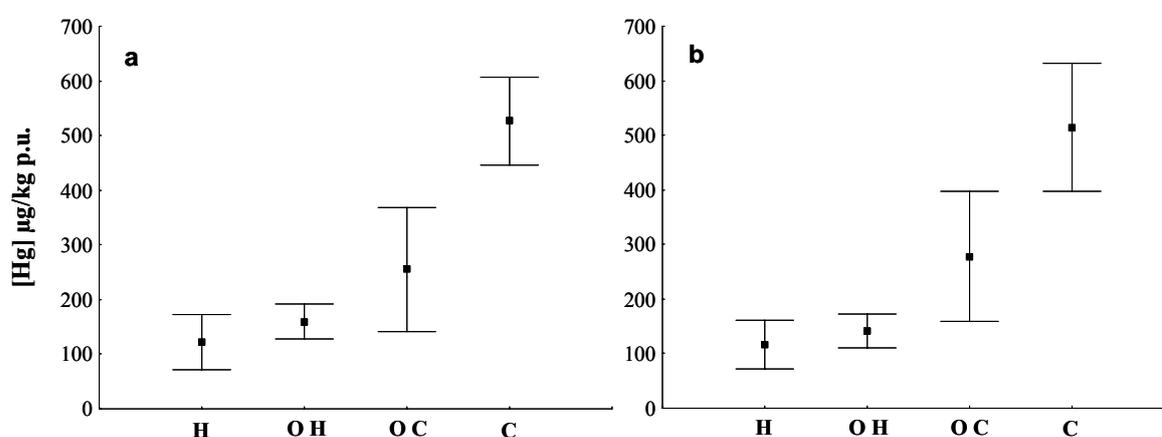


Figura 14: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no tecido muscular dos peixes herbívoros (H), onívoros com tendência à herbivoria (OH) e à carnivoria (OC) e carnívoros (C) coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em µg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I).

Tabela 6: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de mercúrio total (HgT) e orgânico (HgOrg) no tecido muscular. Foram utilizados ANOVA e o teste *pos hoc* Tukey-Kramer (TK); * e n.s. indicam, respectivamente, que as concentrações foram ou não estatisticamente diferentes.

	HgT F=47,27; p<0,0001	HgOrg F=38,03; p<0,0001
	p (TK)	p (TK)
Carnívoro x Herbívoro	<0,001*	<0,001*
Carnívoro x Onívoro-Carnívoro	<0,001*	<0,01*
Carnívoro x Onívoro-Herbívoro	<0,001*	<0,001*
Herbívoro x Onívoro-Carnívoro	<0,05*	<0,01*
Herbívoro x Onívoro-Herbívoro	>0,05 n.s.	>0,05 n.s.
Onívoro-Carnívoro x Onívoro-Herbívoro	>0,05 n.s.	<0,01*

Assim como na localidade à montante da barragem, no trecho à jusante ocorreu aumento das concentrações de HgT e HgOrg ao longo da cadeia alimentar. As menores concentrações foram observadas nos peixes herbívoros, intermediárias nos planctívoros e maiores nos carnívoros (Figura 15, Tabela 7).

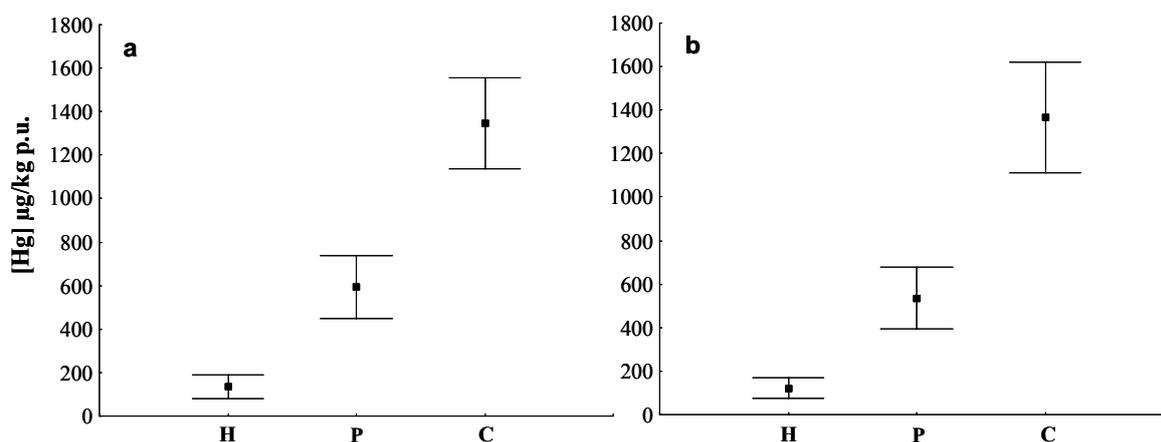


Figura 15: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no tecido muscular dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em µg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I).

Tabela 7: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de mercúrio total (HgT) e orgânico (HgOrg) no músculo. Foram utilizados ANOVA e o teste *post hoc* Tukey-Kramer (TK); * indica que as concentrações foram estatisticamente diferentes.

	HgT F=91,405; p<0,0001	HgOrg F=91,119; p<0,0001
	p (TK)	p (TK)
Carnívoro x Herbívoro	<0,001*	<0,001*
Carnívoro x Planctívoro	<0,001*	<0,001*
Herbívoro x Planctívoro	<0,001*	<0,001*

5.3.2 Concentrações no músculo dos peixes aceitáveis para o consumo

A Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda uma ingestão máxima diária de Hg via alimentação de 30 µg de Hg para uma pessoa adulta de 60 kg. Para calcularmos a dose desse Hg ingerido e posteriormente absorvido no trato digestório

deve-se levar em consideração três variáveis principais: a concentração do metal observada no pescado, o consumo diário desse alimento e a taxa de absorção do Hg pelo trato digestório. No homem a taxa de absorção do metilmercúrio, principal forma de Hg presente no tecido muscular dos peixes, é de aproximadamente 95% (ATSDR, 1999). Devido à quase total absorção do Hg pelo homem, as duas primeiras variáveis citadas é que irão influenciar mais fortemente no cálculo. Por exemplo, uma pessoa que consuma diariamente 20 g de peixe com uma concentração de 500 µg/kg terá uma absorção diária do metal de 10 µg. Portanto, neste caso, a dose ingerida encontra-se abaixo do limite recomendado. No entanto, com uma ingestão alta de pescado, por exemplo 300 g/dia, o limite de 30 µg diários de Hg será atingido com um consumo de pescado com concentrações de 100 µg/kg.

Como observado consumo e concentração são importantes para calcular a dose de Hg ingerida pelo homem. Assim, as populações amazônicas por exemplo, que têm um alto consumo de pescado, deveriam ingerir peixes com concentrações baixas a fim de não ultrapassar o limite de 30 µg diários. Bastos *et al.* (2006) calcularam um consumo médio no Rio Madeira de 250 g de peixe/dia para os adultos. Para esses consumidores o limite de concentração de Hg no pescado deveria ser de 120 µg/kg.

Baseando-se na ingestão de 60 g de peixe/dia e no limite de ingestão de Hg de 30 µg/dia, a OMS recomenda uma concentração máxima de mercúrio no tecido muscular de peixes em 500 µg/kg em peso úmido. No presente estudo, dos 120 peixes analisados quanto às concentrações de HgT no músculo, 52% estavam acima deste limite recomendado pela OMS. Desses peixes que ultrapassaram as concentrações recomendadas, 74% eram espécimes coletados à jusante da barragem (Figura 16).

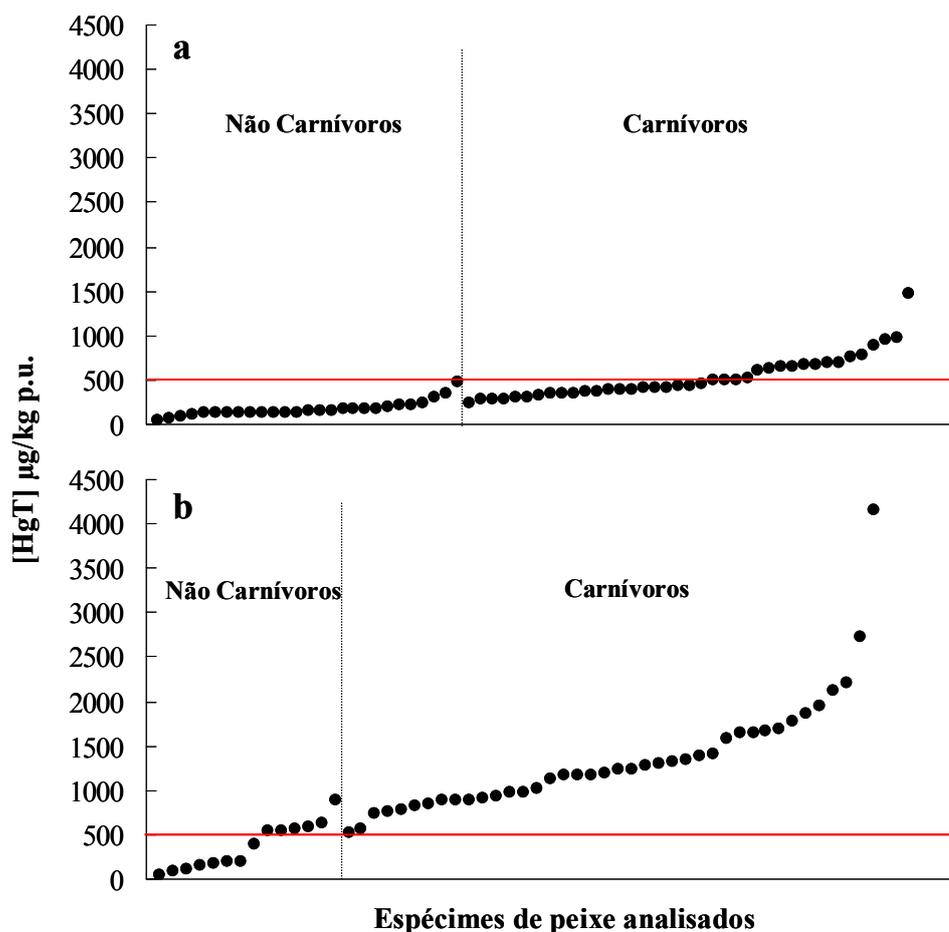


Figura 16: Concentração de mercúrio total ([HgT]) no tecido muscular de cada espécime de peixe coletado à montante (a) e à jusante (b) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. O traço vermelho indica a concentração máxima de mercúrio nos peixes recomendada para a ingestão humana segundo a Organização Mundial de Saúde. Os peixes não carnívoros (herbívoros, onívoros e planctívoros) estão à esquerda dos gráficos e os carnívoros (piscívoros) à direita.

5.4 Intestino dos peixes

As concentrações de mercúrio no intestino dos peixes seguiram o mesmo padrão encontrado no tecido muscular. À montante, os carnívoros apresentaram em média as maiores concentrações de HgT e HgOrg, os peixes onívoros concentrações intermediárias, e os herbívoros apresentaram as menores concentrações (Figura 17, Tabela 8). As porcentagens de HgOrg em relação ao HgT nos carnívoros foram de $84,44 \pm 11,83\%$, nos onívoros-carnívoros de $55,40 \pm 12,83\%$, onívoros-herbívoros de $53,71 \pm 19,85\%$ e, nos herbívoros, de $37,92 \pm 2,02\%$. Assim como as concentrações de

HgT e HgOrg, podemos observar que na localidade à montante da barragem as %HgOrg também acompanharam o nível trófico dos peixes, ou seja, aumentaram de herbívoros a carnívoros.

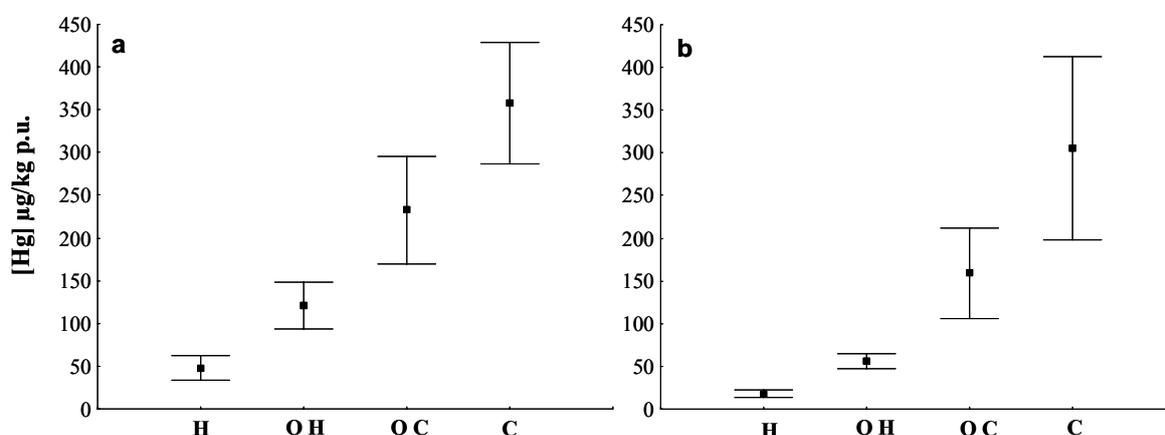


Figura 17: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no intestino dos peixes herbívoros (H), onívoros com tendência à herbivoria (OH) e à carnivoría (OC) e carnívoros (C) coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em µg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I).

Tabela 8: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de mercúrio total e orgânico (HgT e HgOrg, respectivamente) no intestino. Foram utilizados ANOVA (F)/ Kruskal-Wallis (KW) e o teste *pos hoc* de Tukey-Kramer (TK)/ Dunn (D); * e n.s. indicam, respectivamente, que as guildas tróficas foram ou não estatisticamente diferentes.

	HgT F=30,669; p<0,0001 p (TK)	HgOrg KW=42,147; p<0,0001 p (D)
Carnívoro x Herbívoro	<0,001*	<0,001*
Carnívoro x Onívoro-Carnívoro	>0,05 n.s.	>0,05 n.s.
Carnívoro x Onívoro-Herbívoro	<0,001*	<0,001*
Herbívoro x Onívoro-Carnívoro	<0,001*	<0,01*
Herbívoro x Onívoro-Herbívoro	<0,01*	>0,05 n.s.
Onívoro-Carnívoro x Onívoro-Herbívoro	<0,05*	>0,05 n.s.

Para os peixes coletados na localidade à jusante da barragem, também foi observado um padrão de aumento nas concentrações de mercúrio (HgT e HgOg) no intestino conforme aumento do nível trófico. Em média, os peixes herbívoros apresentaram as menores concentrações, os planctívoros tiveram concentrações

intermediárias e, os carnívoros, as concentrações mais altas (Figura 18, Tabela 9). As %HgOrg foram em média de $87,62 \pm 10,75\%$ nos carnívoros, $49,75 \pm 12,95\%$ nos planctívoros e $45,49 \pm 2,23\%$ nos herbívoros.

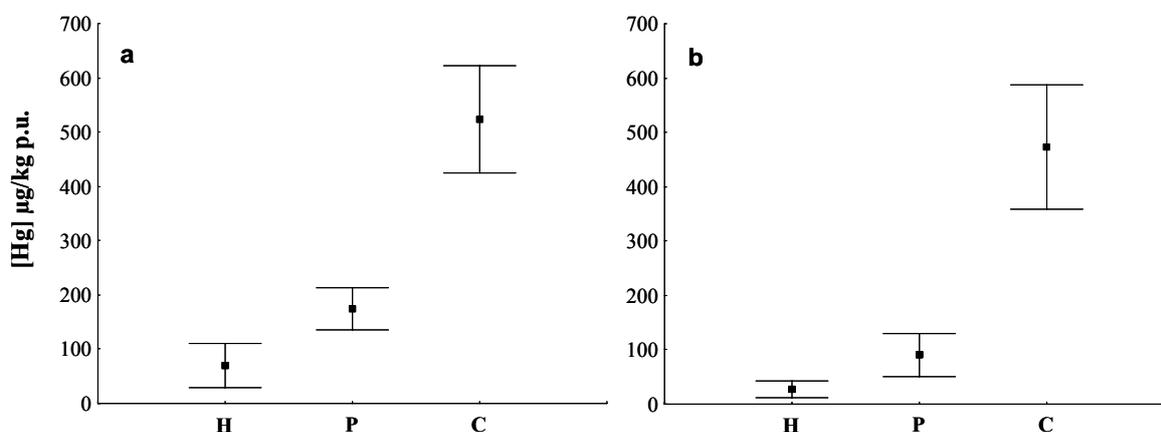


Figura 18: Concentração de mercúrio total (a) e orgânico (b) no intestino dos peixes herbívoros (H), planctívoros (P) e carnívoros (C) coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Média da concentração em µg de Hg/kg de peixe em peso úmido (■) e intervalo de confiança, 95% (I).

Tabela 9: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de mercúrio total e orgânico (HgT e HgOrg, respectivamente) no intestino. Foram utilizados ANOVA (F) e o teste *pos hoc* Tukey-Kramer (TK); * indica que as guildas tróficas foram estatisticamente diferentes.

	HgT F=40,307; p<0,0001	HgOrg F=86,785; p<0,0001
	p (TK)	p (TK)
Carnívoro x Herbívoro	<0,001*	<0,001*
Carnívoro x Planctívoro	<0,001*	<0,001*
Herbívoro x Planctívoro	<0,01*	<0,001*

5.5 Fígado dos peixes

5.5.1 Concentrações de mercúrio

No fígado dos peixes coletados à montante e à jusante foi observado que as concentrações de HgOrg foram sempre inferiores às de HgInorg ($W=1813,0$; $p<0,0001$).

Com isso, as %HgOrg neste órgão foram sempre inferiores à 50% (Figuras 19 e 20). Somente duas espécies de peixes carnívoros não seguiram este padrão, *Rhaphiodon vulpinus* e *Serrasalmus rhombeus*, apresentando, em geral, maiores concentrações de HgOrg quando comparadas às de HgInorg. As porcentagens de HgOrg nestas duas espécies de carnívoros variaram de 39 a 85% e de 24 a 95% em *R. vulpinus* e *S. rhombeus*, respectivamente (Figura 20).

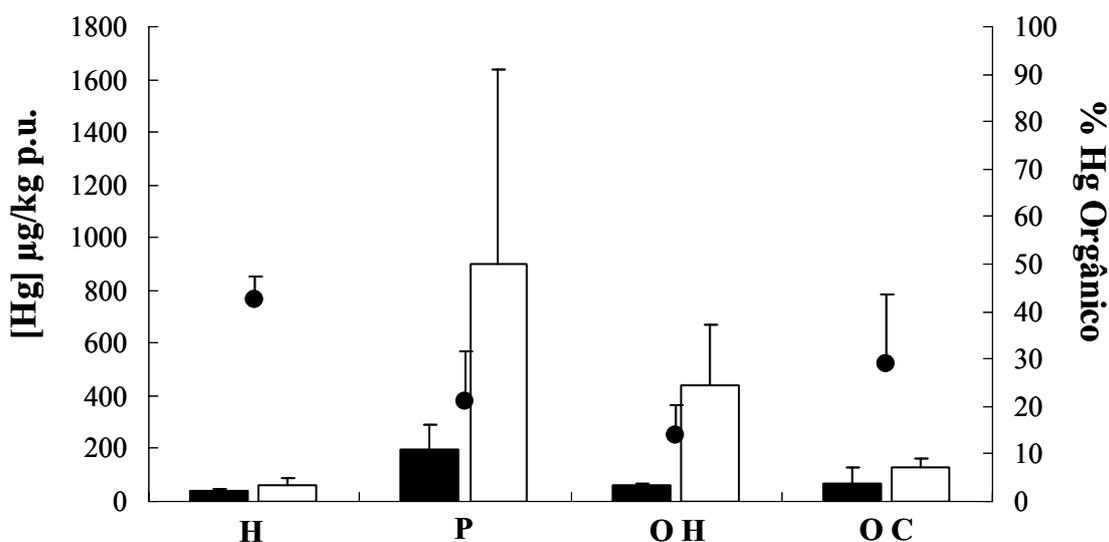


Figura 19: Concentrações de mercúrio orgânico (■), inorgânico (□) e porcentagens de mercúrio orgânico (●) no fígado de peixes de quatro guildas tróficas distintas coletados no Reservatório de Samuel (RO)/2007. Os valores são apresentados pela média e desvio padrão (⊥) dos espécimes coletados à montante e à jusante da barragem. H refere-se a herbívoros, P a planctívoros, OH e OC a duas classes de onívoros (onívoros com tendência à herbivoria e à carnivoria, respectivamente).

Entre os carnívoros, foi observado que *P. pirinampu* e *C. monoculus* apresentaram %HgOrg semelhantes entre si ($p > 0,05$). Entre *R. vulpinus* e *S. rhombeus* também foram observadas porcentagens semelhantes ($p > 0,05$). No entanto, as duas últimas espécies (*R. vulpinus* e *S. rhombeus*) apresentaram %HgOrg diferentes de *P. pirinampu* e *C. monoculus* ($p < 0,01$) (KW=26,86; $p < 0,0001$).

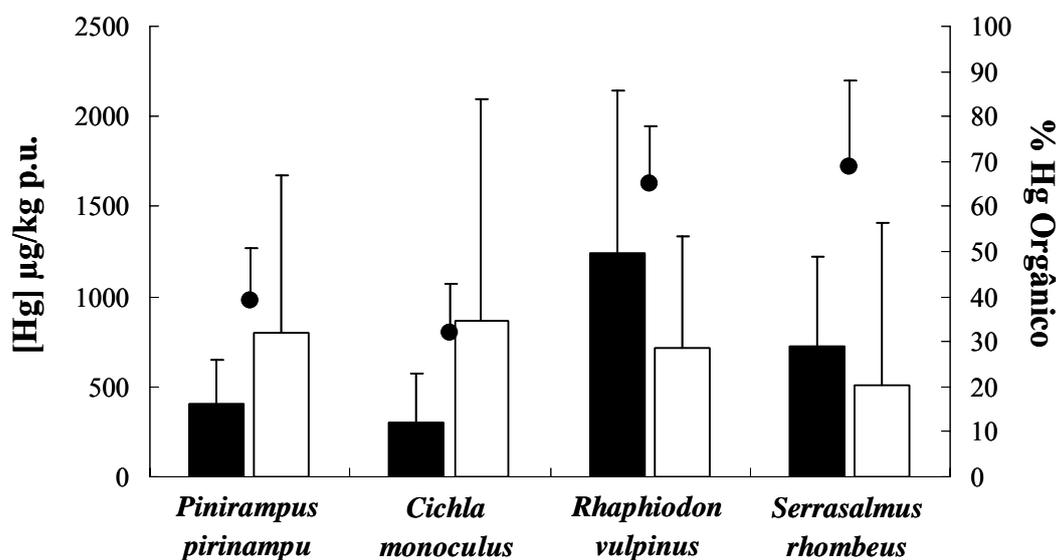


Figura 20: Concentrações de mercúrio orgânico (■), inorgânico (□) e porcentagens de mercúrio orgânico (●) no fígado de quatro espécies de peixes carnívoros coletados à montante (*C. monoculus*), à jusante (*P. pinirampu* e *R. vulpinus*) da barragem e em ambas localidades (*S. rhombeus*) do Reservatório de Samuel (RO)/2007. Os valores são apresentados pela média e desvio padrão (⌈).

Os peixes onívoros-herbívoros e os planctívoros apresentaram uma correlação negativa entre as %HgOrg e as concentrações de HgT no fígado (onívoros-herbívoros: $r=-0,7619$; $p=0,0368$ e planctívoros: $r=-0,7857$; $p=0,048$; Figura 21). Dentre os peixes carnívoros foi observada correlação negativa entre as %HgOrg e concentrações de HgT somente em *C. monoculus* e *P. pinirampu* (*C. monoculus*: $r^2=-0,4145$; $p=0,0445$; *P. pinirampu*: $r^2=-0,32$; $p=0,0452$; *R. vulpinus*: $r^2=-0,0827$; $p=0,3911$; *S. rhombeus*: $r^2=-0,05537$; $p=0,3633$). Ainda para os peixes carnívoros foi observado que as %HgOrg no fígado são influenciadas pelas concentrações de HgT neste órgão ($F=14,44$; $p=0,0004$) e pelas espécies ($F=28,01$; $p<0,001$; Figura 22).

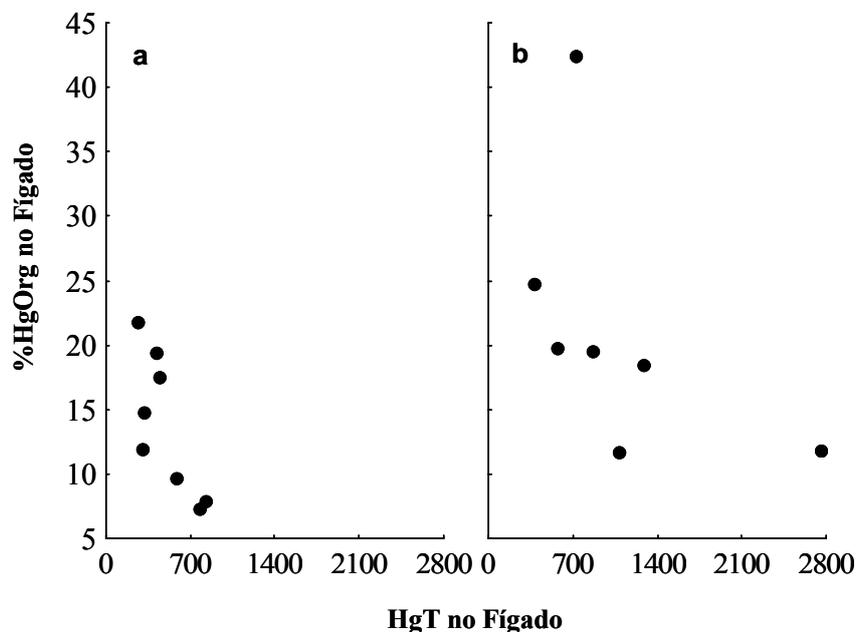


Figura 21: Correlação entre as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) e as concentrações de mercúrio total (HgT) no fígado dos peixes onívoros-herbívoros *Hemiodus unimaculatus* (a) e dos planctívoros *Hypophthalmus marginatus* (b) coletados à montante e à jusante, respectivamente, da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações de HgT estão em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido.

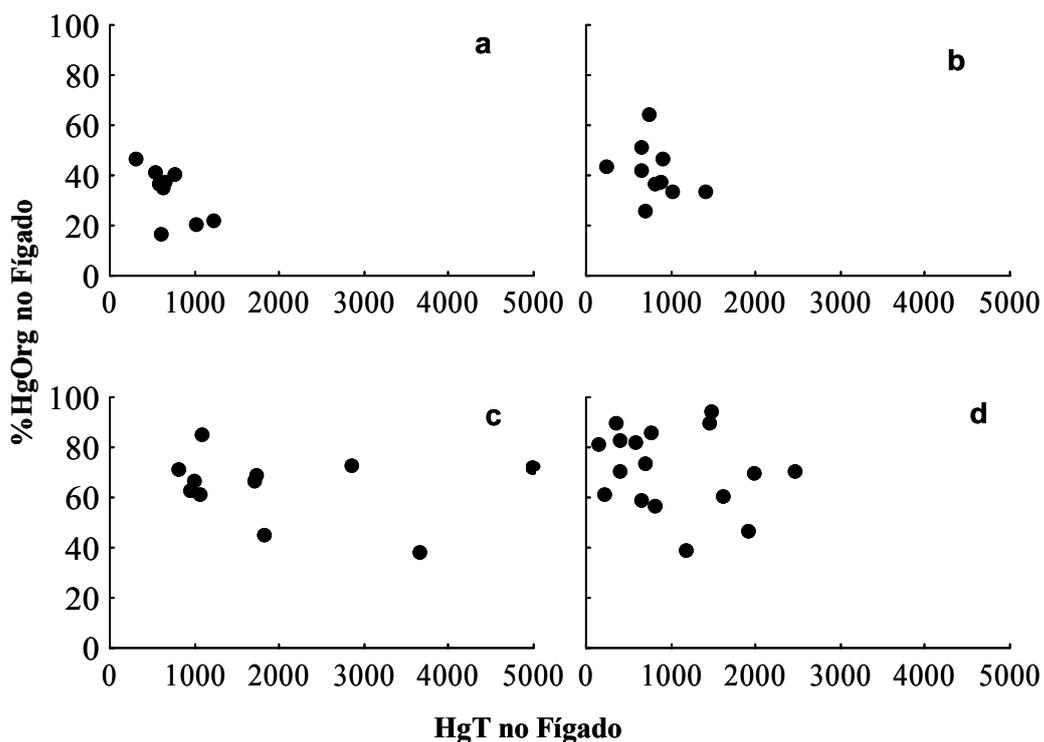


Figura 22: Correlação entre as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) e as concentrações de mercúrio total (HgT) no fígado dos peixes carnívoros *Cichla monoculus* (a) coletados à montante da barragem, *Pinirampus pinirampu* (b) e *Rhaphiodon vulpinus* (c) ambos coletados à jusante da barragem e *Serrasalmus rhombeus* (d) coletados nas duas localidades (à montante e à jusante da barragem) do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações de HgT estão em μg de Hg/kg de peixe em peso úmido.

5.5.2 Concentrações de selênio

Houve diferença significativa nas concentrações de selênio no fígado entre as duas localidades de coleta (montante x jusante) para os peixes carnívoros analisados quanto à presença deste semi-metal ($t=2,781$; $p=0,0096$). À montante estas concentrações de Se no fígado dos carnívoros foram de 474,23 a 1817,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ e à jusante de 658,44 a 2777,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Considerando cada espécie de carnívoro separadamente, foi observado que as concentrações de Se no fígado não foram diferentes entre as duas localidades de coleta. *S. rhombeus* não apresentou diferença estatística nas concentrações entre as duas localidades ($t=0,9966$; $p=0,3338$). Para *P. pirinampu* foram observadas concentrações de 1030,6 a 2777,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ à jusante e de 1817,20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ no espécime coletado à montante.

Entre as duas espécies de peixe distintas, *P. pirinampu* e *S. rhombeus*, ambas coletadas à jusante, as concentrações de Se foram estatisticamente diferentes ($t=4,598$; $p=0,0003$; Figura 23b).

Nos peixes herbívoros *Laemolyta proxima*, foram observadas concentrações de Se no fígado de 8502,83 a 13661,28 $\mu\text{g}/\text{kg}$ nos espécimes coletados à montante e de 5319,59 $\mu\text{g}/\text{kg}$ no espécime coletado à jusante (Figura 23a). As demais espécies de herbívoros coletadas à jusante apresentaram concentrações entre 417,73 e 2929,55 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Figura 23a).

Em média, considerando os dois locais de coleta, o fígado dos peixes herbívoros e onívoros-herbívoros apresentou as maiores concentrações de Se, o dos peixes planctívoros as intermediárias e dos peixes carnívoros e onívoros-carnívoros as menores concentrações (Figura 24; Tabela 10).

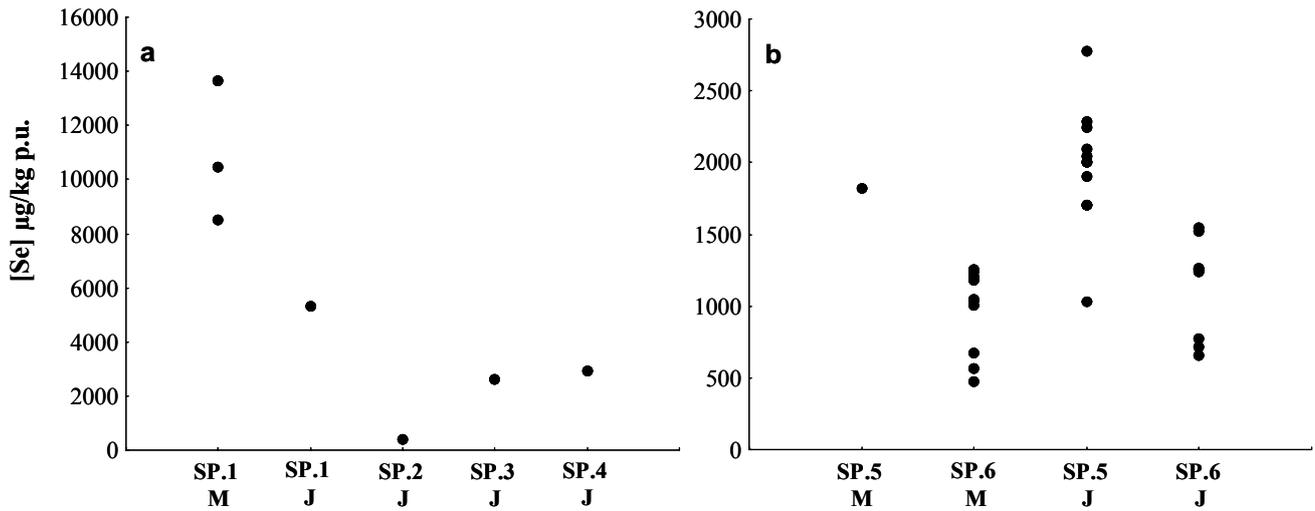


Figura 23: Concentrações de selênio (em µg/kg peso úmido) no fígado de peixes herbívoros (a) e carnívoros (b) coletados à montante (M) e à jusante (J) da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. SP.1-*Laemolyta proxima*; SP.2-*Leporinus affinis*; SP.3-*Leporinus friderici*; SP.4-*Schizodon fasciatus*; SP.5-*Pinirampus pirinampu*; SP.6-*Serrasalmus rhombeus*.

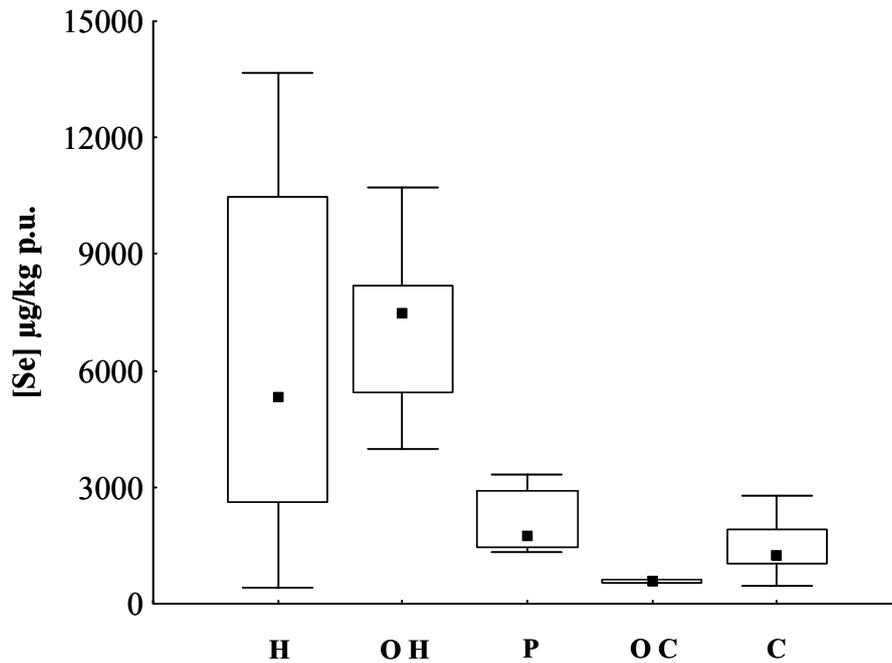


Figura 24: Concentrações de selênio (em µg/kg peso úmido) no fígado de peixes herbívoros (H), onívoros com tendência à herbivoria (OH), planctívoros (P), onívoros com tendência à carnivoria (OC) e carnívoros (C) coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. (■) mediana.

Tabela 10: Diferentes guildas tróficas dos peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às concentrações de selênio total no fígado. Foram utilizados Kruskal-Wallis (KW) e o teste *pos hoc* de Dunn (D); * e n.s. indicam, respectivamente, que as guildas tróficas foram ou não estatisticamente diferentes.

	KW=24,073; p<0,0001
	P (D)
Carnívoro x Herbívoro	<0,05*
Carnívoro x Onívoro-Herbívoro	<0,001*
Carnívoro x Planctívoro	>0,05 n.s.
Herbívoro x Onívoro-Herbívoro	>0,05 n.s.
Herbívoro x Planctívoro	>0,05 n.s.
Onívoro-Herbívoro x Planctívoro	>0,05 n.s.

5.5.3 Concentrações de Se X Concentrações de Hg

Os peixes planctívoros, onívoros-herbívoros e os carnívoros (*P. pirinampu* e *S. rhombeus*) não apresentaram correlação entre as concentrações molares de Se e as %HgOrg no fígado (Planctívoros: $r=-0,6071$; $p=0,1667$ e Onívoros-Herbívoros: $r=-0,2857$; $p=0,5560$; *S. rhombeus*: $r^2=0,1494$; $p=0,1131$ e *P. pirinampu*: $r^2=0,0695$; $p=0,4074$; Figuras 25 e 26).

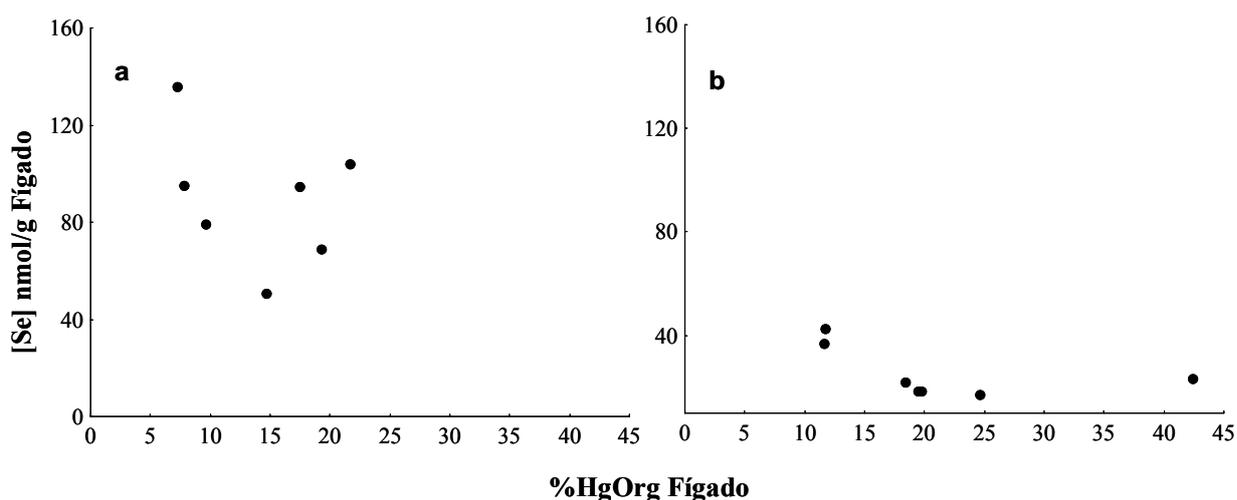


Figura 25: Correlação entre as concentrações de selênio (em nmol/g peso úmido) e as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) no fígado dos peixes onívoros com tendência à herbivoria (a) e planctívoros (b) coletados à montante e à jusante, respectivamente, da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007.

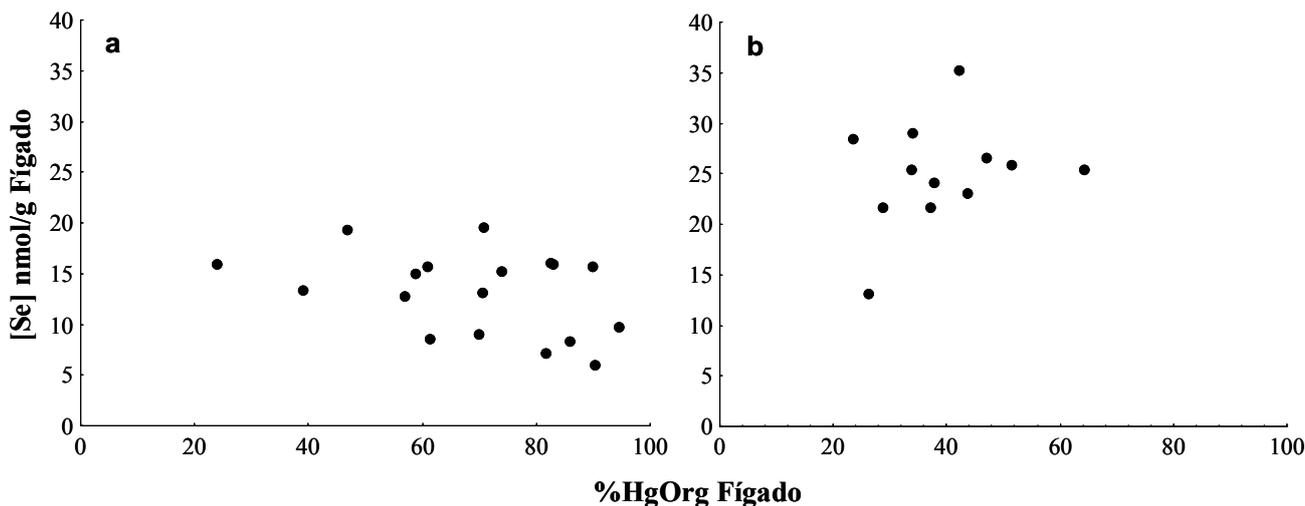


Figura 26: Correlação entre as concentrações de selênio (em nmol/g peso úmido) e as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) no fígado dos peixes carnívoros *Serrasalmus rhombeus* (a) e *Pinirampus pirinampu* (b) coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007.

Diferentemente da análise realizada em cada espécie separadamente, foi observada correlação significativa entre as concentrações molares de Se e as %HgOrg no fígado quando todos os indivíduos, das diferentes espécies e localidades, foram reunidos ($r=-0,5943$; $p<0,0001$; Figura 27).

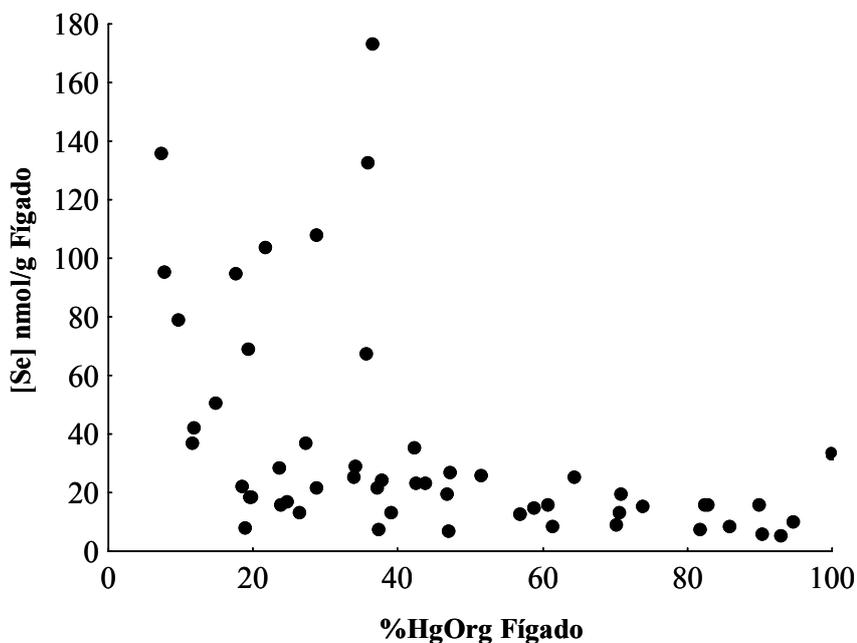


Figura 27: Correlação entre as concentrações de selênio (em nmol/g peso úmido) e as porcentagens de mercúrio orgânico (%HgOrg) no fígado dos peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007.

As concentrações de Se no fígado não apresentaram uma correlação significativa com as concentrações de HgT no mesmo órgão para os peixes onívoros-herbívoros *H. unimaculatus* ($r^2=0,2470$; $p=0,2565$) e os carnívoros *P. pirinampu* ($r^2=0,0313$; $p=0,5823$) e *S. rhombeus* ($r=0,4583$; $p=0,0643$). Tal padrão também foi observado quando todas as espécies das duas localidades foram reunidas ($r=-0,0530$; $p=0,7034$). Por outro lado, os peixes planctívoros apresentaram uma correlação significativa entre as concentrações molares de Se e de HgT no fígado ($r^2=0,6731$; $p=0,0238$; Figura 28).

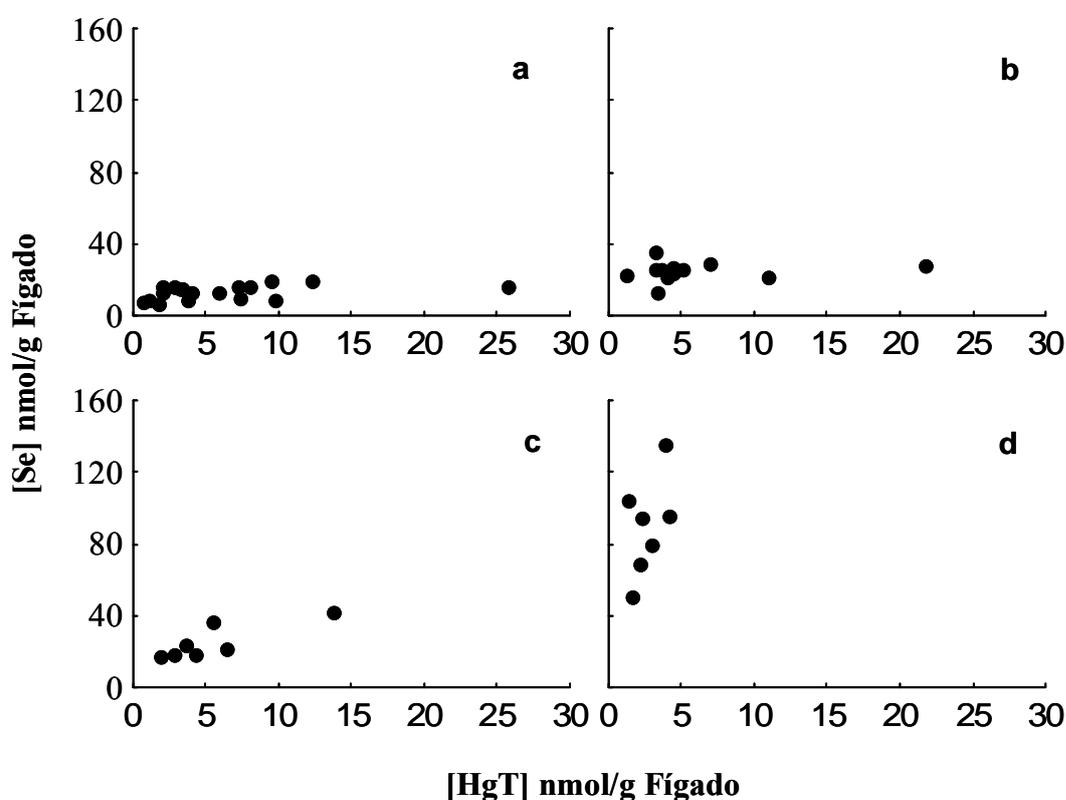


Figura 28: Correlação entre as concentrações molares de selênio e de mercúrio total (HgT) (em nmol/g peso úmido) no fígado dos peixes carnívoros *Serrasalmus rhombeus* (a) e *Pinirampus pirinampu* (b) coletados à montante e à jusante, planctívoros (c) coletados à jusante e onívoros com tendência à herbivoria (d) coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007.

A razão entre as concentrações molares de Se e HgT no fígado dos peixes variou de 0,62 a 269,91. Em geral, os herbívoros apresentaram as maiores razões, os onívoros-herbívoros as razões intermediárias e nos planctívoros, onívoros-carnívoros e carnívoros

(*Serrasalmus rhombeus* e *Pinirampus pirinampu*) foram observados os menores valores (Figura 29; Tabela 11).

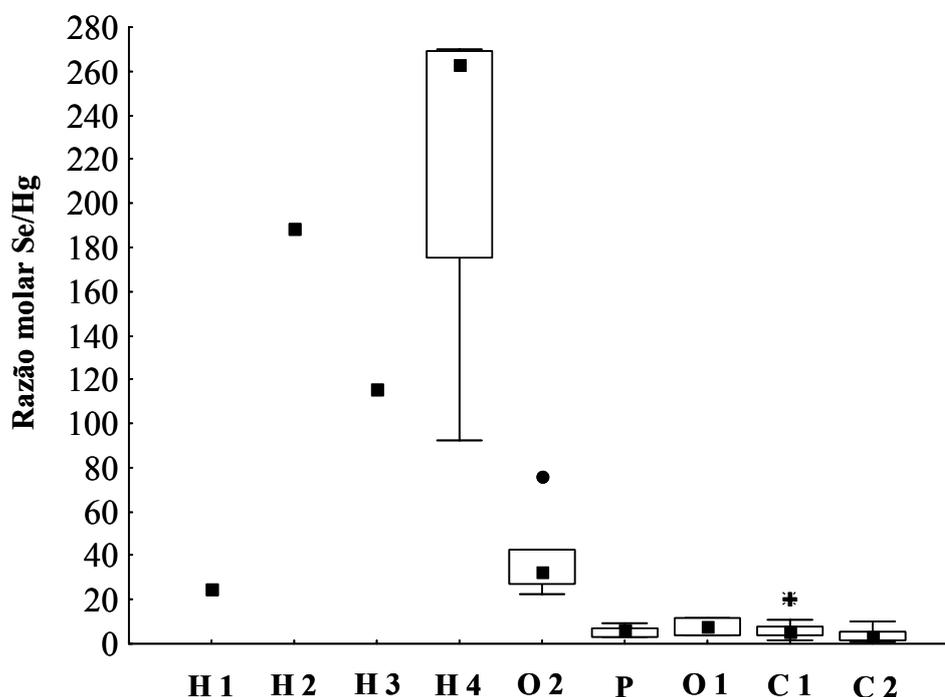


Figura 29: Razão entre as concentrações molares de selênio e mercúrio (Se/Hg) no fígado de diferentes espécies de peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. H refere-se aos peixes herbívoros, O aos onívoros, P aos planctívoros e C aos carnívoros. H1-*Leporinus affinis*; H2-*Leporinus friderici*; H3-*Schizodon fasciatus*; H4-*Laemolyta proxima*; O2-*Hemiodus unimaculatus*; P-*Hypophthalmus marginatus*; O1-*Serrasalmus eigenmanni*; C1-*Pinirampus pirinampu*; C2-*Serrasalmus rhombeus*. (■) mediana; (●) outliers; (+) valores extremos.

Tabela 11: Diferentes espécies de peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007 comparados quanto às razões entre as concentrações molares de selênio e mercúrio no fígado. Foram utilizados Kruskal-Wallis (KW) e o teste *pos hoc* de Dunn (D); * e n.s. indicam, respectivamente, que as espécies foram ou não estatisticamente diferentes.

	KW=20,304; p=0,0001
	p (D)
<i>Pinirampus pirinampu</i> x <i>Serrasalmus rhombeus</i>	>0,05 n.s.
<i>Pinirampus pirinampu</i> x <i>Hemiodus unimaculatus</i>	<0,05*
<i>Pinirampus pirinampu</i> x <i>Hypophthalmus marginatus</i>	>0,05 n.s.
<i>Serrasalmus rhombeus</i> x <i>Hemiodus unimaculatus</i>	<0,001*
<i>Serrasalmus rhombeus</i> x <i>Hypophthalmus marginatus</i>	>0,05 n.s.
<i>Hemiodus unimaculatus</i> x <i>Hypophthalmus marginatus</i>	<0,05*

5.5.4 Metilmercúrio

As porcentagens de MeHg em relação às concentrações de HgT (%MeHg) no fígado dos peixes carnívoros *S. rhombeus* e *P. pirinampu* variaram de 1,49 a 52,54% e de 8,13 a 26,71%, respectivamente. Foi observada uma correlação negativa entre essas %MeHg e as concentrações de HgT em *S. rhombeus* ($r=-0,7857$; $p=0,048$; Figura 30a). Por outro lado não foi notada uma tendência em relação as %MeHg no fígado para os quatro espécimes analisados da espécie *P. pirinampu* (Figura 31a).

Foi observada uma tendência geral de diminuição das concentrações de Se com o aumento das %MeHg no fígado de ambas as espécies. Entretanto, tais correlações não foram estatisticamente significativas (*S. rhombeus*: $r=-0,6571$; $p=0,1750$; Figura 30b e *P. pirinampu*: não testada; Figura 31b).

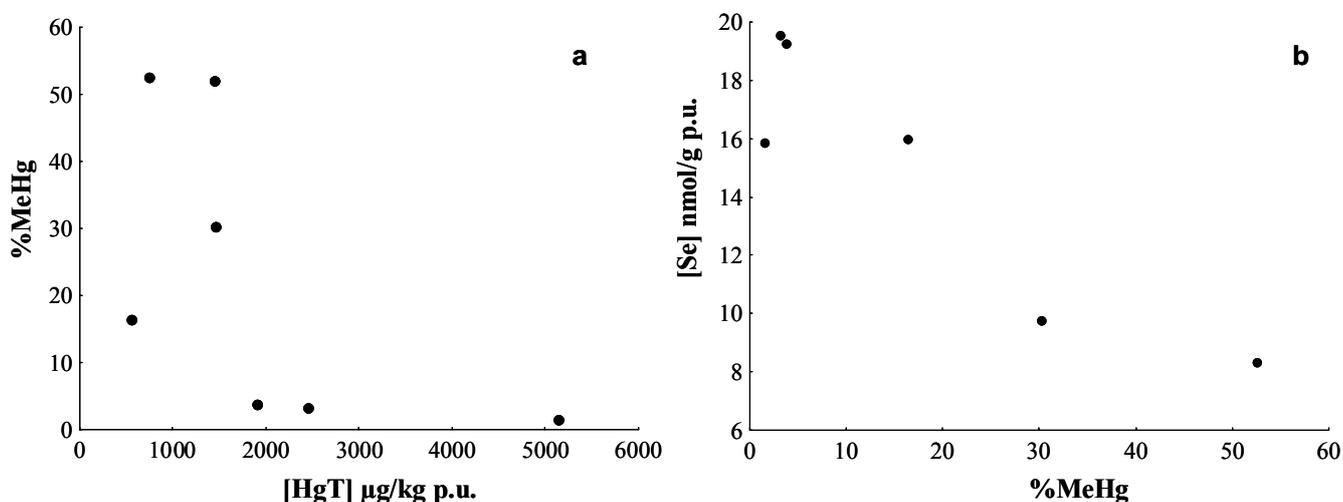


Figura 30: Correlação entre as porcentagens de metilmercúrio (%MeHg) com as concentrações de mercúrio total (a) e de selênio (b) no fígado dos peixes carnívoros *Serrasalmus rhombeus* coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações de mercúrio total ([HgT]) estão em µg/kg peso úmido e as de selênio ([Se]) em nmol/g peso úmido.

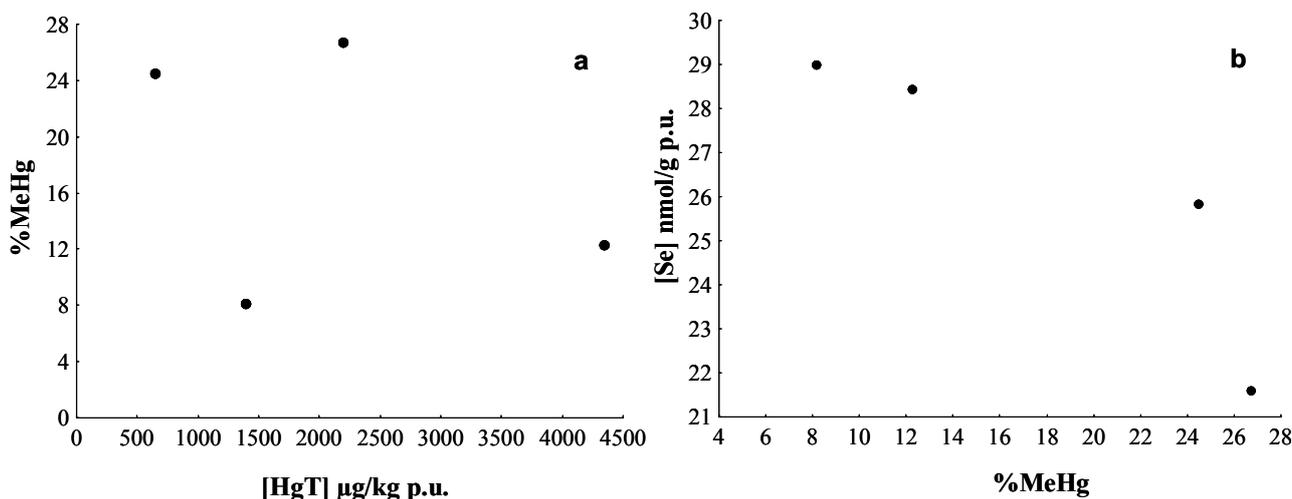


Figura 31: Correlação entre as porcentagens de metilmercúrio (%MeHg) com as concentrações de mercúrio total (a) e de selênio (b) no fígado dos peixes carnívoros *Pirinampus pirinampu* coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações de mercúrio total ([HgT]) estão em µg/kg peso úmido e as de selênio ([Se]) em nmol/g peso úmido.

Nem todo o HgOrg presente no fígado dos carnívoros corresponde ao MeHg (*S. rhombeus* – 4 a 61 % e *P. pirinampu* – 23 a 93 %). Ou seja, no fígado dessas duas espécies há outras formas de mercúrio orgânico além do MeHg. Foi observada em *S. rhombeus* uma correlação positiva entre a diferença de concentração de HgOrg-MeHg e as concentrações de HgT ($r=0,8929$; $p=0,012$; Figura 32a). O mesmo padrão não foi observado para *P. pirinampu* (Figura 32b).

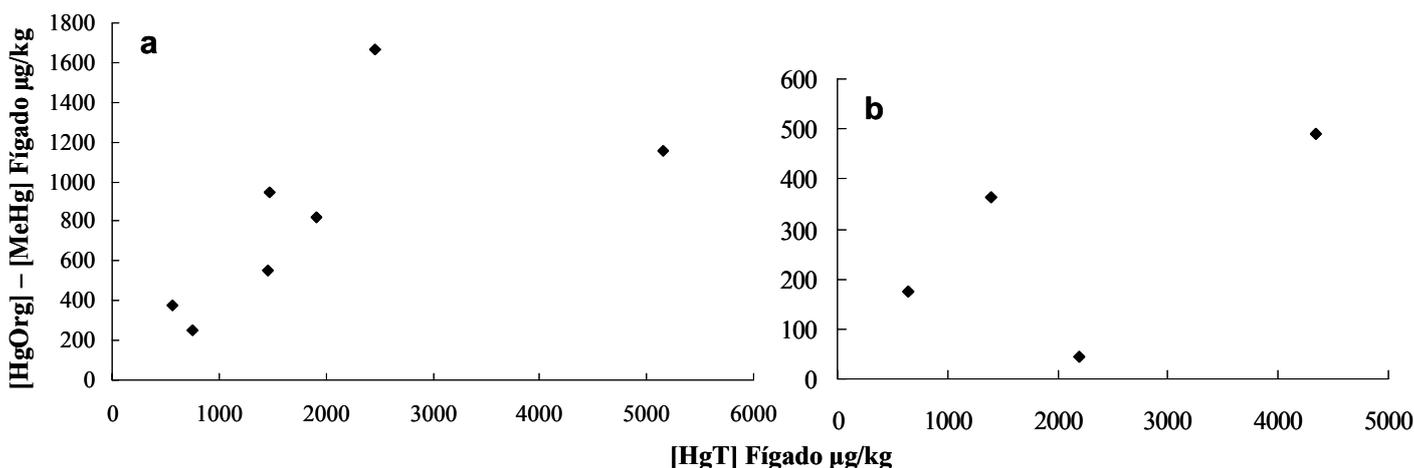


Figura 32: Correlação entre as diferenças entre as concentrações de mercúrio orgânico e metilmercúrio ([HgOrg] – [MeHg]) no fígado e as concentrações de mercúrio total ([HgT]) nesse órgão. Os peixes carnívoros *Serrasalmus rhombeus* (a) e *Pirinampus pirinampu* (b) foram coletados à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em µg/kg peso úmido.

5.6 Correlações entre os diferentes tecidos dos peixes

Foi observada uma correlação positiva entre o tecido muscular e o fígado de todos os espécimes de peixes juntos em relação às suas concentrações de HgT ($r=0,8218$; $p<0,0001$) e HgOrg ($r=0,9056$; $p<0,0001$; Figura 33).

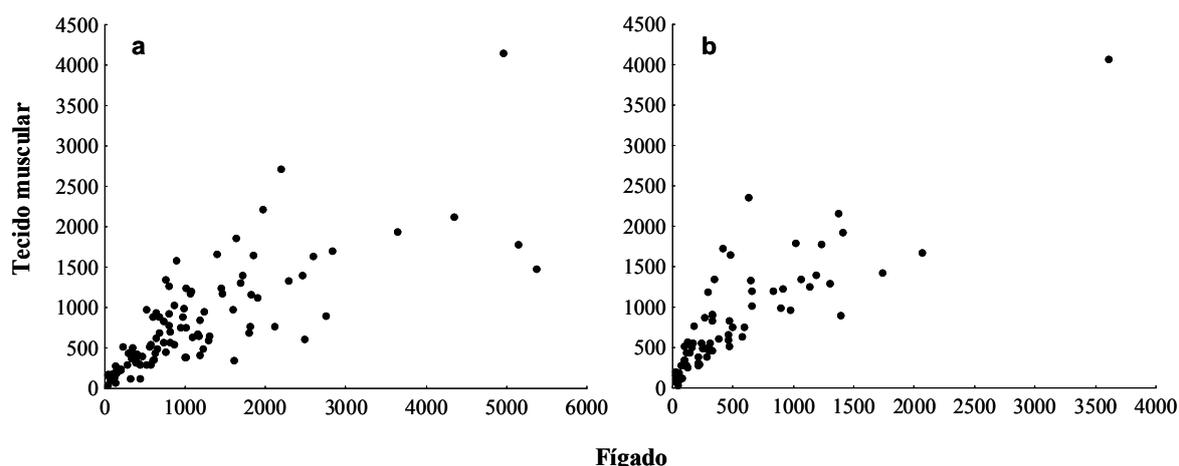


Figura 33: Correlação entre as concentrações de mercúrio total (a) e orgânico (b) no tecido muscular e fígado dos peixes coletados à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em μg de Hg por kg de peixe em peso úmido.

A razão das concentrações de Hg no intestino sobre as concentrações no músculo foram de 0,69 e 0,31 para o HgT e de 0,57 e 0,18 para o HgOrg, respectivamente para os peixes carnívoros de montante e planctívoros de jusante (valores em mediana). Estas razões foram diferentes entre as duas guildas tróficas (HgT: $U'=239$; $p=0,0003$ e HgOrg: $U'=141$; $p<0,0001$).

As concentrações de HgOrg no intestino foram inferiores às observadas no tecido muscular para todos os peixes analisados ($W=4136$; $p<0,0001$). Ao contrário, observou-se que as concentrações de HgInorg foram sempre maiores no intestino ($W=2334$; $p<0,0001$).

6 DISCUSSÃO

6.1 *Montante versus jusante*

Estudos sobre contaminação mercurial em reservatórios se intensificaram nas últimas duas décadas (*e.g.* Tremblay *et al.*, 1998; Schetagne, 2004), no entanto, observa-se que nos últimos anos estes estudos começaram a se expandir para áreas no entorno desses ecossistemas (*e.g.* Mailman & Bodaly, 2006). Mais recentemente, alguns trabalhos observaram um aumento nas concentrações de Hg na biota localizada à jusante da barragem dos reservatórios quando comparadas com montante (*e.g.* Malm *et al.*, 2004; Palermo *et al.*, 2004b; Dominique *et al.*, 2007; Tuomola *et al.*, 2008).

Os fatores que governam as concentrações de MeHg dissolvido na água dos reservatórios são principalmente internos e dependentes do tempo de residência da água (Montgomery *et al.*, 2000). Em um sistema como o Reservatório de Samuel, com um tempo de residência em torno de 3,5 meses (Santos, 1995), as concentrações são reguladas principalmente pelas condições físicas e químicas da água, que são fatores determinantes da estratificação (Montgomery *et al.*, 2000). No presente estudo, a coleta dos organismos foi realizada no período chuvoso, época em que a coluna d'água à montante da barragem não está estratificada (Viana, 2002; Nascimento, 2006; dados mensurados no presente estudo). Segundo Canavan *et al.* (2000), no período de desestratificação, as concentrações de Hg total e dissolvido na água tendem a ser homogêneas em toda a coluna à montante, e semelhantes às observadas à jusante. Portanto, durante o período chuvoso, em que a coluna d'água do Reservatório de Samuel encontra-se homogênea, não estratificada, provavelmente não estejam ocorrendo as condições mais propícias para a metilação do Hg. Com isso, as

concentrações de MeHg exportadas nesse período para jusante da barragem provavelmente são semelhantes às observadas na água superficial à montante. Foi observado, no presente estudo, que as concentrações de HgOrg e HgInorg no fitoplâncton e zooplâncton foram semelhantes entre as localidades montante e jusante. Análises em organismos planctônicos são um histórico recente de contaminação visto que possuem um tempo de vida muito curto quando comparados com os peixes. Já os peixes, ao contrário, possibilitam uma análise da poluição crônica por Hg (Jahanbakht *et al.*, 2002).

No Reservatório de Tucuruí, que permanece estratificado durante todo o ano, as concentrações de HgT no fitoplâncton foram 3,34 vezes maiores à jusante (287 µg/kg p.s.) quando comparadas com montante (86 µg/kg p.s.) (Palermo *et al.*, 2004b). O zooplâncton apresentou o mesmo comportamento, com concentrações de 389 µg/kg p.s. à jusante, ou seja, 2,80 vezes maiores que à montante (139 µg/kg p.s.) (Palermo *et al.*, 2004b).

As concentrações de HgOrg no fitoplâncton foram menores que as observadas no zooplâncton para os dois locais de coleta, já as concentrações de HgInorg no fitoplâncton foram maiores que as no zooplâncton. Isto se refletiu nas %HgOrg, maiores no zooplâncton quando comparadas com as do fitoplâncton. Pode-se observar, portanto, que o HgOrg, ao contrário do inorgânico, é eficientemente transferido para o nível trófico sucessivo (Wiener & Spry, 1996), fazendo com que as %HgOrg aumentem no zooplâncton. Tal resultado foi observado também em estudo de Palermo (2008) para o plâncton do Reservatório de Tucuruí (PA). Na transferência do fitoplâncton para o zooplâncton, o MeHg é assimilado mais eficientemente do que o HgInorg (Mason *et al.*, 1995; Lawson & Mason, 1998), por isso, há uma tendência de acréscimo do HgOrg e

diminuição do HgInorg ao longo da cadeia alimentar (Palermo, 2008). Assim, observamos que o HgOrg é o principal responsável pela biomagnificação do Hg.

No presente estudo, as concentrações de HgT no material particulado em suspensão (MPS) à jusante e à montante da barragem seguem o mesmo comportamento encontrado para o plâncton. Foi observado, no Reservatório de Samuel, que as concentrações no MPS encontram-se homogêneas em toda a coluna d'água à montante e semelhantes às observadas à jusante. Portanto, provavelmente devido à desestratificação da coluna d'água à montante, as concentrações de Hg estão homogêneas. Com isso, o Hg exportado para jusante é semelhante ao observado à montante.

No Reservatório de Petit-Saut, Dominique *et al.* (2007) observaram que o HgT e o MeHg dissolvido na água superficial e associado ao material particulado em suspensão apresentaram maiores valores de concentração à jusante da barragem quando comparados com montante. As concentrações de HgT e MeHg no MPS foram, respectivamente, 1,8 e 4 vezes mais elevadas à jusante que à montante. No entanto, ressalta-se que este reservatório permanece estratificado durante todo o ano (Dominique *et al.*, 2007).

As concentrações de HgT no MPS observadas no presente estudo estão freqüentemente acima das concentrações apresentadas em outros estudos realizados em rios da bacia amazônica. Somente para o Reservatório de Tucuruí são observadas concentrações elevadas como as de Samuel (Anexo 1). Sabe-se que a dinâmica dos rios é diferente da observada em reservatórios, com mudanças nos parâmetros físicos e químicos da água (Margalef, 1983). Os parâmetros abióticos são muito importantes para a compreensão das concentrações de Hg (Montgomery *et al.*, 2000). Portanto, estas concentrações terão um padrão diferente entre os sistemas de rio e reservatório. Já foi observado que o plâncton de reservatórios, em geral, apresenta maiores concentrações

de Hg (Tremblay *et al.*, 1998). Observa-se que, os valores de Hg no MPS observados nos dois reservatórios (Reservatório de Samuel - presente estudo e Reservatório de Tucuruí - ELETRONORTE, 2003; Malm *et al.*, 2004; Palermo *et al.*, 2004a) são os mais elevados. Portanto, quando comparamos aos rios, provavelmente os reservatórios apresentam maiores concentrações de Hg no MPS devido às características peculiares deste sistema como a lixiviação das margens, aporte de matéria orgânica inundada, anoxia do hipolímnio, entre outras (Morrison & Therien, 1995; Rogers *et al.*, 1995; Tremblay *et al.*, 1998).

No presente estudo foi observado que os peixes carnívoros coletados à jusante apresentaram concentrações de HgT e HgOrg no tecido muscular 2,55 e 2,67 vezes maiores que as dos peixes de mesma guilda trófica coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel (RO). Por sua vez, estes carnívoros de montante apresentaram concentrações do metal no músculo semelhantes às dos planctívoros de jusante. De acordo com o conceito de biomagnificação, espera-se que as concentrações de Hg no tecido muscular dos peixes aumentem diretamente com o aumento do nível trófico dos mesmos (Stemberger & Chen, 1998). Peixes planctívoros teriam as menores concentrações, seguidos de onívoros e então carnívoros. Ou seja, no presente estudo, os peixes planctívoros apresentaram um “salto trófico” em relação às concentrações de mercúrio, uma vez que têm concentrações correspondentes às dos carnívoros de montante.

Comportamento semelhante nas concentrações de Hg em reservatórios foi observado em outros estudos. Palermo *et al.* (2004b) estudando o Reservatório de Tucuruí, também localizado na região amazônica brasileira, observaram que peixes de jusante da barragem apresentaram, em média, concentrações no músculo de 1,61 a 3,68 vezes mais altas que os coletados à montante da barragem, considerando as mesmas

guildas tróficas. Foi observado nesse mesmo estudo em Tucuruí, assim como no presente estudo, que os peixes planctívoros de jusante apresentaram concentrações (2.266 µg/kg p.s.) semelhantes às encontradas nos carnívoros de montante (2.869 µg/kg p.s.). Ainda na bacia amazônica, Dominique *et al.* (2007) estudaram o Reservatório de Petit-Saut (Guiana Francesa), onde foi observado que os peixes bentófagos/onívoros coletados à jusante da barragem apresentaram concentrações de Hg no músculo (3.400 µg/kg p.s.) em média dez vezes superiores às observadas à montante (320 µg/kg p.s.). No Reservatório Lago Manso (MT), os peixes piscívoros do gênero *Serrasalmus* apresentaram, em média, concentrações musculares de 850 e 1.118 µg/kg p.u. para os indivíduos coletados na área de montante e jusante, respectivamente (Tuomola *et al.*, 2008).

Essas elevadas concentrações de mercúrio total e orgânico no tecido muscular dos peixes carnívoros e planctívoros de jusante estão relacionadas à estratificação da coluna d'água à montante da barragem do reservatório durante o período seco. Apesar da coleta desses peixes ter sido realizada no período chuvoso, os peixes representam uma amostra integrada das concentrações de Hg do local. Diferentemente do plâncton e MPS, que apresentam uma permanência no reservatório momentânea (pelo reduzido tempo de vida-plâncton e por serem carregados pelo rio-plâncton e MPS), os peixes refletem a poluição crônica por Hg, com menor variação nas suas concentrações entre os períodos de seca e chuva quando comparados com as duas outras matrizes.

Durante o período de seca, o hipolímnio à montante da barragem apresenta baixos valores de oxigênio dissolvido e de pH (Viana, 2002). Essas duas condições, pH levemente ácido e baixas concentrações de oxigênio dissolvido, influenciam positivamente a metilação do mercúrio (Winfrey & Rudd, 1990; Svobodová *et al.*, 1999). Portanto, possivelmente está ocorrendo metilação do Hg no hipolímnio à

montante da barragem do Reservatório de Samuel. Tendo em vista que a captação de água desta hidrelétrica encontra-se a 10 metros de profundidade, a água transportada para jusante da barragem é, durante a estação seca, proveniente do hipolímnio (Viana, 2002). Portanto, ao exportar água para jusante, a hidrelétrica está exportando também MeHg formado na localidade de montante, fazendo com que a biota de jusante esteja recebendo o Hg mais biodisponível (na forma de MeHg) do que a biota de montante, que está localizada predominantemente no epilímnio.

Esta exportação de metilmercúrio de montante para jusante da barragem foi observada por Canavan *et al.* (2000) no Reservatório Elephant Butte (EUA). Este reservatório, assim como o de Samuel, estratifica somente durante alguns meses do ano. No período de estratificação, as concentrações de MeHg na água aumentaram no hipolímnio à montante e na água superficial à jusante. Isso seria um resultado, segundo os autores, da metilação do Hg no hipolímnio e seu transporte para jusante da barragem. Já a água superficial à montante do Reservatório Elephant Butte, que ao contrário do hipolímnio não apresenta condições propícias para a metilação, apresentou concentrações mais baixas. Assim, as concentrações de MeHg na água à jusante estariam intimamente relacionadas às concentrações de montante, sendo semelhantes às concentrações do hipolímnio durante a estratificação (Canavan *et al.*, 2000).

Schetagne *et al.* (2000) demonstraram que, em um reservatório estratificado, o metilmercúrio exportado para jusante da barragem está principalmente na forma dissolvida na água e associado ao material particulado em suspensão e, em menor proporção, este Hg está associado ao plâncton. Em outro estudo, realizado na Hidrelétrica de Petit-Saut (Guiana Francesa), foi observado que 70% do MeHg exportado para jusante está associado ao material particulado (fração $>0,45 \mu\text{m}$) (Dominique *et al.*, 2007). Em ambos os casos esta exportação é um resultado da

metilação do Hg no hipolímnio do lago (Schetagne *et al.*, 2000; Dominique *et al.*, 2007).

Deste modo, o material particulado em suspensão e o plâncton contendo o MeHg podem passar para a cadeia alimentar de jusante e, com isso, o Hg ser incorporado pela biota desta localidade. Já o MeHg dissolvido na água de jusante pode estar associado à matéria orgânica (matéria orgânica dissolvida) e/ou ser adsorvido/absorvido principalmente pelo fitoplâncton e zooplâncton de jusante (Fishe & Hook, 2002; Peech Cherewyk, 2002). Assim, o MeHg dissolvido na água estará disponível para a biota de jusante através da cadeia trófica (*e.g.* o peixe planctívoro alimenta-se de zooplâncton; deste modo este organismo pode incorporar o metal presente nesse item).

Utilizando análise de carbono isotópico ($\delta^{13}\text{C}$), Kainz e Lucotte (2002) observaram que maiores concentrações de MeHg no zooplâncton coletado à jusante de um lago inundado ocorriam devido ao consumo por estes organismos de material particulado em suspensão vindo de montante. Portanto, à jusante, o plâncton (fito e zôo) incorpora o MeHg vindo de montante, disponibilizando o metal para o restante da cadeia alimentar nesta localidade. A incorporação de MeHg pelo plâncton é então refletida nas concentrações observadas nos organismos ao longo da cadeia (Watras *et al.*, 1998). Portanto, pode-se concluir que os organismos localizados à jusante da barragem estão mais expostos ao Hg quando comparados com os de montante.

Para os peixes herbívoros, ao contrário dos carnívoros, não foram observadas diferenças nas concentrações de Hg no tecido muscular nos organismos coletados nas duas localidades (montante e jusante). Apesar de não haver estudos de alimentação de peixes no Reservatório de Samuel, os peixes herbívoros do presente estudo foram alocados nesta classe alimentar baseado em informações bibliográficas das espécies em outros locais. Além disso, os pescadores locais afirmam que estas espécies de peixes

alimentam-se basicamente de um capim comumente conhecido como capim-de-arroz ou capim-bravo. Portanto, pode-se observar que a alimentação dos peixes herbívoros não tem relação direta com as principais fontes de exportação de MeHg para jusante da barragem acima citadas (plâncton, material particulado em suspensão e matéria orgânica dissolvida). Portanto, estes peixes, alimentando-se do capim, não estão refletindo os efeitos da barragem nas suas concentrações de Hg.

No Reservatório Lago Manso (MT), um outro peixe herbívoro, *Brycon hilarii*, também não apresentou maiores concentrações de Hg à jusante da barragem (Tumola *et al.*, 2008). Esta espécie de peixe também consome basicamente material vegetal alóctone ao sistema aquático (Goulding, 1980; Sabino & Sazima, 1999; Sabino *et al.*, 2005). Portanto, assim como no presente estudo, sua alimentação não tem relação direta com os principais componentes exportadores de Hg da barragem, fazendo com que estes organismos não reflitam as diferenças locais nas concentrações.

Resultado contrário, no entanto, foi observado para as concentrações de Hg nos peixes herbívoros do Reservatório de Tucuruí (Palermo *et al.*, 2004b). Segundo os autores, os espécimes desta guilda trófica coletados à jusante da barragem apresentaram concentrações de Hg no músculo em média 11,5 vezes maiores quando comparadas às observadas nos espécimes de montante. Ainda neste estudo, foi observado que os organismos coletados à montante e à jusante, apesar de serem classificados numa mesma guilda trófica (herbívoros), possuem uma diferença nos itens consumidos. Nos herbívoros de montante foi observado que 7% dos itens alimentares eram de origem animal contra 18% nos de jusante. Ao mesmo tempo, as porcentagens dos itens de origem vegetal na dieta dos herbívoros foram de 88 e 73% para os peixes de montante e de jusante, respectivamente (Palermo *et al.*, 2004b). Em ambientes represados são esperadas alterações no comportamento alimentar de populações de peixes, decorrentes

principalmente de mudanças na disponibilidade de recursos alimentares e da plasticidade das espécies no sentido de os explorarem (Agostinho *et al.*, 1999). As diferenças nas concentrações de Hg nos peixes herbívoros de Tucuruí foram associadas às diferenças locais e a estas diferenças alimentares, com os organismos de jusante apresentando um maior percentual de itens de origem animal na dieta e conseqüentemente maiores concentrações de Hg (Palermo *et al.*, 2004b). Tal resultado reforça a necessidade de estudos futuros acerca da alimentação dos indivíduos das espécies especificamente coletados no Reservatório de Samuel.

Podemos sugerir que, no presente estudo, por não terem sido observadas diferenças nas concentrações dos herbívoros entre as localidades, esta guilda trófica não está sujeita ao efeito da barragem em relação à maior biodisponibilidade do Hg à jusante. No entanto, como observado por uma série de autores (*e.g.* Agostinho *et al.*, 1999; Palermo *et al.*, 2004b; Albrecht, 2005), uma mesma espécie pode apresentar sensíveis diferenças na dieta alimentar em função de alterações de hábitat (ou simplesmente pela ocorrência em habitats distintos), sendo, inclusive, refletidas no seu nível trófico. Conseqüentemente, tais modificações podem ter influência direta nas concentrações de Hg (Jernelov & Lann, 1971). Portanto, sugere-se que a alimentação dos peixes no Reservatório de Samuel seja avaliada, tendo em vista que a equivalência da dieta destes organismos nas duas localidades foi premissa para o presente estudo.

6.2 Diferentes tecidos dos peixes

O padrão de concentração de mercúrio observado no presente estudo para o músculo dos peixes entre as duas localidades também foi observado para o fígado e o intestino destes organismos. Os carnívoros de montante apresentaram concentrações de

HgT e HgOrg no fígado e intestino menores que as observadas nos carnívoros de jusante. Já os peixes herbívoros apresentaram concentrações semelhantes entre as duas localidades para os dois órgãos. Em estudo de Dominique *et al.* (2007) no Reservatório de Petit-Saut, este padrão também foi encontrado para peixes bentófagos/onívoros, onde as maiores concentrações de HgT e MeHg no músculo e fígado foram observadas nos organismos coletados à jusante, quando comparados com os de montante. As concentrações musculares foram em média 10 e 13 vezes maiores à jusante para o HgT e o MeHg, respectivamente. No fígado, as concentrações de HgT e MeHg à jusante (HgT: 2.780 e MeHg: 1.270 µg/kg p.s.) foram, respectivamente, 2,57 e 3,68 vezes maiores que as de montante (HgT: 1.080 e MeHg: 345 µg/kg p.s.) (Dominique *et al.*, 2007).

A ocorrência do mesmo padrão nos três tecidos dos peixes deve ser um reflexo da relação de proporcionalidade nas concentrações existente entre estes órgãos devido à distribuição e conseqüente concentração do metal nos diferentes órgãos dos organismos (Maury-Brachet *et al.*, 2006). Foi observada, no presente estudo, correlação positiva das concentrações de Hg no músculo com as concentrações do metal no fígado. Portanto, as espécies com maiores concentrações de HgT e HgOrg no músculo (piscívoras) apresentaram também as maiores concentrações no fígado.

Seguindo o mesmo padrão, os carnívoros de montante e planctívoros de jusante apresentaram concentrações de Hg semelhantes, tanto para o músculo quanto para o fígado. Tendo em vista que as concentrações nos diferentes órgãos dos peixes são correlacionadas, era esperado que o intestino apresentasse este mesmo padrão observado no fígado e no músculo. No entanto, neste órgão, as concentrações de HgT e HgOrg foram maiores nos carnívoros de montante quando comparadas às dos planctívoros. Isto se refletiu na razão entre as concentrações do intestino sobre as do

músculo, que apresentou os menores valores para os planctívoros quando comparados aos dos carnívoros de montante. Já que as concentrações musculares entre estas duas guildas foram semelhantes (denominador), as menores concentrações no intestino dos planctívoros (numerador) resultaram em menores valores na razão.

O intestino do peixe planctívoro reflete as concentrações de Hg do seu alimento na época chuvosa, período em que o Reservatório de Samuel não está estratificado (Viana, 2002) e as concentrações de Hg nos seus principais itens alimentares (MPS, fitoplâncton e zooplâncton) à montante estavam semelhantes às observadas à jusante. Assim, sugere-se que a disponibilidade de Hg, via alimentação, para os peixes planctívoros é a mesma entre as duas localidades durante o período chuvoso. Os peixes herbívoros parecem não ser influenciados pela barragem, portanto, sua alimentação provavelmente não está relacionada ao ciclo sazonal de estratificação da coluna d'água à montante. Portanto, suas concentrações no intestino e músculo não dependerão da época do ano. Por outro lado, os peixes carnívoros/piscívoros consomem basicamente peixes, portanto, consomem uma carga de Hg no alimento relativamente constante. Isso estaria se refletindo na observação do mesmo padrão para os três tecidos (concentrações de Hg nos carnívoros de montante menores que as observadas nos carnívoros de jusante).

A principal forma de incorporação de Hg pelos peixes é através da alimentação (Jernelov & Lann, 1971). Em relação à água, a taxa de concentração de MeHg no músculo destes organismos pode chegar de 10.000 a 100.000 vezes (EPA, 1980). Isso é o resultado principalmente da biomagnificação ao longo da cadeia alimentar, e não da absorção de Hg pelas brânquias (WHO, 1990). Ou seja, o trato digestório é o que primeiro recebe o alimento contaminado (principal via de contaminação). O Hg então pode ser absorvido pela parede do intestino e, transportado pelo sangue principalmente

associado aos eritrócitos, ser distribuído pelos diferentes tecidos do organismo (Ribeyre & Boudou, 1984; Downs *et al.*, 1998; Wiener *et al.*, 2003). Portanto, o intestino irá refletir as contaminações de Hg momentâneas, baseadas no alimento que o peixe está consumindo naquela época do ano ou período. Já o músculo é considerado um monitor apropriado nos casos de exposição crônica ao metal, por ter alta capacidade de acúmulo e baixa taxa de depuração (Jahanbakht *et al.*, 2002; Wiener *et al.*, 2003). Em relação ao músculo, as concentrações de Hg no fígado também são utilizadas como uma referência mais imediata de contaminação. No entanto, quando relacionamos as concentrações do metal entre fígado e intestino, esse último parece ser um órgão que reflete melhor as concentrações naquele período, justamente por ser o que primeiro recebe o alimento.

O intestino pode ser um órgão importante na avaliação momentânea da carga de Hg consumida pelos peixes através do alimento. Para aqueles organismos que consomem itens alimentares com flutuação sazonal nas concentrações de Hg, como parece ser o caso dos planctívoros, a análise deste tecido pode fornecer importantes informações.

6.3 Tecido muscular

No presente estudo foi observado que as concentrações de HgT e HgOrg no tecido muscular aumentaram conforme aumentou o nível trófico dos peixes. À montante da barragem, os herbívoros apresentaram as menores concentrações, seguidos dos onívoros e dos carnívoros, com as concentrações mais altas. À jusante, os herbívoros também apresentaram as menores concentrações, os planctívoros as intermediárias e, os carnívoros, as mais altas. Observa-se que na localidade à montante, as diferenças de concentração entre as guildas não foram significativas para todos os grupos. Os peixes

coletados à montante pertencem a guildas tróficas próximas, com duas classes de onívoros. Portanto, a dieta dos diferentes grupos classificados no presente estudo apresenta sobreposição em vários itens alimentares. Assim, o que se observa nas concentrações do metal é uma tendência ao aumento acompanhando o acréscimo no nível trófico. Outros trabalhos já demonstraram esta correlação da dieta com as concentrações de Hg no músculo de peixes (*e.g.* Porvari, 1995; Zhou & Wong, 2000; Palermo *et al.*, 2002; Kasper, 2006).

Apesar de serem observadas diferenças nas concentrações de Hg entre as duas localidades, as %HgOrg no tecido muscular foram semelhantes entre as mesmas guildas à montante e à jusante (para carnívoros e herbívoros). Portanto, os peixes das duas localidades provavelmente estão submetidos a um aporte de Hg diferente, maior à jusante, que se reflete nas concentrações no tecido muscular que foram maiores à jusante. Assim, provavelmente as concentrações musculares estão refletindo a quantidade/carga de Hg disponível no local. Por pertencerem à mesma guilda trófica, no entanto, as porcentagens do HgOrg em relação ao total são semelhantes entre as duas localidades. Independentemente do local, a relação entre a concentração de HgOrg e HgInorg recebido via alimentação parece ser a mesma por estarem ocupando a mesma guilda trófica, sendo refletida no músculo destes organismos.

Em todas as guildas tróficas, nas duas localidades, as concentrações de HgOrg foram sempre superiores às de HgInorg no tecido muscular. Neste tecido, a principal forma de HgOrg presente é o MeHg (Palermo, 2008) que associa-se às proteínas do tecido muscular devido principalmente à presença do grupamento sulfidríla em algumas dessas moléculas (WHO, 1990). Na ingestão do alimento contaminado, as diferentes espécies químicas do mercúrio são absorvidas pela parede intestinal em proporções distintas. De todo o MeHg ingerido com o alimento, cerca de 95% são absorvidos, já o

HgInorg e o Hg metálico têm uma absorção muito menor, de 10% e praticamente zero, respectivamente (ATSDR, 1999). Assim, observamos que a transferência do HgOrg através da cadeia alimentar é mais efetiva quando comparada à da forma inorgânica (Wiener & Spry, 1996).

Foi possível notar no presente estudo que 52% dos peixes ultrapassaram os limites de concentração de Hg recomendados como seguros para o consumo humano pela OMS. Considerando a alta taxa de ingestão de pescado na região amazônica (*e.g.* Bastos *et al.*, 2006), os limites para essa população deveriam ser menores que 500 µg de Hg/kg de peixe. Portanto, esses limites devem levar em consideração os hábitos/costumes de cada população humana. Assim, ressalta-se a necessidade de estudos que avaliem qual população e em que taxa esta consome o pescado da Usina Hidrelétrica de Samuel.

As concentrações de HgT no tecido muscular dos peixes do presente estudo são apresentadas no Anexo 2 juntamente com concentrações observadas em outros estudos realizados também na bacia amazônica. As espécies analisadas no presente estudo e não apresentadas no Anexo 2 não foram encontradas em bibliografia para a região amazônica.

Em estudo de Petrick (1993), três anos após o início do barramento da UHES, foi observado que os peixes planctívoros à montante da barragem apresentavam concentrações em torno de 240 µg/kg p.u. Após 6 a 9 anos de barramento do Rio Jamari, Brasil *et al.* (2004) observaram maiores concentrações nestes peixes (469 µg/kg p.u.). É esperado um aumento nas concentrações de Hg após o barramento de um rio (Schetagne *et al.*, 2000). Apesar de não terem sido coletados no presente estudo espécimes de peixes planctívoros à montante da barragem, espera-se que, após 19 anos de barramento do rio, as concentrações nestes peixes já tenham diminuído. Verdon *et al.*

(1991) ressalta que, em peixes não predadores, normalmente as concentrações de mercúrio tendem a diminuir em até 10 anos após a construção da barragem.

Ainda para os peixes planctívoros, foi observado no Reservatório de Tucuruí (PA) um aumento nas concentrações de Hg à jusante da barragem, estas foram 2,35 vezes maiores à jusante quando comparadas com montante (Malm *et al.*, 2004).

Para os peixes herbívoros, observa-se que as regiões de mineração (Itaituba e São Luís do Tapajós) apresentaram concentrações semelhantes às observadas no presente estudo. Nos demais rios, exceto o Rio Negro, observa-se que as concentrações apresentam-se menores que as observadas no presente estudo (Anexo 2). Assim, podemos observar que, quando comparamos os sistemas rio e reservatório, esse último tende a apresentar concentrações nos peixes mais elevadas. Essas concentrações somente são próximas das observadas em rios com influência do garimpo (*e.g.* Uryu *et al.*, 2001).

O Rio Negro apresentou concentrações ligeiramente ou muito mais elevadas que as concentrações observadas nos peixes carnívoros (*Serrasalmus rhombeus* e *Cichla* spp.), onívoro-carnívoro e herbívoros coletados à montante da barragem no presente estudo (Anexo 2). Esse é o único rio que apresenta maiores concentrações que as observadas no Reservatório de Samuel, mesmo sem a influência de garimpo nas regiões de coleta. O Rio Negro possui uma dinâmica diferente da observada no Rio Jamari devido às características limnológicas peculiares de cada um desses dois corpos d'água. Segundo a classificação de águas de Sioli (1990) o Rio Negro é um rio de águas pretas, enquanto o Rio Jamari enquadra-se na classificação de águas claras. Devido ao seu reduzido pH, às altas concentrações de matéria orgânica na água, e ao processo de podzolização, o Rio Negro, dentre os tributários do Rio Amazonas, é o que apresenta as

maiores concentrações de Hg em suas águas (Siva-Forsberg *et al.*, 1999; Maurice-Bourgoin *et al.*, 1999).

As concentrações observadas no carnívoro *Pinirampus pirinampu* em São Luís do Tapajós (região de mineração) (Uryu *et al.*, 2001) foram próximas às dos indivíduos coletados à jusante no presente estudo. Já as concentrações observadas nesta espécie coletada no Rio Madeira, onde havia um garimpo não operante (Padovani *et al.*, 1995), ficaram entre as de montante e de jusante do presente estudo. No Rio Madeira ainda, Boischio e Henshel (2000) coletaram em diferentes localidades, em áreas de garimpo e áreas controle, com as concentrações mínimas e máximas dentre as duas localidades (montante e jusante da barragem) do Reservatório de Samuel (Anexo 2).

Serrasalmus rhombeus apresentou, no presente estudo, concentrações de mercúrio na localidade à montante próximas às observadas neste mesmo local em estudo realizado durante os anos de 1994 a 1997 (Brasil *et al.*, 2004). Nessa ocasião a UHES estava de 5 a 8 anos em operação. Em estudo realizado após 7 anos de operação do Reservatório de Balbina (Kehrig *et al.*, 1998), foi observado que as concentrações de Hg da piranha-preta ficaram em torno das observadas no Reservatório de Samuel (presente estudo; Brasil *et al.*, 2004).

Para *Rhaphiodon vulpinus*, a concentração observada à montante da barragem em Samuel foi próxima às concentrações observadas no Reservatório de Tucuruí. Nessa espécie, as concentrações nos rios Rato e Teles Pires (regiões de garimpo) foram próximas às de jusante de Samuel. No Rio Madeira (onde havia um garimpo não operante; Padovani *et al.*, 1995) *Rhaphiodon vulpinus* apresentou concentrações entre as de montante e jusante do presente estudo, assim como observado em *Pinirampus pirinampu*.

Para o peixe carnívoro *Cichla* spp. coletado à montante da barragem no Reservatório de Samuel, foi observado que as concentrações de Hg aumentaram desde os primeiros anos de barramento do rio (Petrick, 1993) até 6 a 9 anos da construção da barragem (Brasil *et al.*, 2004) chegando aos maiores valores no presente estudo (19 anos após o barramento). Segundo Anderson *et al.* (1995) em até 30 anos de barramento de um rio as concentrações de Hg nos peixes carnívoros tendem a diminuir. Devido à sua posição no topo da cadeia alimentar, os peixes piscívoros têm suas concentrações aumentadas com a construção da barragem após a elevação dessas concentrações nos demais peixes de menor nível trófico. Como consequência, as concentrações nos peixes piscívoros demoram mais para aumentar e também, posteriormente, para diminuir. Como pôde-se observar (Anexo 2), as concentrações no tucunaré continuam, no presente momento, aumentando no Reservatório de Samuel.

As concentrações de HgT observadas no Reservatório de Samuel são próximas às observadas em outros reservatórios da região amazônica (Reservatório de Balbina e Reservatório de Tucuruí) para *Cichla* spp. Observa-se, no Anexo 2, que nos reservatórios de Tucuruí e de Samuel as maiores concentrações de HgT ocorreram nesses peixes carnívoros coletados à jusante da barragem quando comparados com montante (Petrick, 1993; Santos, 2002; Malm *et al.*, 2004).

As concentrações de HgT observadas nos peixes *Cichla* spp. coletados à montante da barragem do Reservatório de Samuel foram maiores que as obtidas em áreas de rio sem influência do garimpo (Jacareacanga e Santarém) ou ligeiramente menores que em regiões de rio próximas a atividades de garimpo (Itaituba e Rio Tapajós).

Pode-se observar, portanto, que as concentrações de HgT no músculo dos peixes do Reservatório de Samuel encontram-se, em geral, próximas ou mais elevadas que as

observadas em reservatórios e rios amazônicos, respectivamente. É conhecido que em reservatórios as concentrações de Hg na biota podem ser mais elevadas que as observadas nos rios devido à enorme área de inundação ocasionada pelo barramento. Deste modo, matéria orgânica e Hg presentes na vegetação e solos inundados são lixiviados para a coluna d'água (Morrison & Therien, 1995; Rogers *et al.*, 1995; Tremblay *et al.*, 1998). Em relação às concentrações de Hg na biota dos rios amazônicos, o Reservatório de Samuel parece apresentar concentrações mais elevadas. Por vezes, estas concentrações são tão elevadas quanto às observadas em regiões de influência dos garimpos. Portanto, reservatórios constituem um ecossistema especial que deve ser estudado quanto às concentrações de Hg a fim de aumentar o conhecimento da dinâmica desse metal por apresentar também condições ideais para a metilação do Hg.

6.4 Intestino

No intestino dos peixes do presente estudo observou-se que as concentrações de HgT e HgOrg apresentaram o mesmo comportamento que o músculo, aumentaram à medida em que aumentava o nível trófico do organismo. Os peixes de início de cadeia, primeiros níveis tróficos, apresentam concentrações menores, enquanto os peixes carnívoros, de topo de cadeia, apresentam as maiores concentrações no intestino. Após a ingestão do alimento contaminado, o Hg presente no intestino é distribuído para os demais órgãos dos organismos (como o músculo, por exemplo).

Assim como as concentrações, as %HgOrg no intestino aumentam à medida em que aumenta o nível trófico. Isto representa o que o peixe recebe via alimentação. Como o HgOrg é eficientemente transferido para níveis tróficos sucessivos (Wiener & Spry,

1996), no presente estudo observamos que quanto maior o nível trófico do organismo mais HgOrg no intestino este apresentou. Ao contrário, o HgInorg normalmente encontra-se em maiores concentrações no início da cadeia alimentar, e, à medida em que aumentam os níveis, estas concentrações tendem a diminuir (Palermo *et al.*, 2002). Deste modo, no presente estudo observamos as maiores %HgOrg no intestino dos peixes carnívoros. Isto seria um reflexo da transferência não eficiente do HgInorg ao longo da cadeia alimentar e também da eficiente transferência do HgOrg.

Em estudo experimental, Oliveira Ribeiro *et al.* (2002) ofereceram aos peixes *Salvelinus alpinus* comida artificialmente enriquecida com mercúrio inorgânico. Os autores observaram que o intestino destes organismos é capaz de acumular concentrações de Hg uniformemente distribuído ao longo do epitélio intestinal. O acúmulo de metilmercúrio no intestino da truta arco-íris *Salmo gairdneri* (carnívora) é baixo quando comparado com a quantidade transferida para o sistema circulatório e órgãos internos destes organismos (Boudou & Ribeyre, 1985).

Utilizando o tecido muscular como referência de órgão interno, foi observado, no presente estudo, que as concentrações de HgOrg foram maiores no músculo dos peixes quando comparadas com as do intestino. Ou seja, provavelmente o HgOrg, que em sua maior parte é constituído de MeHg (Palermo, 2008), está sendo transferido para os demais órgãos do peixe, não permanecendo no intestino. Ao contrário, as concentrações de HgInorg no músculo dos peixes do presente estudo foram menores que as observadas no intestino. Isto pode ser resultado da baixa absorção de HgInorg para o sistema circulatório dos peixes e conseqüente maior acúmulo desta forma do metal no intestino (Boudou & Ribeyre, 1997b), assim os órgãos internos (no caso deste estudo o músculo) apresentam baixas concentrações e o intestino altas.

6.5 Fígado

No fígado dos peixes, foi observado no presente estudo que as concentrações de HgInorg foram sempre superiores às de HgOrg, exceto para duas espécies de carnívoros (*S. rhombeus* e *R. vulpinus*). Em estudo de Kehrig *et al.* (2004) na Baía de Guanabara (RJ), os peixes marinhos carnívoros e onívoros apresentaram porcentagens de MeHg em relação ao HgT no fígado em média 31 e 22%, respectivamente. Resultado semelhante foi observado no peixe *Curimata cyprinoides* do Reservatório de Petit-Saut (região amazônica), onde as porcentagens de MeHg neste órgão foram em média 33% (Dominique *et al.*, 2007). Estas altas concentrações de HgInorg sugerem um processo de destoxificação do Hg no fígado dos peixes.

No presente estudo, foi observado que a concentração de HgT tem influência nas %HgOrg no fígado. Portanto, sugere-se que os peixes analisados apresentem algum mecanismo de “disparo” na destoxificação do Hg no fígado. À medida em que aumentam as concentrações de HgT no fígado a destoxificação do metal seria maior. Assim, em baixas concentrações o mecanismo não seria tão efetivo e, portanto, ocorrem as maiores %HgOrg. Ou seja, uma grande parte do Hg ainda está na sua forma orgânica. Sugere-se que sob altas concentrações, as %HgOrg diminuem devido à transformação do HgOrg que está chegando no fígado em HgInorg.

Os peixes carnívoros *S. rhombeus* e *R. vulpinus* não seguiram os dois resultados observados nos demais peixes do presente estudo. Nestas espécies, as concentrações de HgOrg foram, em média, superiores às de HgInorg, além de não apresentarem correlação significativa entre as concentrações de HgT e as %HgOrg no fígado. No entanto, através das análises de MeHg em *S. rhombeus*, foi possível observar no presente estudo, que as %MeHg no fígado decrescem com o aumento do HgT neste

órgão. No peixe carnívoro *P. pirinampu*, as análises de MeHg não demonstraram correlação significativa com as concentrações de HgT. Esse resultado pode ter ocorrido devido ao baixo número de espécimes analisados quanto às concentrações de MeHg.

De todo o HgOrg presente no fígado de *S. rhombeus* e *P. pirinampu*, apenas uma parte era MeHg. Portanto, apesar de na literatura haver comumente especiação do MeHg no fígado (*e.g.* Kehrig *et al.*, 2004; Maury-Brachet *et al.*, 2006; Dominique *et al.*, 2007), para estas duas espécies de peixes, por exemplo, o MeHg não representa a totalidade do HgOrg da amostra. A diferença entre essas concentrações ($[HgOrg] - [MeHg]$) apresentou uma correlação com as concentrações de HgT para *S. rhombeus*. Isso pode estar indicando um possível mecanismo de destoxificação do metal, onde em altas concentrações de HgT ocorra a transformação do MeHg para outras formas orgânicas do metal. Para *P. pirinampu* a correlação não pôde ser testada devido ao baixo número amostral.

Apesar dos carnívoros, dentre as demais guildas tróficas estudadas no presente trabalho, serem o grupo com as maiores concentrações de HgT e HgOrg no fígado, há diferenças interespecíficas nas %HgOrg. Além do hábito alimentar (Jernelov & Lann, 1971; Schetagne *et al.*, 2000), a fisiologia de cada espécie de peixe pode modificar o acúmulo de Hg nos organismos expostos às mesmas condições ambientais (Maury-Brachet *et al.*, 2006). Portanto, no presente estudo, sugere-se que estas duas espécies carnívoras (*S. rhombeus* e *R. vulpinus*) estejam apresentando algum mecanismo de destoxificação do Hg no fígado (apesar de não serem observadas correlações com a %HgOrg, foi notada uma correlação com o MeHg para *S. rhombeus*). Este mecanismo de destoxificação, entretanto, pode ocorrer com um “disparo” diferente das demais espécies estudadas ou ainda pode ocorrer pela transformação do MeHg em outras espécies orgânicas do metal.

Poucos estudos foram realizados visando a comparação entre as espécies de peixes quanto às concentrações de Hg no fígado. A maioria dos estudos realizados com estes organismos faz análises somente no tecido muscular (*e.g.* Al-Majed & Preston, 2000; Dorea *et al.*, 2006; Kojadinovic *et al.*, 2006). Nos trabalhos que utilizam o fígado, a maioria realiza somente análises de HgT, e, em alguns poucos casos de MeHg (*e.g.* Kehrig *et al.*, 2004; Maury-Brachet *et al.*, 2006). Estudos com a especiação do metal são raros no fígado de peixes, somente para mamíferos estes trabalhos ocorrem em maior frequência (*e.g.* Wagemann *et al.*, 2000; Kehrig *et al.*, 2004). Para um melhor esclarecimento sugere-se que mais estudos devem ser realizados com a especiação do metal a fim de compreender as diferenças interespecíficas nos peixes carnívoros.

6.6 Selênio

Estudos com mamíferos têm demonstrado que um mecanismo de destoxificação do MeHg que ocorre no fígado destes organismos é a formação de grânulos de seleneto de mercúrio (Nigro, 1994; Nigro & Leonzio, 1996). Para estes organismos, as concentrações de HgT e Se no fígado apresentam uma correlação positiva, por exemplo, em baleias piloto (Costa, 2008) e no golfinho *Pontoporia blainvillei* (Seixas *et al.*, 2007a). Para os peixes do presente estudo estas correlações entre as concentrações e porcentagens de Hg com as concentrações de selênio não foram observadas. Somente quando todas as espécies de peixes foram reunidas pode-se observar uma correlação entre as concentrações de Se com as %HgOrg e, nos peixes planctívoros, foi observada uma correlação entre as concentrações de Se e de HgT no fígado. Kehrig *et al.* (2004) também não observou correlação entre as concentrações de Se e HgT no fígado de peixes onívoros e carnívoros da Baía de Guanabara (RJ). Dias (2008) estudou a espécie

de peixe onívora *Trachelyopterus striatulus* em três reservatórios do sudeste do Brasil e, somente em um deles, Reservatório de Lajes, encontrou correlação entre as concentrações de HgInorg com Se no fígado dos organismos.

Por outro lado, foi observado no presente estudo que as %MeHg decrescem com o aumento das concentrações de Se no fígado de *S. rhombeus* e *P. pirinampu*. Portanto, como citado anteriormente, o Hg parece ter um mecanismo de destoxificação no fígado dos peixes, no entanto, a importância do selênio neste processo não está clara, uma vez que não foram observados padrões nas correlações do Se com o HgT e as %HgOrg.

A razão entre as concentrações molares Se/Hg do presente estudo, demonstraram que, em geral, o fígado dos herbívoros apresentam os maiores valores, seguidos dos onívoros-herbívoros, e, com os menores valores, os planctívoros, onívoros-carnívoros e carnívoros. Em mamíferos marinhos esta razão é reportada na literatura normalmente próxima a 1, evidenciando as concentrações equimolares dos dois elementos (Wagemann *et al.*, 2000). Para o fígado dos golfinhos *Pontoporia blainvillei* (Seixas *et al.*, 2007a) e *Sotalia fluviatilis* (Kehrig *et al.*, 2004) a razão foi de 4 e 1,5, respectivamente. No entanto, para os peixes, estas razões normalmente apresentam valores elevados, demonstrando altas concentrações Se no fígado destes organismos quando comparadas com as de Hg; por exemplo, 26, 12 e 69 para peixes carnívoros, onívoros e planctívoros da Baía de Guanabara (Kehrig *et al.*, 2004).

Em estudo de Dorea *et al.* (1998) no Rio Madeira, foram observadas razões das concentrações de Se/Hg no tecido muscular com um padrão semelhante ao observado no presente estudo para o fígado dos peixes. As razões foram mais elevadas nos peixes herbívoros e onívoros e menores nos peixes piscívoros (Dorea *et al.*, 1998).

A maior fonte de Se para os organismos aquáticos são os vegetais no início da cadeia alimentar (Shibata *et al.*, 1992). O semi-metal ingerido via dieta passa

primeiramente pelo fígado após a absorção intestinal, apresentando assim, um maior acúmulo neste órgão (Hodson & Hilton, 1983). Para os peixes, as maiores fontes de Se são os invertebrados bentônicos (Peters *et al.*, 1999) os vegetais superiores, as algas e o sedimento (Frankenberger & Benson, 1994). Bowie *et al.* (1996) observou que a maior parte do Se no ecossistema aquático encontrava-se no sedimento (cerca de 97%).

Os peixes herbívoros apresentaram as maiores razões Se/Hg provavelmente por estarem recebendo altas concentrações do semi-metal via alimentação, e, ao mesmo tempo, baixas concentrações de Hg, por ocuparem o início da cadeia alimentar. Já os onívoros-herbívoros recebem altos *inputs* de Se provavelmente também via alimentação (sedimento, invertebrados e algas) e, assim como os herbívoros, estão no início da cadeia. Nos peixes planctívoros, que apresentaram maiores concentrações de Hg que os herbívoros e onívoros-herbívoros, foram observadas concentrações intermediárias de Se. Provavelmente estes tenham como fonte principal do semi-metal o material particulado em suspensão. Já os organismos do topo da cadeia alimentar, onívoros-carnívoros e carnívoros, apresentaram as maiores concentrações de Hg e as menores de Se, portanto, seus valores de razão foram, em média, os menores. Portanto, ao contrário do Hg, observou-se que o Se não biomagnifica ao longo da cadeia alimentar.

Observou-se, no presente estudo, que as concentrações de Se no fígado não foram diferentes entre as duas localidades de coleta quando foi analisada cada espécie separadamente. Portanto, o Se parece não estar apresentando um comportamento como o Hg, de aumento nas concentrações à jusante da barragem. A diferença local nas concentrações de Se para a guilda trófica dos carnívoros provavelmente é o resultado da distinta composição de espécies analisadas nesta guilda. Assim, podemos observar para o Se que as diferentes espécies apresentam concentrações diferentes, no entanto, uma mesma espécie apresenta concentrações semelhantes nos dois diferentes pontos de

coleta. Nos Reservatórios de Vigário e Santana (este último envia suas águas para o primeiro), o peixe onívoro *Trachelyopterus striatulus* apresentou semelhantes concentrações de Se no fígado, demonstrando assim comportamento semelhante ao observado no presente estudo (Dias, 2008).

7. CONCLUSÕES

- As elevadas concentrações de Hg observadas no presente estudo nos peixes da jusante (carnívoros e planctívoros), quando comparadas às concentrações observadas à montante, são uma consequência do barramento do Rio Jamari (que cria condições propícias à metilação do mercúrio fazendo com que a biota de jusante esteja mais exposta ao metal quando comparada com montante).
- Os peixes herbívoros, por não apresentarem a dieta diretamente relacionada com os principais exportadores de MeHg para jusante, não estão refletindo concentrações de Hg diferentes devido à barragem.
- As concentrações de Hg no fitoplâncton, zooplâncton e material particulado em suspensão foram semelhantes entre as duas localidades de coleta. O material particulado ainda apresentou concentrações homogêneas em diferentes profundidades da coluna d'água à montante da barragem demonstrando a não estratificação da coluna d'água e conseqüente não ocorrência do aumento nas concentrações de Hg durante a estação chuvosa (por não haver, durante esta época, condições propícias à metilação).
- O tecido muscular e o intestino apresentaram aumento nas concentrações de mercúrio total e orgânico ao longo da cadeia alimentar, demonstrando a importância da alimentação na determinação das concentrações de Hg nos organismos.
- 52% dos espécimes de peixes apresentaram concentrações de mercúrio total superiores às recomendadas pela Organização Mundial de Saúde, principalmente nos organismos coletados à jusante, em especial os carnívoros.
- As concentrações de mercúrio orgânico no zooplâncton devem-se a maior eficiência na transferência dessa forma do Hg ao longo da cadeia alimentar quando comparado à forma inorgânica do metal.

- No fígado dos peixes, as concentrações elevadas de mercúrio inorgânico sugerem que algum mecanismo de destoxificação do metal ocorre neste órgão. Este mecanismo é intensificado nos organismos com altas concentrações de mercúrio.
- A espécie carnívora *Serrasalmus rhombeus* parece apresentar algum mecanismo de destoxificação do metilmercúrio no fígado uma vez que as porcentagens de metilmercúrio diminuíram com o aumento do mercúrio total. Portanto, parece haver algum mecanismo de “disparo” da desmetilação em altas concentrações do Hg. Essa desmetilação pode estar ocorrendo pela transformação do metilmercúrio em outras formas orgânicas do mercúrio. Esse comportamento não foi observado em *Pinirampus pirinampu*, provavelmente devido ao reduzido número amostral.
- Nem todo o mercúrio orgânico presente no fígado dos peixes *Pinirampus pirinampu* e *Serrasalmus rhombeus* era composto pelo metilmercúrio, portanto, outras espécies orgânicas estão presentes nesse órgão.
- As concentrações de Se no fígado foram sempre superiores às observadas para o Hg neste órgão. Os peixes com uma dieta alimentar associada ao sedimento, material particulado em suspensão, algas e vegetais superiores foram os que apresentaram as maiores concentrações de selênio provavelmente devido ao maior aporte deste semi-metal na dieta. Além disso, foi observado que, ao contrário do Hg, o Se não biomagnifica ao longo da cadeia alimentar.
- Não foi observado com clareza um papel do selênio no processo de destoxificação do mercúrio no fígado dos peixes.

RECOMENDAÇÕES E PERSPECTIVAS

O presente estudo deixa em aberto algumas questões de extrema relevância que não foram aqui discutidos por terem surgido durante o desenvolvimento do trabalho. Assim, ficam então como sugestões e perspectivas para próximos trabalhos.

Como foi observado, uma grande parte dos peixes analisados ultrapassou a concentração máxima de mercúrio recomendada como segura para o consumo humano pela OMS. Portanto, sugere-se que trabalhos sejam realizados no Reservatório de Samuel, principalmente à jusante da barragem onde foram observadas as maiores concentrações, a fim de compreender quais são as populações que consomem este pescado. Deve-se abordar com qual frequência o pescado do reservatório é consumido e em quais regiões é pescado. Somente assim será possível uma avaliação da exposição da população humana ao mercúrio no Reservatório de Samuel.

Como observado, o reservatório estudado apresenta concentrações de mercúrio nos peixes semelhantes a outros reservatórios amazônicos. Essas elevadas concentrações são frequentemente discutidas em relação ao consumo humano, no entanto, estudos que avaliem os possíveis efeitos do metal em elevadas concentrações nos peixes se fazem necessários. No seu ambiente natural (no reservatório) esses organismos apresentam efeitos morfológicos, fisiológicos ou de outra natureza devido ao mercúrio?

Ainda sugere-se que no Reservatório de Samuel o material particulado em suspensão e o plâncton sejam analisados temporalmente quanto às concentrações de mercúrio. Com isso então poderá ser compreendida com maior clareza a dinâmica sazonal do Hg nesses compartimentos em função da estratificação do reservatório.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADIMADO, A.A. Distribution of mercury in different tissues of frigate tuna (*Auxis thazard thazard*) from the Atlantic Coastal waters of Ghana, Gulf of Guinea. 8th International conference on mercury as a global pollutant, 6 Agosto-11 Agosto. Madison Wisconsin: EUA; 2006.
- AGOSTINHO, A.A., MIRANDA, L.E., BINI, L.M., GOMES, L.C., THOMAZ, S.M. & SUZUKI, H.I. **Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging.** In: TUNDISI, J.G. & STRAŠKRABA, M. **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications.** International Institute of Ecology, São Carlos, 585 p., 1999.
- AKAGI, H. & NISHIMURA, H. **Speciation of mercury in the environment.** In: SUZUKI, T., NOBUMASSA, I. & CLARKSON, T.W. **Advances in mercury toxicology.** Plenum Press, New York, 614p., 1991.
- AKAGI, H., MALM, O., KINJO, Y., HARADA, M., BRANCHES, F.J.P., PFEIFFER, W.C. & KATO, H. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. **The science of the total environment**, v.175, p.85-95, 1995.
- ALBRECHT, M.P. “Estrutura trófica da ictiofauna do rio Tocantins na região sob influência da usina hidrelétrica Serra da Mesa, Brasil Central”. **Tese de Doutorado**, UFRJ, 2005.
- AL-MAJED, N.B. & PRESTON, M. An assessment of the total and methylmercury content of zooplankton and fish tissue collected from Kuwait territorial waters. **Marine pollution bulletin**, v.40(4), p.298-307, 2000.
- AMERICAN CHEMICAL SOCIETY. Guidelines for data acquisition and quality evaluation in environmental chemistry. **Analytical chemistry**, v.52, p.2242-2249, 1980.
- ANDERSON, M.R., SCRUTON, D.A., WILLIAMS, U.P. & PAYNE, J.F. Mercury in fish in the Smallwood Reservoir, Labrador, twenty one years after impoundment. **Water, air and soil pollution**, v.80, p.927-930, 1995.
- ANG, H.H. & LEE, K.L. Contamination of mercury in tongkat Ali hitam herbal preparations. **Food and chemical toxicology**, v.44, p.1245-1250, 2006.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Diseases Register). **Toxicological profile for mercury (update).** U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, 617p., 1999.
- AZEVEDO, F.A. **Toxicologia do mercúrio.** Rima/Intertox, São Carlos/São Paulo, 272p., 2003.
- BAÊTA, A.P. “Mercúrio total e metilmercúrio em tecidos de diferentes espécies de peixes da Baía de Guanabara”. **Dissertação de Mestrado**, PUC-Rio, 2004.

- BAKIR, F., DAMLUJI, S.F., AMIN-ZAKI, M.M., KHALIDI, A., AL-RAWI, N.Y., TIKRITI, S., DHAHIR, H.I., CLARKSON, T.W., SMITH, J.C. & DOHERTY, R.A. Methylmercury poisoning in Iraq, an interuniversity report. **Science**, v.181, p.230-241, 1973.
- BARBOSA, A.C., SOUZA, J., DÓREA, J.G., JARDIM, W.F. & FADINI, P.S. Mercury biomagnification in a tropical black water, Rio Negro, Brazil. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v.45, p.235-246, 2003.
- BASTOS, W.R., FONSECA, M.F., PINTO, F.N., REBELO, M.F., SANTOS, S.S., SILVEIRA, E.G., TORRES, J.P.M., MALM, O. & PFEIFFER, W.C. Mercury persistence in indoor environments in the Amazon Region, Brazil. **Environmental research**, v.96, p.235-238, 2004.
- BASTOS, W.R., GOMES, J.P.O., OLIVEIRA, R.C., ALMEIDA, R., NASCIMENTO, E.L., BERNARDI, J.V.E., LACERDA, L.D., SILVEIRA, E.G. & PFEIFFER, W.C. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Science of the total environment**, v.368, p.344-351, 2006.
- BASTOS, W.R., MALM, O., PFEIFFER, W.C. & CLEARLY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. **Ciência e cultura**, v.50(4), p.255-260, 1998.
- 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.
- BENEDITO-CECÍLIO, E., AGOSTINHO, A.A. & VELHO, R.C.C.-M. Length-weight relationship of fishes caught in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. **Naga ICLARM Q**, v.20(3/4), p.57-61, 1997.
- BENOIT, W.R., GILMOUR, C.C., MASON, R.P., RIEDEL, G.S. & RIEDEL, G.F. The sources and cycling of mercury in the Patuxent estuary. **Biogeochemistry**, v.40, p.249-265, 1998.
- BOISCHIO, A.A.P. & HENSHEL, D. Fish consumption, fish lore, and mercury pollution-Risk communication for the Madeira River people. **Environmental research**, Section A, v.84, p.108-126, 2000.
- BOUDOU, A. & RIBEYRE, F. Experimental study of trophic contamination of *Salmo gairdneri* by two mercury compounds (HgCl_2 and CH_3HgCl) – analysis at the organism and organ levels. **Water, air and soil pollution**, v.26, p.137-148, 1985.
- BOUDOU, A. & RIBEYRE, F. Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to the cellular and molecular levels. **Environmental health perspectives**, v.105, p.21-35, 1997a.

- BOUDOU, A. & RIBEYRE, F. Mercury in the food weed: accumulation and transfer mechanisms. **Metal ions in biological systems**, v.34, p.289-319, 1997b.
- BOUJARD, T., PASCAL, M., MEUNIER, J.F. & LE BAIL, P.Y. **Poissons de Guyane. Guide écologique de l'Approuague et de la réserve des Nouragues**. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 219 p., 1997.
- BOWIE, G., SANDERS, J.G., RIEDEL, G.F., GILMOUR, C.C., BREITBURG, D.L., CUTTER, G.A. & PORCELLA, D.B. Assessing selenium cycling and accumulation in aquatic ecosystems. **Water, air and soil pollution**, v.90, p.93-104, 1996.
- BRASIL, D.B., ALMEIDA, R., NASCIMENTO, E.L., OLIVEIRA, R.C., MIYAI, R.K., BRASTOS, W.R. & SILVEIRA, E.G. Mercury in ictiofauna of Samuel Hydroelectric Reservoir, Amazon, Brazil. **RMZ. Materials and Geoenvironment**, v.51, p.865-868, 2004.
- CANAVAN, C.M., CALDWELL, C.A. & BLOOM, N.S. Discharge of methylmercury-enriched hypolimnetic water from a stratified reservoir. **The science of the total environment**, v.260, p.159-170, 2000.
- CASTOLDI, A.F., COCCINI, T. & MANZO, L. Neurotoxic and molecular effects of methylmercury in humans. **Reviews on environmental health**, v.18, p.19-31, 2003.
- CHATTERJEE, A. & BHATTACHARYA, B. Temporal and organ-specific variability of selenium in marine organisms from the eastern coast of India. **Advances in environmental research**, v.5, p.167-174, 2001.
- CITYBRASIL. www.citybrasil.com.br/ro/geral/htm (acesso em 21/01/2007), 2007
- COMPEAU, G. & BARTHA, R. Sulfate reducer bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediments. **Applied environmental microbiology**, v.50, p.498-502, 1985.
- COSTA, M.B. “Mercúrio total, mercúrio orgânico e selênio total em fígado e rim de *Globicephala mellas* oriundas do Atlântico Norte”. **Dissertação de Mestrado**, UFRJ, 2008.
- CRAIG, P.J. **Organomercury compounds in the environment**. In: CRAIG, P.J. **Organometallic compounds in the environment**. Longman, New York, 103p., 1986.
- DAS, K., DEBACKER, V. & BOUQUEGNEAU, J.M. Metallothionein in marine mammals. **Cell and molecular biology**, v.46, p.283-94, 2000.
- DAS, K., JACOB, V. & BOUQUEGNEAU, J.M. White-sided dolphin metallothioneins: purification, characterization and potential role. **Comparative biochemistry and physiology**, Parte C, v.131, p.245-51, 2002.

- DE MELO, C.E. & RÖPKE, C.P. Alimentação e distribuição de pias (Pisces, Anostomidae) na Planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. **Revista brasileira de zoologia**, v.21(1), p.51-56, 2004.
- DIAS, A.C.M.I. “Avaliação dos níveis de mercúrio e selênio no bagre *Trachelyopterus striatulus* (Steindachner, 1877) nos reservatórios de Santana, Vigário e Lajes (RJ)”. **Dissertação de Mestrado**, UFRJ, 2008.
- DOMINIQUE, Y., MAURY-BRACHET, R., MURESAN, B., VIGOUROUX, R., RICHARD, S., COSSA, D., MARIOTTI, A. & BOUDOU, A. Biofilm and mercury availability as key factors for mercury accumulation in fish (*Curimata cyprinoids*) from a disturbed amazonian freshwater system. **Environmental toxicology and chemistry**, v.26(1), p.45-52, 2007.
- DOREA, J.G. Cassava cyanogens and fish mercury are high but safely consumed in the diet of native Amazonians. **Ecotoxicology and environmental safety**, v.57, p.248-256, 2004.
- DOREA, J.G., BARBOSA, A.C. & SILVA, G.S. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. **Comparative biochemistry and physiology**, Parte C, v.142, p.275-283, 2006.
- DOREA, J.G., MOREIRA, M.B., EAST, G. & BARBOSA, A.C. Selenium and mercury concentrations in some fish species of the Madeira River, Amazon Basin, Brazil. **Biological trace element research**, v.65, p.211-220, 1998.
- DOWNS, S.G., MACLEOD, C.L. & LESTER, J.N. Mercury in precipitation and its relation to bioaccumulation in fish: a literature review. **Water, air and soil pollution**, v.108, p.149-187, 1998.
- DRACOBLY, A. Theoretical change and therapeutic innovation in the treatment of syphilis in mid-nineteenth-century France. **Journal of the history of medicine and allied sciences**, v.59(4), p.522-554, 2004.
- EKINO, S., SUSAN, M., NINOMIYA, T., IMAMURA, K. & KITAMURA, T. Minamata disease revisited: An update on the acute and chronic manifestations of methyl mercury poisoning. **Journal of the neurological sciences**, v.262, p.131-144, 2007.
- ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A.). **Relatório final das atividades realizadas entre 2000 e 2003 com o objetivo de avaliar os níveis de mercúrio nos sedimentos de fundo e biota aquática (pescado) do Reservatório Tucuruí, PA**. ELETRONORTE, Porto Velho, 25 p., 2003.
- EPA (Environmental Protection Agency). **Ambient water quality criteria for mercury**. Criteria and Standards Division, Washington (EPA-600/479-049), 1980.
- FARELLA, N., LUCOTTE, M., DAVIDSON, R. & DAIGLE, S. Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. **Science of total environment**, v.368, p.19-29, 2006.

- FERREIRA, E.J.G., ZUANON, J. & DOS SANTOS, G.M. A list of commercial fish species from Santarém, State of Pará, Brazil. **Naga ICLARM Q**, v.19(3), p.41-44, 1996.
- FISHE, N.S. & HOOK, S.E. Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. **Toxicology**, v.181, p.531-536, 2002.
- FRANKENBERGER, W.T. JR. & BENSON, S. **Selenium in the environment**. Marcel Dekker Inc., New York, 456 p., 1994.
- GARAVELLO, J.C. & BRITSKI, H.A. **Anostomidae (Headstanders)**. In: REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRARIS, Jr.C.J. **Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America**. EDIPUCRS, Porto Alegre, 742p., 2003.
- GÉRY, J. **Characoids of the world**. T.F.H. Publications, New Jersey, 672 p., 1977.
- GILBERT, S.G. & GRANT-WEBSTER, K. Neurobehavioral effects of developmental methylmercury exposure. **Environmental health perspectives**, v.103(6), p.135-142, 1995.
- GOULDING, M. **The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history**. University of California Press, Los Angeles, 280 p., 1980.
- GOULDING, M. **Man and fisheries on an Amazon frontier**. In: DUMONT, H.J. **Developments in Hydrobiology**. W. Tunk Publishers, The Hague, v.4, 137 p., 1981.
- GRAEME, A.K. & POLLOCK, C.V. Heavy metal toxicity, part I: arsenic and mercury. **The journal of emergency medicine**, v.16(1), p.45-56, 1998.
- HARAGUCHI, K., ANDO, T., SATO, M., KAWAGUCHI, C., TOMIYASO, T., HORVAT, M. & AKAGI, H. Detection of localized methylmercury contamination by use of the mussel adductor muscle in Minamata Bay and Kagoshima Bay, Japan. **The science of the total environment**, v.261, p.75-89, 2000.
- HARRIS, D.C. **Análise química quantitativa**. Livros técnicos e científicos Editora, Rio de Janeiro, 862p., 5 ed., 1999.
- HODSON, P.V. & HILTON, J.W. The nutritional requirements and toxicity to fish of dietary and waterborne selenium. **Ecology bulletin**, v.35, p.335-340, 1983.
- HPA (Health Protection Agency). **Inorganic mercury**. S Bull CHAPD HQ, HPA, versão 2, 2007.
- HRABIK, T.R. & WATRAS, C.J. Recent declines in mercury concentration in a freshwater fishery: isolating the effects of de-acidification and decreased atmospheric mercury deposition in Little Rock Lake. **The science of total environment**, v.297, p.229-237, 2002.

- HUCHABEE, J.W., ELWOOD, J.W. & HILDEBRAND, S.C. **Accumulation of mercury in freshwater biota**. In: NRIAGU, J.O. **The biogeochemistry of mercury in the environment**. Elsevier, Amsterdam, 323p., 1979.
- HUGUNIN, A.G. & BRADLEY JR., R.L. Exposure of man to mercury. A review II. Contamination of food and analytical methods. **Journal food thechnology**, v.38(6), p.354-386, 1975.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/sistematização/jamari/caracterização.doc (acesso em 21/01/2007), 2007.
- IKINGURA, J.R. & AKAGI, H. Total mercury and methylmercury in fish from hydroelectric reservoirs in Tanzânia. **The science of total environment**, v.304, p.355-368, 2003.
- JAHANBAKHT, S., LIVARDJANI, F. & JAEGER, A. An experimental ecotoxicological study and its application to the behavioural study of organic mercury (CH₃HgCl) in the environment: influence of temperature and pH. **Chemosphere**, v.49, p.1399-1405, 2002.
- JERNELOV, A. & LANN, H. Mercury accumulation in food chains. **Oikos**, v.22, p.403-406, 1971.
- JERNELOV, A. & RAMEL, C. Mercury in the environment, synopsis of the Scientific Committee on Problems of the Environment SCOPE meeting on mercury held at the Royal Academy of Sciences Stockhom 28-30 October, 1993. **Ambio**, v.23, n.2, p.166, 1994.
- JORGENSEN, S.E. & VOLLENWEIDER, R.A. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos? Princípios para o gerenciamento de lagos**. UNEP, São Carlos, 202p., 2000.
- KAINZ, M. & LUCOTTE, M. Can flooded organic matter from sediments predict mercury concentrations in zooplankton of a perturbed lake? **The science of the total environment**, v.293, p.151-161, 2002.
- KASPER, D. “Avaliação das concentrações de mercúrio em tecidos de peixes com hábitos alimentares distintos, Reservatório de Vigário, RJ”. **Monografia de Bacharelado**, UNIRIO, 2006.
- KEHRIG, H.A. “Investigação dos níveis de metilmercúrio em amostras ambientais e humanas”. **Tese de Doutorado**, UFRJ, 1999.
- KEHRIG, H.A. & MALM, O. Methylmercury in fish as a tool for understanding the Amazon Hg contamination. **Applied organometallic chemistry**, v.13, p.689-696, 1999.
- KEHRIG, H.A.K., MALM, O., AKAGI, H., GUIMARÃES, J.R.D. & TORRES, J.P.M.T. Methylmercury in fish and hair samples from the Balbina

Reservoir, Brazilian Amazon. **Environmental research**, Section A, v.77, p.84-90, 1998.

KEHRIG, H.A., SEIXAS, T.G., BAÊTA, A.P., LAILSON-BRITO, JR.J., MOREIRA, I. & MALM, O. Total mercury, methylmercury and selenium in the livers and muscle of different fishes and a marine mammal from a tropical estuary - Brazil. **RMZ-M&G**, v.51(1), p.1111-1114, 2004.

KEITH, P., LE BAIL, O.H. & PLANQUETTE, P. **Atlas des poissons d'eau douce de Guyane (tome 2, fascicule I)**. Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 286p., 2000.

KOJADINOVIC, J., POTIER, M., CORRE, M.L., COSSON, R.P. & BUSTAMANTE, P. Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean. **Science of the total environment**, v.366, p.688-700, 2006.

LACERDA, L.D. & MARINS, R.V. Anthropogenic mercury emissions to the atmosphere in Brazil. The impact of gold mining. **Journal of geochemical exploration**, v.58, p.223-229, 1997.

LANÇAS, F.N. **Cromatografia em fase gasosa**. Acta, São Carlos, 254 p., 1993.

LAWSON, N.M. & MASON, R.P. Accumulation of mercury in estuarine food chains. **Biogeochemistry**, v.40, p.235-247, 1998.

LECHLER, P.J., MILLER, J.R., LACERDA, L.D., VINSON, D., BOZONGO, J.C., LYONS, W.B. & WARWICK, J.J. Elevated mercury concentrations in soils sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? **The science of the total environment**, v.260, p.87-96, 2000.

LEMLY, A.D. Teratogenic deformity index for evaluating impacts of selenium on fish populations. **Ecotoxicology and environmental safety**, v.376, p.259-266, 1997.

LEMLY, A.D. Symptoms and implications of selenium toxicity in fish: the Belews Lake case example. **Aquatic toxicology**, v.57, p.39-49, 2002.

LINDQVIST, O. Mercury in the Swedish environment-recent research on causes, consequences and corrective methods. **Water, air and soil pollution**, v.55, p.1-262, 1991.

LOPEZ, H. L., MENNI, R.C. & MIGUELARENA, A.M. **Lista de los peces de agua dulce de la Argentina**. **Biologia Acuatica**. Instituto de Limnologia, Argentina, 50 p., 1987.

MAILMAN, M. & BODALY, R.A.D. The burning question: Does burning before flooding lower methyl mercury production and bioaccumulation? **Science of the total environment**, v.368, p.407-417, 2006.

- MAILMAN, M., STEPNUK, L., CICEK, N. & BODALY, R.A.D. Strategies to lower methylmercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: a review. **Science of the total environment**, v.368, p.224-235, 2005.
- MALM, O. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. **Environmental research**, v.77, p.73-78, 1998.
- MALM, O., CASTRO, M.B., BASTOS, W.R., BRANCHES, F.J.P.B., GUIMARÃES, J.R.D., ZUFFO, C.E. & PFEIFFER, W.C. An assessment of Hg pollution in different goldmining areas, Amazon Brazil. **The science of total environment**, v.175, p.127-140, 1995.
- MALM, O., PALERMO, E.F.A., SANTOS, H.S.B., REBELO, M.F., KEHRIG, H.A., OLIVEIRA, R.B., MEIRE, R.O., PINTO, F.N., MOREIRA, L.P.A., GUIMARÃES, J.R.D., TORRES, J.P.M. & PFEIFFER, W.C. Transport and cycling of mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. 7th International conference on mercury as a global pollutant, 27 Junho-2 Julho. Ljubljana: Eslovênia; 2004.
- MALM, O., PFEIFFER, W.C., SOUZA, C.M.M. & REUTHER, R. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River Basin, Brazil. **Ambio**, v.19, p.11-15, 1990.
- MARGALEF, R. **Limnología**. Omega, Barcelona, 1010p., 1983.
- MARRERO, C. & TAPHORN, D.C. Notas sobre la historia natural y la distribucion de los peces gymnotiformes in la cuenca del Rio Apure y otros rios de la Orinoquia. **Biollan.**, v.8, p123-142, 1991.
- MASCARENHAS, A.F.S., BRABO, E.S., DA SILVA, A.P., FAYAL, K.F., DE JESUS, I.M. & SANTOS, E.C.O. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Brasil. **Acta amazônica**, v.34(1), p.61-68, 2004.
- MASON, R.P., REINFELDER, J.R. & MOREL, F.M.M. Bioaccumulation of mercury and methylmercury. **Water, air and soil pollution**, v.80, p.915-921, 1995.
- MATILAINEN, T. & VERTA, M. Mercury methylation and demethylation in aerobic surface waters. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v.52, p.1597-1608, 1995.
- MAURICE-BOURGOIN, L., QUEMERAIS, B., GUYOT, J.L., LARAQUE, A. & SEYLER, P. Transport and behaviour of total mercury in the Amazon River at the confluence of black and white waters. **Hydrological and geochemical processes in large scale river basins**, v.260, p.1-8, 1999.
- MAURICE-BOURGOIN, L., QUIROGA, I., CHINCHEROS, J. & COURAU, P. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. **The science of the total environment**, v.260, p.73-86, 2000.

- MAURO, J.B.N., GUIMARÃES, J.R.D. & MELAMED, R. Aguapé agrava contaminação por mercúrio. **Ciência hoje**, v.25(150), p.68-72, 1999.
- MAURY-BRACHET, R., DURRIEU, G., DOMINIQUE, Y. & BOUDOU, A. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). **Science of the total environment**, v.368, p.262-270, 2006.
- MONTGOMERY, S., LUCOTTE, M. & RHEAULT, I. Temporal and spatial influences of flooding on dissolved mercury in boreal reservoirs. **The science of the total environment**, v.260, p.147-157, 2000.
- MORRISON, K.A. & THERIEN, N. Changes in mercury levels in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the LG-2 reservoir since flooding. **Water, air and soil pollution**, v.80, p.819-828, 1995.
- NASCIMENTO, E.L. “Concentração de mercúrio no plâncton e fatores ecológicos no Reservatório da UHE – Samuel – Amazônia ocidental (Rondônia/Brasil)”. **Dissertação de Mestrado**, UNIR, 2006.
- NEATHERY, M.W. & MILLER, W.J. Metabolism and Toxicity of cadmium, mercury and lead in animals. **Journal dairy science**, v.58(12), p.1767-1781, 1975.
- NIGRO, M. Mercury and selenium localization in macrophages of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). **Journal marine biology**, v.74, p.974-978, 1994.
- NIGRO, M. & LEONZIO, C. Intracellular storage of mercury and selenium in different marine vertebrates. **Marine ecology progress series**, v.135, p.137-143, 1996.
- OLIVEIRA RIBEIRO, C.A., BELGER, L., PELLETIER, E. & ROULEAU, C. Histopathological evidence of inorganic mercury and methylmercury toxicity in the arctic charr (*Salvelinus alpinus*). **Environmental research**, v.90, p.217-225, 2002.
- OMS (Organização Mundial da Saúde). **Mercúrio – Critérios de salud ambiental**. Marcel Dekker, Nova York, v.2, 128p., 1978.
- PADOVANI, C.R., FORSBERG, B.R. & PIMENTEL, T.P. Contaminação mercurial em peixes do rio Madeira: Resultados e recomendações para consumo humano. **Acta amazônica**, v.25(1/2), p.127-136, 1995.
- PAIVA, M.P. Impacto das grandes represas sobre o meio ambiente. **Ciência e cultura**, v.35(9), p.1274-1282, 1983.
- PALERMO, E.F.A. “Avaliação dos níveis naturais de mercúrio e metilmercúrio no Reservatório das Lajes, RJ”. **Dissertação de Mestrado**, UFRJ, 2002.
- PALERMO, E.F.A. “Transporte e acúmulo de mercúrio em reservatórios tropicais”. **Tese de Doutorado**, UFRJ, 2008.

- PALERMO, E.F.A., BRANCO, C.W.C. & MALM, O. Distribuição vertical de mercúrio no material particulado em suspensão do Reservatório de Tucuruí, PA. Simpósio Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 11 Julho-14 Julho. São Paulo: Brasil; 2004a.
- PALERMO, E.F.A., KASPER, D., REIS, T.S., NOGUEIRA, S., BRANCO, C.W.C. & MALM, O. Mercury level increase in fish tissues downstream the Tucuruí Reservoir, Brazil. **RM & Z-Materials and Geoenvironment**, v.51, p.1292-1294, 2004b.
- PALERMO, E.F.A., KEHRIG, H.A., BRANCO, C.W.C., MALM, O. & SANTOS, H.S.B. **Mercúrio e metilmercúrio em plâncton, peixe, material particulado em suspensão e sedimento superficial de um antigo reservatório tropical, Brasil**. In: PREGO, R.D.A., PANTELEITCHOUK, A. & ROCHA-SANTOS, T. **Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica**. Editorial Piaget, Viseu, 302p., 2002.
- PEECH CHEREWYK, K.A. "Methylmercury bioaccumulation in zooplankton: an assessment of exposure routes and accumulation in newly flooded reservoirs". **Tese de Doutorado**, University of Manitoba, 2002.
- PETERS, G.M., MAHER, W.A., KRIKOWA, F., ROACH, A.C., JESWANI, H.K., BARFORD, J.P., GOMES, V.G. & REIBLE, D.D. Selenium in sediments, pore waters and benthic infauna of Lake Macquaire, New South Whales, Australia. **Marine environmental research**, v.47, p.491-508, 1999.
- PETRICK, F.R. "Bindung und akkumulation Von quecksilber in den vom goldabbau kontaminierten flußsedimenten des Rio Madeira, Rondônia, Brasilien". **Dissertação de Mestrado**, Geowissenschaftlichen Fakultät, Ludwig, Maximilians Universität, 1993.
- PFEIFFER, W.C. & LACERDA, L.D. Mercury inputs into the Amazon region, Brazil. **Environmental technology letters**, v.9, p.325-330, 1988.
- PFEIFFER, W.C., MALM, O., DE SOUZA, C.M.M., LACERDA, L.D. & SILVEIRA, E.G. A ameaça do mercúrio nos garimpos. **Ciência hoje**, v.11(61), p.10-12, 1990.
- PLANQUETTE, P., KEITH, P. & LE BAIL, P.Y. **Atlas des poissons d'eau douce de Guyane (tome 1). Collection du Patrimoine Naturel**. IEGB-Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, v.22, 429p., 1996.
- PORVARI, P. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. **The science of the total environment**, v.175, p.109-117, 1995.
- RIBEYRE, F. & BOUDOU, A. Experimental study of depuration processes in *Salmo gairdneri* after direct exposure with the two mercury compounds (HgCl₂ and CH₃HgCl): transfer analysis at organism and organ levels. **Environmental pollution**, v.35, p.203-228, 1984.

- RODRIGUES, R., THOMAZ, S.M., AGOSTINO, A.A. & GOMES, L.C. **Biocenoses em reservatórios – padrões espaciais e temporais**. Rima, São Carlos, 333p., 2005.
- ROGERS, D.W., DICKMAN, M. & HAN, X. Stories from old reservoirs: sediment Hg and Hg methylation in Ontario hydroelectric developments. **Water, air and soil pollution**, v.80, p.829-839, 1995.
- ROULET, M., LUCOTTE, M., FARELLA, N., SERIQUE, G., COELHO, H., SOUSA PASSOS, C.J., DE JESUS DA SILVA, E., SCAVONE DE ANDRADE, P., MERGLER, D., GUIMARÃES, J.R.D. & AMORIM, M. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in amazonian ecosystems. **Water, air and soil pollution**, v.112, p.297-313, 1998.
- SABINO, J., REYS, P. & GALETTI, M. Frugivoria e dispersão de sementes por *Brycon hilarii* no Rio Formoso, Bonito, Mato Grosso do Sul, com ênfase na conservação populacional. **XVI Congresso Brasileiro de Ictiologia**, 151p., 2005.
- SABINO, J. & SAZIMA, I. Association between fruit-eating fish and foraging monkeys in western Brazil. **Ichthyology exploration of freshwaters**, v.10(4), p.309-312, 1999.
- SANTOS, G.M. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). **Acta amazônica**, v.25(3/4), p.247-280, 1995.
- SANTOS, G.M., FERREIRA, E. & ZUANON, J. **Peixes comerciais de Manaus**. ProVárzea, IBAMA/AM, Manaus, 141p., 2006.
- SANTOS, G.M., JEGU, M. & MERONA, B. **Catálogo de peixes comerciais do baixo Rio Tocantins**. Projeto Tucuruí, Eletronorte/INPA/CNPq, Manaus, 83p., 1984.
- SANTOS, H.S.B. “Mercúrio em *Cichla* spp (Perciform, Cichlidae) do reservatório da Usina Hidroelétrica de Tucuruí”. **Dissertação de Mestrado**, UFRJ, 2002.
- SANTOS, L.S.N., MULLER, R.C.S., SARKIS, J.E.S., ALVES, C.N., BRABO, E.S., SANTOS, E.O. & BENTES, M.H.S. Evaluation of total mercury concentrations in fish consumed in the municipality of Itaituba, Tapajós River Basin, Pará, Brazil. **The science of the total environment**, v.261, p.1-8, 2000.
- SCHETAGNE, R. Management of the issue of mercury in hydroelectric reservoirs. 7th International conference on mercury as a global pollutant, 27 Junho-2 Julho. Ljubljana: Eslovênia; 2004.
- SCHETAGNE, R., DOYON, J.F. & FOURNIER, J.J. Export of mercury downstream from reservoirs. **The science of the total environment**, v.260, p.135-145, 2000.
- SEDAM (Secretaria do Estado de Desenvolvimento Ambiental). **Atlas Geoambiental de Rondônia**. SEDAM, Porto Velho, 20p., 2002.

- SEIXAS, T.G. & KEHRIG, H.A. O selênio no meio ambiente. **Oecologia brasiliensis**, v.11(2), p.264-276, 2007.
- SEIXAS, T.G., KEHRIG, H.A., FILLMANN, G., BENEDITTO, A.P.M.D., SOUZA, C.M.M., SECCHI, E.R., MOREIRA, I. & MALM, O. Ecological and biological determinants of trace elements accumulation in liver and kidney of *Pontoporia blainvillei*. **Science of the Total Environment**, v.385, p.208-220, 2007a.
- SEIXAS, T.G., KEHRIG, H.A., MOREIRA, I. & MALM, O. Distribuição de selênio em organismos marinhos da Baía de Guanabara. **Química Nova**, v.30, p. 554-559, 2007b.
- SHIBATA, Y., MORITA, M. & FUWA, K. Selenium and arsenic in biology: their chemical forms and biological functions. **Advances in biophysics**, v.28, p.31-80, 1992.
- SHKILNYK, A.M. **A poison stronger than love: The destruction of an Ojibwa Community**. Yale University Press, New Haven, 276p., 1985.
- SILVA FORSBERG, M.C., FORSBERG, B.R. & ZEIDEMANN, V.K. Mercury contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon basin. **Ambio**, v.28, p.519-521, 1999.
- SIOLI, H. **Amazônia-Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. 2 edição, Vozes, Petrópolis, 72p., 1990.
- SOARES, M.G.M., ALMEIDA, R.G. & TUNK, W.T. The trophic status of the fish fauna in Lago Camaleão, a macrophyte dominated floodplain lake in the middle Amazon. **Amazoniana**, v.9(4), p.511-526, 1986.
- STEMBERGER, R.S. & CHEN, C.Y. Fish tissue metals and zooplankton assemblages of northeastern U.S. lakes. **Canadian journal fish aquatic science**, v.55, p.339-352, 1998.
- SVOBODOVÁ, Z., DUSEK, L., HEJTMÁNEK, M., VYKUSOVÁ, B. & SMÍD, R. Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlík and Kamýr Reservoirs in the Czech Republic. **Ecotoxicology an environmental safety**, v.43, p.231-240, 1999.
- TREMBLAY, A., LUCOTTE, M. & SCHETAGNE, R. Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Québec (Canada). **The science of total environment**, v.213, p.307-315, 1998.
- TSUBAKI, T. & IRUKYAMA, K. **Minamata Disease**. Kodansha LTDA, Tokyo, 214p., 1976.
- TUNDISI, J.G., BICUDO, C.E., MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology in Brazil**. Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, Rio de Janeiro, 376 p., 1995.

- TUOMOLA, L., NIKLASSON, T., SILVA, E.C. & HYLANDER, L.D. Fish mercury development in relation to abiotic characteristics and carbon sources in a six-year-old, Brazilian reservoir. **Science of the total environment**, v.390, p.177-187, 2008.
- URYU, Y., MALM, O., THORNTON, I., PAYNE, I. & CLEARY, D. Mercury contamination of fish and its implications for other wildlife of the Tapajós basin, Brazilian Amazon. **Conservation biology**, v.15(2), p.438-446, 2001.
- U.S. EPA. What you need know about mercury in fish and shellfish. March, 2004.
- UTHE, J.F., SOLOMON, J & GRIFT, B. Rapid semimicro method for the determination of methylmercury in fish tissue. **JAOAC**, v.55(3), p.583-589, 1972.
- VERDON, R., BROUARD, D., DEMERS, C. & LALUMIERE, R. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande Hydroelectric Complex, Quebec, Canada. **Water, air and soil pollution**, v.56, p.405-417, 1991.
- VIANA, J.P. Physical and chemical post-dam alteration in the Jamari River, a hydroelectric-developed river of the Brazilian Amazon. **Hydrobiologia**, v.472, p.235-247, 2002.
- VIEIRA, S. **Introdução à bioestatística**. Elsevier, Rio de Janeiro, 3 ed., 196p., 1980.
- VIEIRA, S. **Bioestatística: Tópicos avançados**. Elsevier, Rio de Janeiro, 2 ed., 216p., 2004.
- WAGEMANN, R., TREBACZ, E., BOILA, G. & LOCKHART, W.L. Mercury species in the liver of ringed seals. **The science of the total environment**, v.261, p.21-32, 2000.
- WATRAS, C.J., BACK, R.C., HALVORSEN, S., HUDSON, R.J.M., MORRISON, K.A., WENTW, S.P. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. **The science of the total environment**, v.219, p.183-208, 1998.
- WHO (World Health Organization). **Methylmercury**. Environmental Health Criteria 101, Gênova, 144p., 1990.
- WHO (World Health Organization). **Mercury**. Regional Office for Europe, Copenhagen, cap.9, 130p., 2000.
- WIENER, J.G., KRABBENHOFT, D.P., HEINZ, G.H. & SCHEUHAMMER, A.M. **Ecotoxicology of mercury**. In: HOFFMAN, D.J., RATTNER, B.A., BURTON, G.A. & CAIRNS, J. **Handbook of ecotoxicology**. Lewis publishers, Boca Raton, 1290p., 2003.
- WIENER, J.G. & SPRY, D.J. **Toxicological significance of mercury in freshwater fish**. In: BEYER, W.N., HEINZ, G.H. & REDMON-NORWOOD, A.W. **Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations**. Lewis Publishers, USA, 494p., 1996.

WINEMILLER, K.O. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan ilanos. **Environmental biology of fishes**, v.26, p.177-199, 1989.

WINFREY, M.R. & RUDD, J.W.M. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes. **Environmental toxicology chemistry**, v.9, p.853-869, 1990.

WWW.FISHBASE.ORG – consultado em 01/2008

YAMADA, M., MINAMI, T., YAMADA, G., TOHNO, Y., TOHNO, S., IKEDA, Y., TASHIRO, T., KOHNO, Y. & KAWAKAMI, K. Different element ratios of red cosmetics excavated from ancient burials of Japan. **Science of Total Environment**, v.199(3), p.293-298, 1997.

ZAR, J.H. **Bioestatistical analysis**. Prentice Hall, New Jersey, 662p., 1984.

ZHOU, H.Y. & WONG, M.H. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. **Water research**, v.34(17), p.4234-4242, 2000.

ANEXOS

Anexo 1: Concentração de mercúrio total ([HgT]) no material particulado em suspensão de água superficial de diferentes localidades da bacia amazônica. São apresentados a média \pm desvio padrão e, entre parêntesis, os valores mínimos e máximos. Todas as concentrações encontram-se em $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso seco.

Local	[HgT]	Referência
Montante da barragem do Reservatório de Samuel	635	presente estudo
Jusante da barragem do Reservatório de Samuel	667	presente estudo
Montante da barragem do Reservatório de Tucuruí	(438-1004)	ELETRONORTE, 2003
Montante da barragem do Reservatório de Tucuruí	(302-1800)	Palermo <i>et al.</i> , 2004a
Montante da barragem do Reservatório de Tucuruí	(221-630)	Malm <i>et al.</i> , 2004
Rio Acre e seus afluentes	98 \pm 37 (67-220)	Mascarenhas <i>et al.</i> , 2004
Rio Madeira	40 \pm 20 (20-48,8)	Bastos <i>et al.</i> , 2006
Rio Beni	(2-8)	Maurice-Bourgoin <i>et al.</i> , 2000
Rio Madeira (Porto Velho)	10	Maurice-Bourgoin <i>et al.</i> , 2000
Rio Madeira (Manicore)	13	Maurice-Bourgoin <i>et al.</i> , 2000
Rio Madeira (Borba)	20	Maurice-Bourgoin <i>et al.</i> , 2000
Rio Madeira (foz do Amazonas)	(140-209)	Maurice-Bourgoin <i>et al.</i> , 2000

Anexo 2: Concentração de mercúrio total ([HgT]) no tecido muscular de peixes de diferentes localidades da bacia amazônica. São apresentados a média \pm desvio padrão e, entre parêntesis, os valores mínimos e máximos. Todas as concentrações encontram-se em $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso úmido.

Espécie	Local	[HgT]	Referência
Plactívoro			
<i>Hypophthalmus</i> spp.	Jusante da barragem do Reservatório de Samuel	592\pm154	presente estudo
	Montante da barragem do Reservatório de Samuel	240 (190-300)	Petrick, 1993
	Montante da barragem do Reservatório de Samuel	469	Brasil <i>et al.</i> , 2004
	Montante da barragem do Reservatório de Tucuruí	154 \pm 43	Malm <i>et al.</i> , 2004
	Jusante da barragem do Reservatório de Tucuruí	361 \pm 157	Malm <i>et al.</i> , 2004
Herbívoros			
<i>Leporinus</i> spp.	Montante da barragem do Reservatório de Samuel	132\pm63	presente estudo
	Rio Tapajós	(27-126)	Santos <i>et al.</i> , 2000
	Rio Negro	(10-516)	Barbosa <i>et al.</i> , 2003
	Rio Negro	(17-219)	Dorea <i>et al.</i> , 2006
<i>Schizodon</i> spp.	Montante da barragem do Reservatório de Samuel	89	presente estudo
	Santarém (Bacia do Rio Tapajós)	31	Uryu <i>et al.</i> , 2001
	Brasília Legal (Bacia do Rio Tapajós)	55	Uryu <i>et al.</i> , 2001
	Itaituba (Bacia do Rio Tapajós)	80	Uryu <i>et al.</i> , 2001
	São Luís do Tapajós (Bacia do Rio Tapajós)	78	Uryu <i>et al.</i> , 2001
Onívoro-carnívoro			
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	Montante da barragem do Reservatório de Samuel	255\pm135	presente estudo
	Rio Negro	(9-1237)	Dorea <i>et al.</i> , 2006

Continuação do Anexo 2**Carnívoros (piscívoros)***Pinirampus pirinampu***Montante da barragem do Reservatório de Samuel****517****presente estudo****Jusante da barragem do Reservatório de Samuel****1332±555****presente estudo**

Rio Madeira

620±250 (370-1150)

Padovani *et al.* , 1995

Rio Madeira

680 (280-2000)

Boischio & Henshel, 2000

São Luís do Tapajós (Bacia do Rio Tapajós)

1047

Uryu *et al.* , 2001*Serrasalmus rhombeus***Montante da barragem do Reservatório de Samuel****576±225****presente estudo****Jusante da barragem do Reservatório de Samuel****1346±497****presente estudo**

Montante da barragem do Reservatório de Samuel

614±45 (144-2190)

Brasil *et al.* , 2004

Montante da barragem do Reservatório de Balbina

600±400

Kehrig *et al.* , 1998

Rio Negro

(63-1085)

Dorea *et al.* , 2006*Rhaphiodon vulpinus***Montante da barragem do Reservatório de Samuel****372****presente estudo****Jusante da barragem do Reservatório de Samuel****1361±832****presente estudo**

Montante da barragem do Reservatório de Tucuruí

(218-779)

ELETRONORTE, 2003

Rio Madeira

790

Padovani *et al.* , 1995

Rio Rato (Bacia do Rio Tapajós)

1381

Uryu *et al.* , 2001

Rio Teles Pires (Bacia do Rio Tapajós)

1650

Uryu *et al.* , 2001

Continuação do Anexo 2*Cichla* spp.

Montante da barragem do Reservatório de Samuel	490±277	presente estudo
Montante da barragem do Reservatório de Samuel	340 (260-500)	Petrick, 1993
Montante da barragem do Reservatório de Samuel	405±20 (102-1098)	Brasil <i>et al.</i> , 2004
Jusante da barragem do Reservatório de Samuel	600 (390-730)	Petrick, 1993
Montante da barragem do Reservatório de Balbina	320±250 (60-730)	Kehrig & Malm, 1999
Montante da barragem do Reservatório de Tucuruí	433	Santos, 2002
Montante da barragem do Reservatório de Tucuruí	(297-579)	ELETRONORTE, 2003
Montante da barragem do Reservatório de Tucuruí	351±324	Malm <i>et al.</i> , 2004
Jusante da barragem do Reservatório de Tucuruí	580±270	Santos, 2002
Jusante da barragem do Reservatório de Tucuruí	571±269	Malm <i>et al.</i> , 2004
Rio Tapajós	1160	Akagi <i>et al.</i> , 1995
Itaituba (Bacia do Rio Tapajós)	990±330	Kehrig & Malm, 1999
Santarém (Bacia do Rio Tapajós)	180±110	Kehrig & Malm, 1999
Santarém (Bacia do Rio Tapajós)	175	Uryu <i>et al.</i> , 2001
Itaituba (Bacia do Rio Tapajós)	917	Uryu <i>et al.</i> , 2001
Jacareacanga (Bacia do Rio Tapajós)	317	Uryu <i>et al.</i> , 2001
Rio Negro	(39-2441)	Dorea <i>et al.</i> , 2006

APÉNDICE

Apêndice 1: Concentração de mercúrio total ([THg]) e de mercúrio orgânico ([HgOrg]) no tecido muscular branco dorsolateral das diferentes espécies de peixes coletadas à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em µg/kg em peso úmido e são apresentadas pela média±desvio padrão.

Espécie	MÚSCULO			
	[THg] Montante	[THg] Jusante	[HgOrg] Montante	[HgOrg] Jusante
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	575,57±224,86	1345,97±496,81	548,27±217,63	1055,25±596,88
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	255,55±135,53		278,05±142,41	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	371,52	1360,97±832,37		1485,99±930,46
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	159,54±67,50		141,67±64,31	
<i>Leporinus friderici</i>		96,96±88,15		88,50±80,84
<i>Leporinus affinis</i>		156,17±45,56		132,02±23,29
<i>Schizodon fasciatus</i>		89,49		84,32
<i>Laemolyta proxima</i>	121,97±53,36	189,84	116,19±42,83	185,52
<i>Hypophthalmus marginatus</i>		592,56±154,84		534,05±154,00
<i>Pinirampus pirinampu</i>	517,16	1331,56±555,13	516,99	1300,17±520,08
<i>Cichla monoculus</i>	490,38±276,61		480,84±312,26	

Apêndice 2: Concentração de mercúrio total ([THg]) e de mercúrio orgânico ([HgOrg]) no fígado das diferentes espécies de peixes coletadas à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em µg/kg em peso úmido e são apresentadas pela média±desvio padrão.

Espécie	FÍGADO			
	[THg] Montante	[THg] Jusante	[HgOrg] Montante	[HgOrg] Jusante
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	762,78±493,00	1964,69±1431,23	393,57±242,21	1131,20±425,97
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	195,58±91,78		67,59±60,29	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	383,46	1813,08±1203,26		1240,51±902,89
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	501,33±228,32		58,32±10,55	
<i>Leporinus affinis</i>		78,48±50,14		43,04±4,37
<i>Schizodon fasciatus</i>		64,41		17,55
<i>Laemolyta proxima</i>	104,21±22,08	145,87	35,79±10,86	51,93
<i>Hypophthalmus marginatus</i>		1097,96±793,62		196,35±94,76
<i>Pirinampus pirinampu</i>	228,24	1251,85±955,17	99,91	433,69±230,27
<i>Cichla monoculus</i>	1223,97±1179,66		298,99±276,47	

Apêndice 3: Concentração de mercúrio total ([THg]) e de mercúrio orgânico ([HgOrg]) no intestino das diferentes espécies de peixes coletadas à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em µg/kg em peso úmido e são apresentadas pela média±desvio padrão.

Espécie	INTESTINO			
	[THg] Montante	[THg] Jusante	[HgOrg] Montante	[HgOrg] Jusante
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	512,39±213,38	759,98±292,83	446,82±264,96	600,57±224,13
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	232,85±75,66		133,89±63,48	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	118,83	605,96±322,94		612,90±409,64
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	120,88±59,73		56,56±18,18	
<i>Leporinus friderici</i>		77,72±79,19		38,77±25,76
<i>Leporinus affinis</i>		69,70±38,78		40,74±37,39
<i>Schizodon fasciatus</i>		31,75		14,91
<i>Laemolyta proxima</i>	47,81±13,96	94,62	17,93±4,36	65,01
<i>Hypophthalmus marginatus</i>		174,50±41,34		90,37±43,14
<i>Pinirampus pirinampu</i>	165,73	322,32±158,85	175,63	337,02±190,75
<i>Cichla monoculus</i>	231,82±104,28		177,19±98,27	

Apêndice 4: Concentração de selênio total ([Se]) no fígado das diferentes espécies de peixes coletadas à montante e à jusante da barragem do Reservatório de Samuel (RO)/2007. As concentrações estão em µg/kg em peso úmido e são apresentadas pela média±desvio padrão.

Espécie	FÍGADO	
	[Se] Montante	[Se] Jusante
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	967,82±291,11	1119,83±356,87
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	573,41±39,82	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	7929,50±1911,79	
<i>Leporinus friderici</i>		2624,24
<i>Leporinus affinis</i>		417,73
<i>Schizodon fasciatus</i>		2929,55
<i>Laemolyta proxima</i>	10875,04±2604,03	5319,59
<i>Hypophthalmus marginatus</i>		2008,37±795,31
<i>Pinirampus pirinampu</i>	1817,20	1982,71±433,68

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)