

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS

**Concentrações de mercúrio em peixes de diferentes
níveis tróficos na bacia hidrográfica do rio Paraíba
do Sul**

DISSERTAÇÃO

Fernanda Pontual Fracalanza

2007



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

FERNANDA PONTUAL FRACALANZA

**CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO EM PEIXES DE DIFERENTES
NÍVEIS TRÓFICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA
DO SUL**

Sob a orientação do Professor
Francisco Gerson Araújo

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em **Ciências**, Área de Concentração em Conservação da Natureza

Seropédica, RJ
Agosto de 2007

Fracalanza, Fernanda Pontual, 1970 -

Concentrações de mercúrio em peixes de diferentes níveis tróficos na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul.

Fernanda Pontual Fracalanza. - 2007.

46 f.: il., grafs., tabs.

Orientador: Francisco Gerson Araújo

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Florestas

Bibliografia: f. 40-46.

1. Mercúrio em peixes - Nível trófico - Rio Paraíba do Sul - Teses. 2. Contaminação em peixes - mercúrio - Bacia - Teses. 3. Peixes de água doce - Rio Paraíba do Sul, contaminação por mercúrio - Teses. 4. microhabitat - reservatórios - riachos - contaminação - Teses. 5. Bacia hidrográfica. Teses. I. Araújo, Francisco Gerson, 1954 - II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Florestas. III. Título

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

FERNANDA PONTUAL FRACALANZA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 31/08/07

Francisco Gerson Araújo. Prof. Dr. UFRRJ

Olaf Malm. Prof. Dr. UFRJ

Christina Wyss Castelo Branco. Profa. Dra. UNIRIO

RESUMO

FRACALANZA, Fernanda Pontual. Concentrações de mercúrio em peixes de diferentes níveis tróficos na bacia do rio Paraíba do Sul. Seropédica, UFRRJ, 2007. 46p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2007.

As concentrações de mercúrio total, mercúrio orgânico e mercúrio inorgânico no tecido muscular de duas espécies de peixes (*Geophagus brasiliensis* - onívoro e *Oligosarcus hepsetus* - carnívoro) foram determinadas visando avaliar o uso destas como indicadores de poluição na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Foram comparados teores de Hg entre os níveis tróficos e entre diferentes locais da bacia, bem como entre dois reservatórios sob diferentes impactos (Santa Branca e Funil). Adicionalmente, os níveis de contaminação foram associados às características do *microhabitat* visando o entendimento dos processos de bioacúmulo. Os peixes carnívoros absorveram mais mercúrio em todos os locais, um indicativo da capacidade de biomagnificação. O reservatório do Funil, e as áreas de altitude a montante parecem ter atuado como fontes receptoras incrementando os processos de organificação. Os teores orgânicos de mercúrio foram bem mais elevados do que os inorgânicos que foram baixos ao longo de todos os locais. Ênfase foi dada às correlações peso-comprimento dos indivíduos especialmente em áreas de cabeceira, onde peixes adultos de baixo peso atingiram concentrações de mercúrio orgânico elevadas. Observaram-se as maiores concentrações de mercúrio orgânico nas duas espécies de peixes em substrato rochoso o que sugere a importância da comunidade perifítica local (epilíton) como prováveis agentes metiladores, bem como as condições oligotróficas dessas áreas que pode favorecer que o mercúrio local disponível possa ser bioacumulado pela comunidade de peixes. Áreas densamente industrializadas como São José dos Campos e Volta Redonda apresentaram concentrações muito baixas de ambas as frações de mercúrio o que pode estar associado à presença de turfas e maior quantidade de argila e lama.

Palavras chave: rio Paraíba do Sul, mercúrio, contaminação em peixes.

ABSTRACT

FRACALANZA, Fernanda Pontual. Concentration of mercury in fishes of different trophic level in the Paraíba do Sul basin. Seropédica, UFRRJ, 2007. 46p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2007.

Concentrations of species of total mercury, organic mercury and inorganic mercury in muscular tissues of two fish species (*Geophagus brasiliensis*- onivore and *Oligosarcus hepsetus* – carnivore) were assessed to evaluate the use of these species as indicator of pollution in the Paraíba do Sul watershed. The levels of contamination were compared between trophic levels and different sites in the basin, and two reservoirs (Santa Branca and Funil) located in areas of different impact. Additionally, the levels of Hg were associated to characteristics of the microhabitat aiming to detect eventual process of bioaccumulation. Uptake of mercury by the carnivore species was higher as an indication of the capacity of bioaccumulation. Funil reservoir and the mountain areas seemed to act as sources increasing the organification process. The organic Hg fraction was higher than the inorganic in both species. Emphasis was done to the weight-length of individuals, especially in the mountain areas where adults fishes of comparatively low weight had reached high amounts of mercury. The higher concentrations of organic mercury in both species were detected in fishes in the rock substrata suggesting the importance of the local periphytic community (epilithon) as probably methylating agents. Furthermore the oligotrophic condition of these areas could favor that the mercury available would be bioaccumulated by the community of fishes. Highly industrialized areas such as São José dos Campos and Volta Redonda showed low concentration of both fractions, which may be associated to the presence of peat and large amounts of mud and clays.

Key words: Paraíba do Sul river, mercury, fish contamination.

SÚMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	01
1.1 A área de estudo.....	02
1.2 A ocorrência do mercúrio no rio Paraíba do Sul.....	05
2. MATERIAL E MÉTODOS	05
2.1 Amostragem do material.....	05
2.2 Avaliação espacial por nível trófico.....	10
2.3 Avaliações quanto às características de <i>microhabitat</i>	11
2.4. Tratamento dos dados.....	11
2.5 Metodologias analíticas.....	12
2.5.1 Mercúrio total.....	12
2.5.2 Mercúrio orgânico.....	13
2.5.3 Controle da qualidade analítica.....	14
3. RESULTADOS	15
3.1 Nível trófico.....	16
3.2 Comparações espaciais entre todos os locais.....	24
3.3 Comparações entre as localidades do reservatório de Funil.....	27
3.4 Comparações entre os reservatórios de Funil e Santa Branca.....	30
3.5 Características de <i>microhabitat</i> (tipos de substratos).....	32
4. DISCUSSÃO	35
5. CONCLUSÕES	39
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Bacia do rio Paraíba do Sul, com a indicação dos principais tributários. 04
- Figura 2.** Detalhe do trecho superior e médio superior do rio Paraíba do Sul, com indicação dos reservatórios de Santa Branca e do Funil..... 04
- Figura 3.** Área da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul destacando os pontos de coleta (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) encontro entre os dois rios (SP); (3) reservatório de Santa Branca; (4) S. José dos Campos; (5) Canas; (6-9) reservatório de Funil; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto..... 06
- Figura 4.** Riachos da Serra da Bocaina. Detalhe das características de correnteza: (1) e (2) corredeiras, (3) corredeiras e rápidos; (4) remansos..... 07
- Figura 5.** Reservatório de Santa Branca destacando a zona da barragem, o rio Paraíba do Sul a jusante do reservatório de Santa Branca e as cidades densamente povoadas (detalhe em rosa) de Jacareí e S. José dos Campos..... 08
- Figura 6.** Reservatório de Santa Branca e as zonas de coleta: (A) e (B) zonas na barragem..... 08
- Figura 7.** Reservatório de Funil destacando as zonas de coleta. (1) zona 6 à montante do reservatório; (2) zona 7 à montante dentro do reservatório; (3) zona 8 na barragem; (4) zona 9 à jusante da barragem..... 09
- Figura 8.** Destaque das zonas de coleta no reservatório de Funil: (A) zona 6 à montante do reservatório, detalhe das plantas enraizadas, (B) zona 7 à montante do reservatório, destacando o encontro das águas barrentas que entram do rio Paraíba do Sul com as esverdeadas do reservatório, (C) zona 7 à montante dentro do reservatório, destacando a floração de algas; (D) zona 7 à montante dentro do reservatório, destaque da eutrofização; (E) Zona 8 destacando a barragem; (F) zona 9 à jusante do reservatório..... 10
- Figura 9.** Seqüência da metodologia para determinação das concentrações de mercúrio total em músculos de peixes..... 13
- Figura 10.** Seqüência da metodologia para determinação das concentrações de mercúrio orgânico em músculos de peixes..... 14
- Figura 11.** Comparação das médias de (Hgorg.) por nível trófico (1) *G. brasiliensis* e (2) *O. hepsetus*..... 17
- Figura 12.** Comparação da porcentagem de mercúrio orgânico (%Hgorg.) por nível trófico: (1) *G. brasiliensis* e (2) *O. hepsetus* 17

Figura 13. Comparação das médias de (Hgi) por nível trófico (1) <i>G. brasiliensis</i> e (2) <i>O. hepsetus</i>	18
Figura 14. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) e o peso em <i>G. brasiliensis</i> no rio Paraitinga.....	18
Figura 15. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) e o comprimento total em <i>G. brasiliensis</i> no rio Paraitinga.....	19
Figura 16. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) e o peso em <i>G. brasiliensis</i> no rio Paraibuna.....	19
Figura 17. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) e o comprimento total em <i>G. brasiliensis</i> no rio Paraibuna.....	20
Figura 18. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) e o peso em <i>G. brasiliensis</i> no rio Paraíba do Sul (S. José dos Campos).....	20
Figura 19. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) com o comprimento total em <i>G. brasiliensis</i> no rio Paraíba do Sul (S. José dos Campos).....	21
Figura 20. Correlação de <i>Pearson</i> entre a concentração de mercúrio total e o peso em <i>G. brasiliensis</i> no rio Paraíba do Sul (Volta Redonda).....	21
Figura 21. Correlação de mercúrio total com o comprimento total em <i>G. brasiliensis</i> no rio Paraíba do Sul (Volta Redonda).....	22
Figura 22. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) e o peso em <i>O.hepsetus</i> no reservatório de Santa Branca.....	22
Figura 23. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) e o comprimento total em <i>O. hepsetus</i> no reservatório de Santa Branca.....	23
Figura 24. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) e o peso em <i>O.hepsetus</i> no reservatório do Funil (barragem e jusante da barragem).....	23
Figura 25. Correlação de <i>Pearson</i> entre o (THg) e o comprimento total em <i>O. hepsetus</i> no reservatório do Funil (barragem e jusante da barragem).....	24
Figura 26. Comparação de (Hgorg.) em <i>O. hepsetus</i> por local: (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) rio Paraibuna (SP); (3) Reservatório de Santa Branca; (4) Canas; (5) S. José dos Campos; (6) montante do reservatório de Funil; (7) trecho mais à montante no reservatório do Funil; (8) barragem do Funil; (9) jusante da barragem; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto...	25
Figura 27. Comparação de (Hgorg.) em <i>G. brasiliensis</i> por local: (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) rio Paraibuna (SP); (3) Reservatório de Santa Branca; (4) Canas; (5) S. José dos Campos; (6) montante do reservatório de Funil; (7) trecho mais à montante no reservatório do Funil; (8) barragem do Funil; (9) jusante da barragem; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto...	25

Figura 28. Comparação de (Hgi) em <i>O. hepsetus</i> por local: (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) rio Paraibuna (SP); (3) Reservatório de Santa Branca; (4) Canas; (5) S. José dos Campos; (6) montante do reservatório de Funil; (7) trecho mais à montante no reservatório do Funil; (8) barragem do Funil; (9) jusante da barragem; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto...	26
Figura 29. Comparação de (Hgi) em <i>G. brasiliensis</i> por local: (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) rio Paraibuna (SP); (4) Canas; (5) S. José dos Campos; (6) montante do reservatório do Funil; (7) área mais à montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante do reservatório; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto.....	27
Figura 30. Comparação de (Hgorg.) em <i>O hepsetus</i> nas diferentes zonas do reservatório do Funil: (6) montante; (7) área mais a montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante.....	28
Figura 31. Comparação de (Hgorg.) em <i>G.brasiliensis</i> nas diferentes zonas do reservatório do Funil: (6) montante; (7) área mais a montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante.....	28
Figura 32. Comparação de (Hgi) em <i>O hepsetus</i> nas diferentes zonas do reservatório do Funil: (6) montante; (7) área mais a montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante.....	29
Figura 33. Comparação de (Hgi) em <i>G. brasiliensis</i> nas diferentes zonas do reservatório do Funil: (6) montante; (7) área mais a montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante.....	29
Figura 34. Comparação de (THg) em <i>O.hepsetus</i> e <i>G. brasiliensis</i> em todas as zonas do reservatório do Funil entre os meses do ano: agosto, setembro, outubro, novembro.....	30
Figura 35. Comparação de (Hgorg.) em <i>O. hepsetus</i> entre os reservatórios, área de barragem:(3) Reservatório de Santa Branca; (8) Reservatório de Funil.....	31
Figura 36. Comparação de (Hgi) em <i>O. hepsetus</i> entre os reservatórios, área de barragem: (3) Reservatório de Santa Branca; (8) Reservatório de Funil.....	31
Figura 37. Comparação entre o tipo de substrato do rio Paraíba do Sul e o (Hgorg.) em <i>O. hepsetus</i> : (1) areia; (2) lama; (3) argila; (4) rochoso.....	33
Figura 38. Comparação entre o tipo de substrato do rio Paraíba do Sul e o (Hgorg.) em <i>G. Brasiliensis</i> :(1) areia; (2) lama; (3) argila; (4) rochoso.....	34
Figura 39. Comparação entre o tipo de substrato do rio Paraíba do Sul e o (Hgi) em <i>O. hepsetus</i> : (1) areia; (2) lama; (3) argila; (4) rochoso.....	34
Figura 40. Comparação entre o tipo de substrato e as concentrações de (Hgi) em <i>G. brasiliensis</i> : (1) areia; (2) lama; (3) argila; (4) rochoso.....	35

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Dados biométricos (comprimento total e peso) de *O. hepsetus*, para os diferentes locais de coleta. N = número de indivíduos analisados, sd = desvio padrão..... 15
- Tabela 2.** Dados biométricos (comprimento total e peso) de *G. brasiliensis* para os diferentes locais de coleta. N = número de indivíduos analisados, sd = desvio padrão..... 15
- Tabela 3.** Médias de concentrações de Hgorg. e Hgi para os diferentes locais de coleta em *O.hepsetus*. N = Número de indivíduos examinados, sd = desvio padrão..... 16
- Tabela 4.** Médias de concentrações de Hgorg. e Hgi para os diferentes locais de coleta em *G. brasiliensis*. N= Número de indivíduos examinados, sd = desvio padrão..... 16
- Tabela 5.** Características de *microhabitat* das áreas de estudo, **pouquíssima quantidade (5-10%); *pouca quantidade (20-40%); ♣ - presença de macrófitas aquáticas..... 32

À memória do meu pai e a minha tia Gilda

“Sentir primeiro, pensar depois, perdoar primeiro, julgar depois” (*Mario Quintana*)

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao professor Gerson Araújo por ter me orientado e ter caminhado comigo nesse trajeto, sem a sua ajuda teria sido ainda mais difícil;

Agradeço aos amigos do posto e aos momentos que passamos juntos, um abraço especial à Bianca;

Agradeço ao professor Lelis por toda a sua simpatia e delicadeza e acima de tudo por acreditar;

Agradeço ao professor Olaf pela oportunidade;

Agradeço ao pessoal do Laboratório de radioisótopos, especialmente ao Ricardinho pela paciência e a Beth Palermo por toda a ajuda;

Agradeço ao professor Alcides W. S. Guarina do Laboratório de Análises Químicas Ambientais da UNIRIO pela utilização das instalações do laboratório;

Agradeço à minha família, sem esquecer da Clara Albina e da Lilica;

Agradeço ao céu, ao mar, as estrelas e ao rio Paraíba do Sul, pois sem ele e sem essa natureza tão bela, a vida com certeza não teria a menor graça!

Que os anjos continuem por aí iluminando os corações sombrios, afagando os corações necessitados e dando ainda mais força para aqueles que acreditam!

1. INTRODUÇÃO

Os peixes são bons indicadores da qualidade ambiental porque ao ocuparem diferentes níveis tróficos, podem acumular metais pesados através da bioacumulação. A biomagnificação é o processo pelo qual os elementos são repassados de um nível trófico para o outro onde se acredita que possa ocorrer um aumento significativo da contaminação de um organismo através da ingestão de outro (GRAY, 2002). Desta forma, os peixes carnívoros têm sido alvo de pesquisas nos últimos tempos, devido à posição trófica elevada que ocupam (MARTINELLI & MCGRATH, 1999; CAMPBELL et al. 2004). Já os peixes herbívoros, onívoros e detritívoros têm como elementos da sua dieta plantas, algas, detritos de fundo e sedimentos, e tais itens também adsorvem os metais pesados, estando assim o peixe sujeito a acúmulos em proporções diferentes (KAREZ et al. 1994; AMADO-FILHO et al. 1997; MARINS et al. 1997).

A ontogenia gera muitas vezes mudanças consideráveis no tipo de item consumido pelas espécies (ARAÚJO et al. 2005). Dependendo da fase da vida e das classes de tamanho em que se encontram, os peixes podem apresentar hábitos alimentares completamente diferentes. HEATH (1995) salienta que as espécies com alta capacidade de bioacumulação podem apresentar grandes teores de mercúrio mesmo em época juvenil do ciclo de vida. Existe, segundo LOWE-MCCONNELL (1999) uma íntima relação entre o *status* evolucionário do peixe, exemplificado por sua forma, estrutura corporal e fisiologia, sua ecologia alimentar e comportamento, e o ambiente no qual ele vive.

Embora alguns autores se utilizem apenas dos peixes carnívoros para avaliações das concentrações de mercúrio em tecido muscular, nem sempre, os resultados encontrados são tão altos em todas as espécies carnívoras e muitas vezes as concentrações em peixes apresentam uma grande variação entre o peso e o comprimento dos indivíduos (MOL et al. 2001; e CASTILHOS et al. 2004). Respostas específicas de cada espécie são responsáveis provavelmente por essa falta de padrão, desde que a quantidade que é realmente acumulada irá depender do balanço entre as taxas de acúmulo, metabolismo químico e as taxas de excreção (HEATH, 1995). Alguns investigadores de isótopos radioativos que utilizam a caracterização exata da fonte de carbono/ nitrogênio ingerida pelos peixes, têm demonstrado que espécies de nível trófico maior, podem não resultar em aumentos mais elevados de mercúrio desde que, outros fatores como mudanças na dieta e tamanho podem interferir nos resultados (MARTINELLI & MACGRATH, 1999; SWANSON et al. 2003; e CAMPBELL et al. 2004).

A bioacumulação de metais pesados pelos peixes pode ocorrer também através da superfície do corpo (absorção) e das brânquias (via respiração e/ou troca iônica com a água) sendo o trato digestivo (via dieta ou ingestão de sedimentos) uma das vias mais relevantes nesse processo (HEATH, 1995). Entretanto, para que a bioacumulação ocorra é necessário que o elemento esteja disponível no ambiente e a biodisponibilidade dos metais em geral é influenciada principalmente pela forma encontrada na natureza e não somente pela concentração total no ambiente como se acreditava no passado (ROCHA & ROSA, 2003).

As propriedades físicas, biodisponibilidade e toxicidade do mercúrio são governadas pela especiação em formas orgânicas e inorgânicas. Os termos comumente utilizados incluem mercúrio total, inorgânico, orgânico e metilmercúrio e estão baseados no estado de oxidação e compostos associados. O mercúrio possui três estados de oxidação: elemento nativo Hg^0 , mercurioso Hg^{1+} e mercúrico Hg^{2+} . O mercúrio inorgânico inclui as formas de mercúrio elementar e alguns complexos do estado de oxidação mercurioso e mercúrico (WHO, 1991, e AZEVEDO, 2003). O termo mercúrio orgânico pode incluir diferentes formas de radicais

ligados ao mercúrio. Hg^{2+} se combina com compostos orgânicos (ácidos húmicos e fúlvicos e aminoácidos) via um ligante orgânico para formar sais de organomercúrio. Já os compostos e organomercúrios denominados metilmercúrio e dimetilmercúrio são os mais comuns encontrados em ambientes naturais apresentam o mercúrio ligado a um ou mais átomos de carbono (NOAA, 1996).

A maioria do mercúrio é liberado no ambiente, como mercúrio inorgânico, que é primeiramente associado a substâncias particuladas e orgânicas. Uma vez nos corpos d'água faz-se necessária uma avaliação das propriedades biogeoquímicas de um dado ecossistema que pode aumentar ou diminuir as chances de um poluente atingir níveis tóxicos na biota (LACERDA et al. 2001). Geralmente, são observadas correlações diretas entre a concentração de metais nos solos, nas águas e nos sedimentos e o conteúdo de matéria orgânica. Como principal consequência da associação matéria orgânica-metal, são observadas modificações na mobilidade e biodisponibilidade desses elementos (REZENDE, 1993).

Embora o mercúrio inorgânico seja a forma dominante no ambiente e de fácil bioacúmulo, ele é também facilmente eliminado pelos organismos. Por outro lado formas orgânicas como principalmente a forma metilada (metilmercúrio), bioacumulam rápido e são eliminadas muito lentamente, além de biomagnificarem ao longo da cadeia trófica, sendo extremamente tóxicas (NOAA, 1996).

Uma avaliação dos compartimentos do ecossistema do entorno do ambiente aonde os peixes vivem, desde do uso dos solos até informações sobre o microhabitat, pode nos fornecer muitas respostas no que se refere às possíveis vias em que os organismos estiveram expostos (TEIXEIRA et al. 2005). Os solos, de uma maneira geral, possuem na sua constituição substâncias húmicas e argilas que são muito eficazes na retenção do mercúrio depositado ou naturalmente presente, e essa eficiência é minimizada quando estes sofrem processos erosivos onde ocorrem perdas substanciais de partículas para os corpos d'água (LACERDA et al. 2004, e MELAMED, 2004). O intenso uso dos solos pelo homem com práticas de pastagens, agricultura, mineração e desmatamento, podem contribuir não só para a redução de *habitats* aquáticos, como no carreamento de metais pesados, minerais e outros nutrientes para os corpos d'água, levando à perda de fertilidade dos solos, resultando na contaminação de rios, lagos e da biota (ROULET et al. 2000; e ALMEIDA et al. 2005).

Esse trabalho teve como objetivos a avaliação da bioacumulação das diferentes formas de mercúrio em músculos de peixes, considerando dois níveis tróficos na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul que tem sofrido intensa degradação ambiental ocasionada pela má utilização dos solos e excessiva urbanização e industrialização. Para tal, buscou-se utilizar as características fisiográficas das áreas estudadas, bem como avaliar a presença de reservatórios nesse contexto na tentativa de explicar se existem áreas da bacia mais propícias à retenção, organificação e conseqüentemente o bioacúmulo.

1.1 A área de estudo

O rio Paraíba do Sul é formado pelos rios Paraitinga e Paraibuna no planalto da Serra da Bocaina a uma altitude de cerca de 1800 m (Figura 1). Imediatamente após a junção dos dois sistemas o rio é barrado formando o primeiro reservatório (Paraibuna). A partir daí ele se avoluma com as águas da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira, percorrendo uma distância de aproximadamente 1.100 km até desaguar no oceano Atlântico. Ao longo desse sistema foram construídas represas que formaram reservatórios de água, que além de aumentarem a

capacidade geradora de energia hidroelétrica dos complexos geradores de energia das concessionárias Cesp- Cia. Energética de São Paulo, Light Serviços de Eletricidade S/A. e Furnas Centrais Elétricas SA. (SOUZA, 2004). Esses reservatórios também atuam como decantadores naturais das partículas e dos poluentes a elas associados que seriam transportados pelas águas desse rio.

Ao longo do seu percurso, o Rio Paraíba do Sul apresenta trechos com características físicas e químicas distintas e a qualidade das águas está em contínuo processo de degradação, uma vez que o crescimento das cidades e das indústrias não foi acompanhado de medidas de tratamento de esgotos residenciais e rejeitos tóxicos gerados pelas atividades industriais inerentes às tecnologias de produção atuais (ARAÚJO, 1996). Além disso, a região atravessou um processo histórico de exploração de seus recursos naturais, incluindo a mineração do ouro. As lavouras de café, e a expansão da pecuária determinaram um elevado grau de degradação ambiental, sendo responsáveis pelo desmatamento da maior parte da bacia de drenagem do Rio Paraíba do Sul. Essas áreas, que foram desmatadas para serem utilizadas nas atividades de pecuária e agricultura, sofreram ao longo de décadas processos erosivos e de esgotamento dos solos. Na região do Vale do Paraíba são encontrados trechos onde as águas já estão muito comprometidas pela presença de metais pesados, fato este decorrente da alta concentração de indústrias e da baixa eficiência no controle e fiscalização das atividades industriais e do lançamento de seus rejeitos químicos (LIMA, 2000).

Do reservatório de Funil até o barramento de Santa Cecília, o Rio Paraíba do Sul atravessa uma das áreas urbanas de maior concentração populacional do interior do Estado do Rio de Janeiro. Volta Redonda possui a maior densidade populacional com 1.208 hab/km², número muito superior a média do Estado do Rio de Janeiro, que corresponde a 305 hab/km² (CIDE, 1997). Os resíduos gerados por tais densidades nos estados do Rio de Janeiro e em Minas Gerais são dispostos em qualquer lugar não havendo um controle efetivo. No estado de São Paulo, o gerenciamento é feito de forma mais adequada minimizando a poluição gerada pelas drenagens continentais. O reservatório do Funil localiza-se, em Itatiaia, mas bem próximo do limite estadual em São Paulo. O rio Paraíba do Sul atinge o reservatório com uma vazão média anual da ordem de 200m³/s e devido a suas características hidrodinâmicas possui um tempo de retenção da água de 30 dias (ANA, 2005)

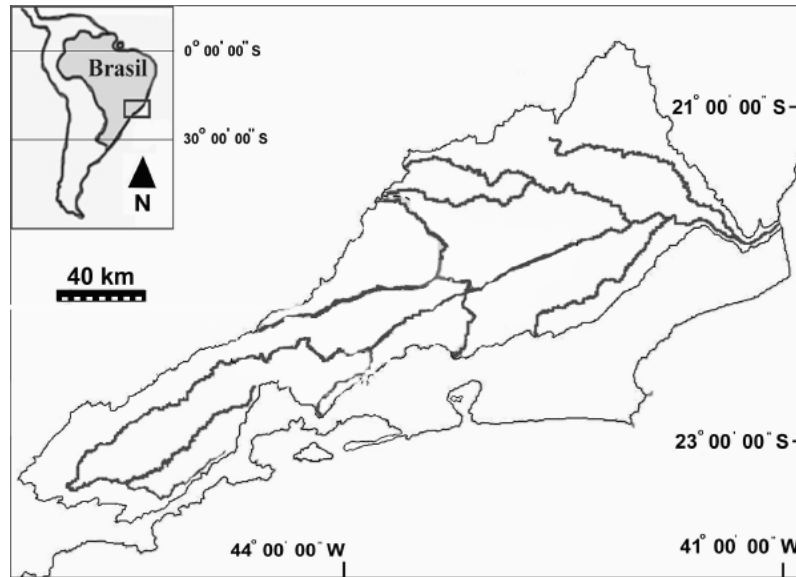


Figura 1. Bacia do rio Paraíba do Sul, com a indicação dos principais tributários.

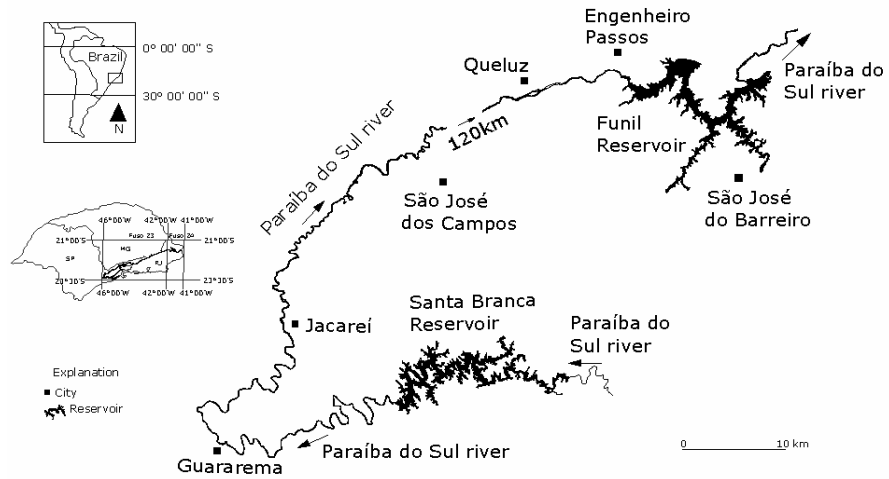


Figura 2. Detalhe do trecho superior e médio superior do rio Paraíba do Sul, com indicação dos reservatórios de Santa Branca e do Funil.

1.2. A ocorrência do mercúrio no rio Paraíba do Sul

A incidência do mercúrio no rio Paraíba do Sul teve ênfase na década de 80 com o uso de fungicidas nas plantações de cana-de-açúcar e na mineração do ouro em Minas Gerais, sendo estimado que desde 1985, 150 kg de mercúrio tenha sido liberado para os corpos d'água anualmente até o ano de 1987, quando teve uma grande queda (SOUZA, 1994). Desde aquela década, o parque industrial foi largamente ampliado e as atividades de agricultura atualmente se restringem à porção inferior do rio, próximas a Campos e São Fidelis. Essas atividades ainda refletem um *input* recente de mercúrio para as águas e sedimentos seja por lixiviação ou deposição atmosférica dos fungicidas organo mercuriais utilizados em terras de agricultura na década de 80. Embora tais fungicidas não sejam mais utilizados, atualmente após o plantio nas culturas da cana de açúcar existentes na região ocorre à queima da plantação e conseqüentemente uma possível liberação de Hg retido nos solos para a atmosfera (SOUZA et al. 2004). Em estudo comparativo da deposição atmosférica do mercúrio entre diferentes regiões do estado do Rio de Janeiro, LACERDA et al. (2002), salientaram que a queima atual do bagaço da cana na região de Campos de Goytacazes, principalmente no inverno, pode estar contribuindo significativamente com a deposição atmosférica de mercúrio no local com resultados duas vezes maiores nas cercanias da porção inferior do Paraíba, quando comparada com a região de Itacuruçá, localizada na Baía de Sepetiba nas proximidades do trecho médio do rio.

O aporte industrial, nos anos de 1979 e 1983 foi relatado pela Feema que realizou uma otimização da rede de monitoragem no rio detectando uma incidência maior de mercúrio nas águas do trecho médio próximo ao parque industrial entre Barra Mansa e Volta Redonda e a jusante de Resende (FEEMA, 1979; e FEEMA, 1983). Vinte anos depois, as concentrações máximas de Hg mostraram ainda um aumento dos lançamentos nas regiões de Barra Mansa e Volta Redonda (CETESB, 2003; e ANA, 2005), denotando a ausência de qualquer providência no sentido da diminuição das emissões.

Pesquisa realizada no rio Paraíba do Sul, onde o mercúrio é oriundo tanto de fontes industriais, como agrícolas e de garimpos de ouro, mostrou que partículas enriquecidas em mercúrio levam esse metal até várias milhas da costa, depositando-o em sedimentos profundos da plataforma continental (LACERDA et al. 1993).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Amostragem do material

Os pontos que foram selecionados para essa pesquisa estão representados na Figura 3 e as coletas foram realizadas nos anos de 2003/2004 e 2006 e todas coincidiram com o período de seca. Em sua maioria, as amostragens foram realizadas no ano de 2006, com exceção daquelas em alguns riachos da Serra da Bocaina (Ribeirão Sape, ribeirão da Serra, Itagabaça e

rio Paraitinga) no ano de 2004, e as capturadas no rio Paraíba no município de Volta Redonda e no tributário do rio Preto em 2003.

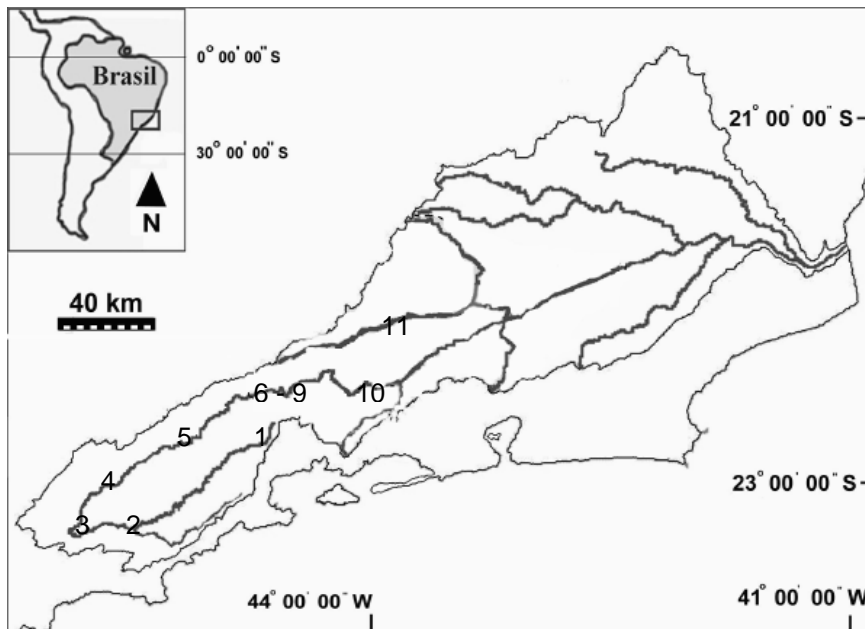


Figura 3. Área da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul destacando os pontos de coleta (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) Encontro entre os dois rios (SP); (3) Reservatório de Santa Branca; (4) S. José dos Campos; (5) Canas; (6-9) Reservatório de Funil; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto.

No canal principal do rio Paraíba do Sul como no tributário (rio Preto) foram utilizados equipamentos de pesca convencionais (redes de espera, tarrafa e peneira). As coletas foram padronizadas com 22 redes de espera colocadas em cada local desde a tarde de um dia até a manhã do dia seguinte. Além da colocação dessas redes foram acrescentadas 5 séries de 20 lances de tarrafas e 5 séries de 20 lances de peneiras, com esses equipamentos de pesca tendo sido utilizados aleatoriamente ao longo de um trecho de aproximadamente 800 m de extensão durante as 24 horas de permanência no local amostrado. A peneira possui diâmetro de 80 cm e malha de 1 mm, a tarrafa, diâmetro de 3 m e malha de 2 cm, e as redes de espera possuem malha de 2,5 a 5,5 cm, entrenós com comprimento de 30 m e altura de 2 m. Nos pequenos riachos foi utilizada a pesca elétrica com gerador de corrente alternada (900W, 240V, 1-2A). Devido à eficiência da pesca elétrica na captura de peixes, o período de amostragem em cada riacho foi de 2 horas e meia. Depois de coletados os peixes foram refrigerados e transportados em gelo para o laboratório de ecologia de peixes (UFRRJ), onde foram estocados em freezer, congelados. Posteriormente, foram realizadas filetagens do material sendo retirada a porção superior branca do músculo e a mesma foi novamente acondicionada em gelo e transportada para o laboratório de radioisótopos na UFRJ para a determinação dos teores de mercúrio.



Figura 4. Riachos da Serra da Bocaina. Detalhe das características de correnteza: (A) e (B) corredeiras, (C) corredeiras e rápidos; (D) remansos.

No reservatório de Santa Branca foram selecionadas duas zonas (A e B) as coletas realizadas apenas na zona mais profunda e mais próxima da barragem tendo sido colocadas um total de 24 redes. As redes foram vistoriadas a cada intervalo de 6 horas durante os dois dias em que estivemos em campo.

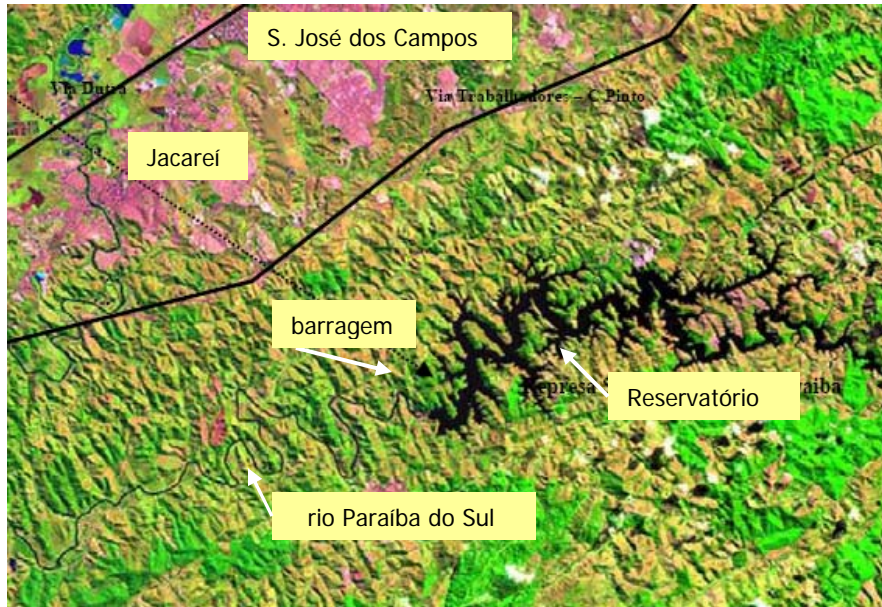


Figura 5. Reservatório de Santa Branca destacando a zona da barragem, o rio Paraíba do Sul a jusante do reservatório de Santa Branca e as cidades densamente povoadas (detalhe em rosa) de Jacareí e S. José dos Campos.

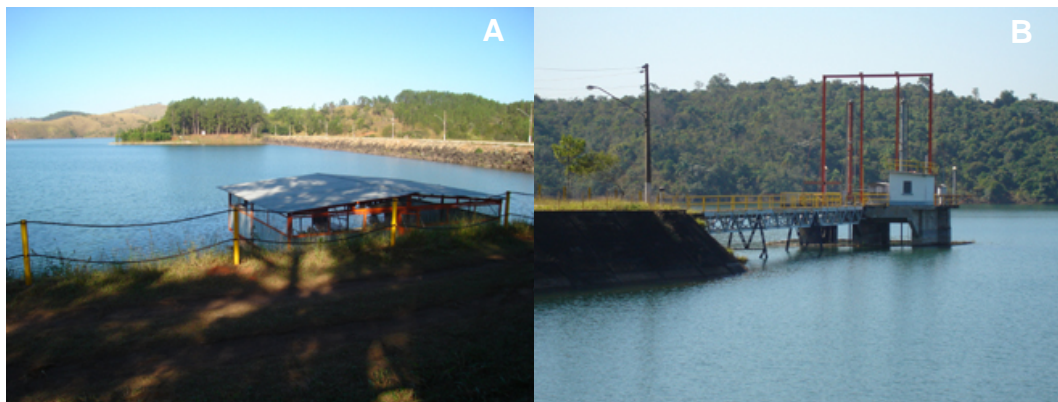


Figura 6. Reservatório de Santa Branca e as áreas de coleta: (A) e (B) zonas na barragem.

O reservatório do Funil possui uma área inundada que abrange aproximadamente 40Km² o que faz com que devido a sua grande extensão ele seja dividido em diferentes zonas. Nessa pesquisa, a zona (6) foi considerada a zona localizada no rio Paraíba do Sul a montante do reservatório, a zona (7) foi o ponto mais à montante dentro do reservatório, a zona (8) esteve localizada dentro do reservatório na barragem e a zona (9) foi considerada logo abaixo a jusante da barragem do reservatório no rio Paraíba do Sul. No reservatório do Funil, as coletas foram divididas em 4 pontos por cada área do reservatório, onde cada ponto possuía 3 redes formando um total de 12 redes por cada zona.

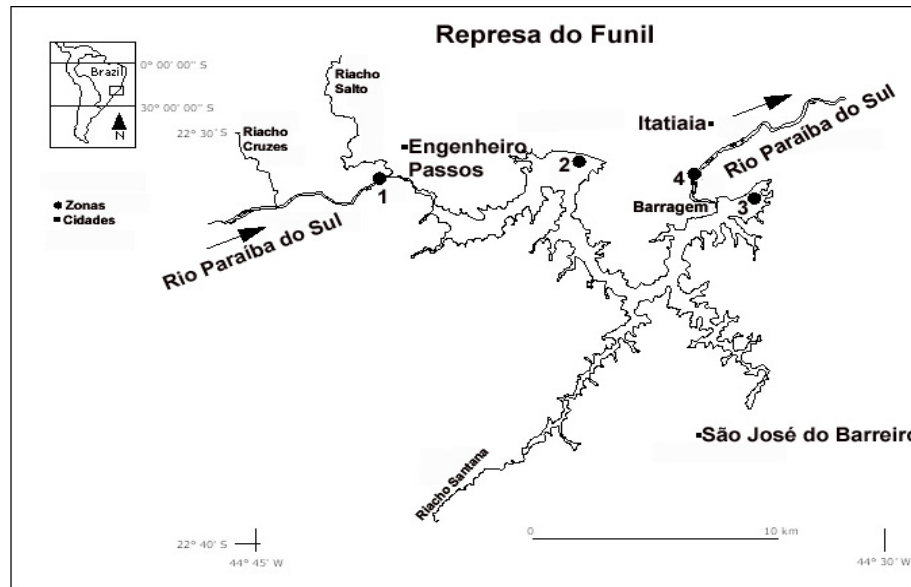


Figura 7. Reservatório de Funil destacando as zonas de coleta.

- (1) Zona 6 à montante do reservatório; (2) Zona 7 à montante dentro do reservatório; (3) Zona 8 na barragem; (4) Zona 9 à jusante da barragem.



Figura 8. Destaque das áreas de coleta no reservatório de Funil:

(A) Zona 6 à montante do reservatório, detalhe das plantas enraizadas, (B) zona 7 à montante do reservatório, destacando o encontro das águas barrentas que entram do rio Paraíba do Sul com as esverdeadas do reservatório, (C) zona 7 à montante dentro do reservatório, destacando a floração de algas; (D) Zona 7 à montante dentro do reservatório, destaque da eutrofização; (E) Zona 8 destacando a barragem; (F) Zona 9 à jusante do reservatório.

2.2. Avaliação espacial por nível trófico

As comparações entre os níveis tróficos foram realizadas incluindo-se as concentrações de mercúrio orgânico e mercúrio inorgânico encontradas nas duas espécies nos locais onde havia a mesma quantidade de ambas. Foram realizadas também comparações entre as

concentrações nas diversas zonas do reservatório do Funil de modo a se avaliar o bioacúmulo entre as espécies em cada zona. Ainda no Funil, foram agrupadas todas as espécies que ocorreram em todas as zonas de modo a se verificar uma alteração ao longo de um período de quatro meses. Por fim utilizou-se *Oligosarcus hepsetus* para as avaliações entre as zonas de barragem nos reservatórios de Funil e reservatório de Santa Branca.

A avaliação do nível trófico das espécies foi realizada baseada na descrição dos itens alimentares consumidos segundo (ROMANINI, 1989; PERRONE et al. 1993; ESTEVÃO et al. 1999; DELARIVA & AGOSTINHO, 2001 e ANDRADE et al. 2002).

2.3. Avaliação quanto às características de *microhabitat*

O detalhamento das informações de *microhabitat* foi realizado através de anotações realizadas em planilhas de campo incluindo-se a numeração de cada rede de coleta de modo a se descrever a área onde cada indivíduo foi capturado numa área que abrangia 50 metros de extensão da borda por 50 metros dentro da calha do rio. Todas as observações em campo foram baseadas em observações visuais, onde foram relatadas características quanto o uso dos solos, presença e tipo de vegetação ripariana, presença de erosão, tipo de correnteza e substrato. Não foram consideradas informações com relação ao contingente industrial e urbano dos municípios e as observações estiveram baseadas apenas na situação presente nos locais amostrados. Foram realizadas observações e estimativas percentuais relacionadas à vegetação ciliar e aquática presentes, ausentes ou muito pouco representadas em campo. O mesmo ocorreu com relação ao tipo de substrato que foi classificado em argiloso, lamoso, rochoso e arenoso. Com relação às características do rio quanto à correnteza, as mesmas foram classificadas em remanso, corredeiras e rápidos. A erosão foi descrita empiricamente como nenhuma, moderada e alta. Tais observações seguiram modelo de PINTO (2003).

2.4. Tratamento de dados

Foram realizados para todas as comparações descritas a seguir o teste não paramétrico de *Kruskall Wallis* (H) utilizando-se um nível de 95% de confiança. Efeitos do nível trófico na concentração das diferentes frações de mercúrio foram feitos através do agrupamento das amostras utilizando-se o mesmo número de espécies por locais; locais que continham apenas uma das espécies não foram incluídos nas comparações. Os locais foram rio Preto (3 exemplares de cada), Volta Redonda (3 exemplares de cada), rio Paraitinga (3 exemplares de cada), rio Paraibuna (2 exemplares de cada), na zona 1, localizada à montante do reservatório de Funil no rio Paraíba do Sul (2 exemplares de cada) e na zona 3, na barragem do Funil (3 exemplares de cada), perfazendo um total de 30 exemplares. Para avaliar as associações entre os pesos e comprimentos dos peixes com as concentrações de mercúrio total foram utilizadas para *G. brasiliensis* as amostras capturadas no rio Paraitinga, rio Paraibuna e no rio Paraíba do Sul no Município de São José dos Campos. Essas áreas apresentaram uma maior amplitude de pesos. As associações entre pesos e comprimentos para *O.hepsetus* foram realizadas no reservatório de Santa Branca e no reservatório do Funil (zona da barragem e zona a jusante da barragem). Em todas as localidades de ambas as espécies foram feitos gráficos de dispersão e calculados o Coeficiente de Correlação de *Pearson* (r) (38 exemplares de *O .hepsetus* e 79

exemplares de *G. brasiliensis*). Para as comparações da contaminação dos peixes entre os meses (agosto a novembro) no reservatório do Funil, foram utilizadas todas as amostras em todas as zonas, tendo em vista que o objetivo era apenas verificar eventuais tendências. No mês de agosto foram utilizados (2) exemplares de *O. hepsetus* e (3) de *G. brasiliensis*, no mês de setembro (5) exemplares de *G. brasiliensis* e (4) de *O. hepsetus*, no mês de outubro utilizou-se (4) exemplares de *G. brasiliensis* e (4) de *O. hepsetus* e no mês de novembro (1) exemplar de *G. brasiliensis* e (2) exemplares de *O. hepsetus*. Com relação às diferenças entre as concentrações entre ambos os reservatórios, utilizou-se apenas a espécie carnívora (15) exemplares em Santa Branca e (6) em Funil. Para as avaliações quanto ao tipo de substrato utilizou-se um único substrato por local e este foi determinado pela porcentagem acima de 50% presente e quando havia uma proporção semelhante de ambos buscou-se avaliar a posição desse *site* ao longo do rio tendo em vista que os substratos possuem uma padronização comum típica da classificação de rios no sentido montante-jusante. A porcentagem de mercúrio orgânico (%Hgorg.) presente nas duas espécies também foi avaliada no sentido de se confirmarem diferenças entre o bioacúmulo desse extrato. O cálculo da porcentagem de mercúrio orgânico foi realizado considerando concentrações de mercúrio total e mercúrio orgânico ($\text{Hgorg.} \times 100/\text{THg}$) em todos os peixes de todas as localidades amostradas (117 exemplares). Em todos os peixes também foram realizadas subtrações entre as concentrações de THg-Hgorg. e a diferença foi considerada como sendo a fração inorgânica utilizada nas comparações segundo PALERMO (2002).

2.5. Metodologias analíticas

As análises para determinar as concentrações de Hg nos tecidos de peixes (músculos) foram realizadas no Laboratório de Radioisótopos *Eduardo Penna Franca* do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho na UFRJ.

2.5.1. Mercúrio total (THg)

A quantificação do THg no músculo dos peixes é realizada a partir da extração de todo o Hg presente nas amostras e sua detecção em Sistema de Injeção em Fluxo (FIMS-400, *Perkin Elmer*). Para isso, as amostras sofrem um processo de digestão ácida à quente, em banho maria permitindo dessa forma que ocorra a quebra de toda a matéria orgânica presente e a liberação dos átomos de Hg para a solução. Para a quantificação utiliza-se o borohidreto de sódio (NaBH_4) como agente redutor, que propicia que o mercúrio passe então da forma solúvel Hg^{2+} para a de vapor Hg^0 . O mercúrio elementar é então carreado pelo argônio para uma célula de quartzo, onde os átomos de Hg são irradiados com uma luz proporcional ao número de átomos de Hg com um comprimento de onda específico para absorção pelos átomos de Hg. O valor de absorbância da luz é então convertido para um valor de concentração de Hg por meio de uma curva analítica de calibração. As curvas analíticas para o FIMS em cada leitura são feitas a partir da leitura de soluções padrão de 5, 10,20,30 e 40 ppb de Hg^{2+} que foram obtidas por diluições com água Milli-Q de uma solução conhecida de 1.000 ppm de Hg. As metodologias analíticas seguem MALM (1988) e KEHRING et al. (2006). A Figura 9 ilustra a metodologia para a determinação de mercúrio total.

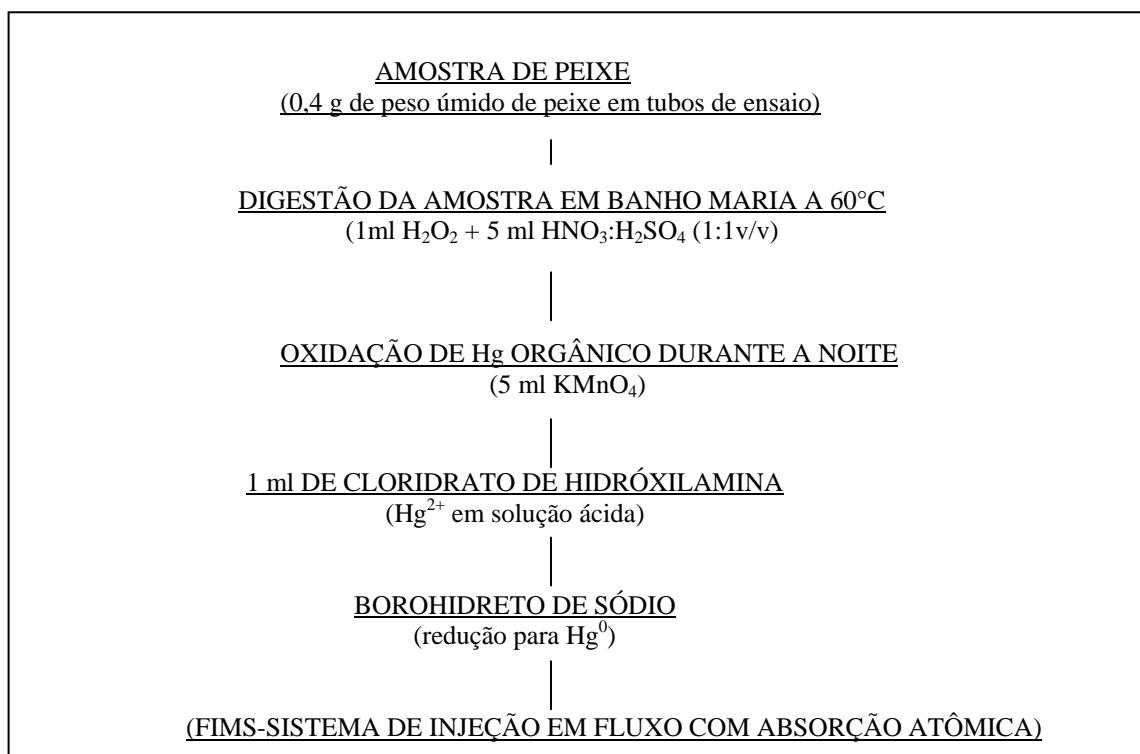


Figura 9. Seqüência da metodologia para determinação das concentrações de mercúrio total em músculos de peixes.

2.5.2. Mercúrio orgânico (Hgorg.)

As concentrações de Hgorg. no tecido muscular de peixes foram determinadas utilizando-se o método WAGEMANN et al. (2000). Esse método consiste na extração de todas as formas orgânicas de Hg e, em seguida, a sua digestão ácida para então a sua determinação em sistema de Fluxo de injeção com absorção atômica (FIMS).

Inicialmente, realiza-se a abertura da amostra em sistema fechado e a posterior extração das formas orgânicas, dentre elas o MeHg utilizando-se KBr+CuSO₄ além de diclorometano-hexano. Para separação das três fases da amostra (camada orgânica, camada inorgânica e resíduos sólidos) a mesma deve ser centrifugada. Da fase separada, uma alíquota de 1 ml é transferida para um tubo de ensaio com a adição de 5 ml de HNO₃:H₂SO₄ 1:4 v/v. Aquece-se a alíquota até a sua digestão em banho maria a 60°C de modo a propiciar a evaporação da fase orgânica e a sua passagem para a solução ácida sendo posteriormente oxidadas a Hg²⁺ durante a noite com a adição de KMnO₄ e em seguida, solubilizadas para a sua injeção, redução e determinação do mercúrio presente no FIMS. A Figura 10 ilustra a metodologia para a determinação de mercúrio orgânico.

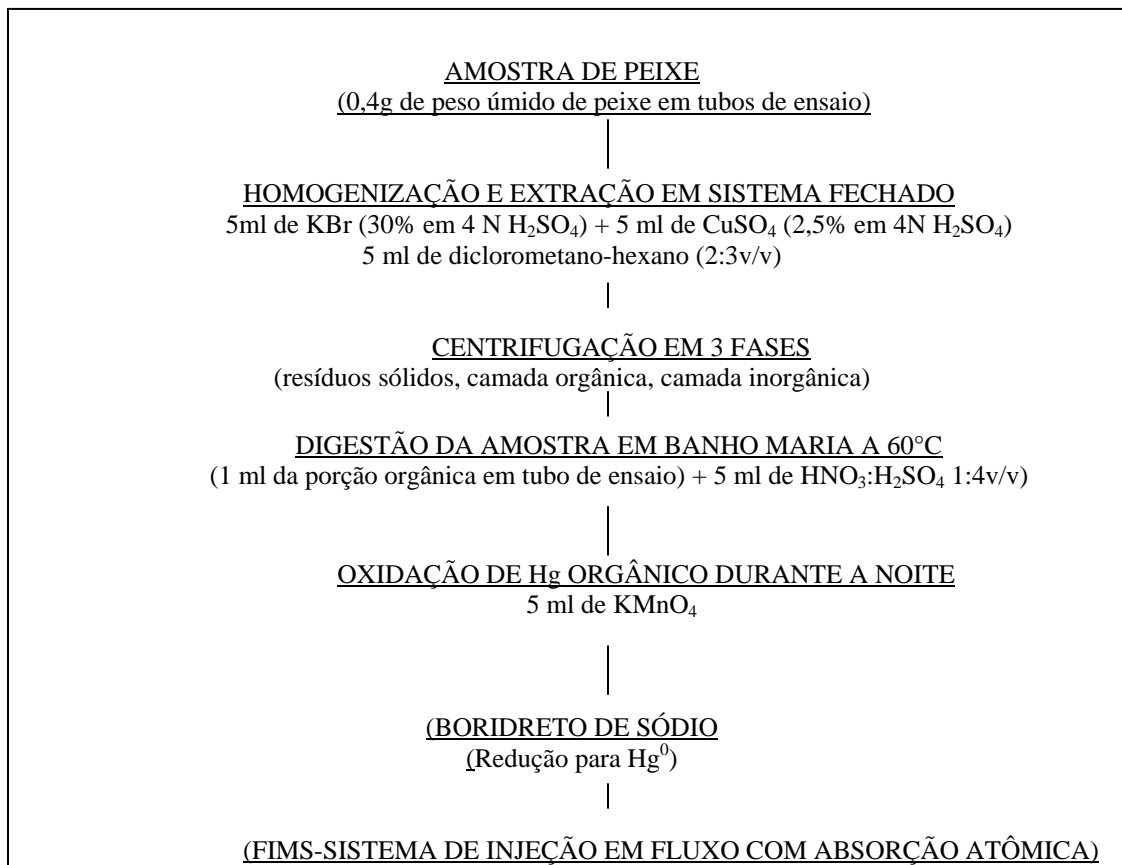


Figura 10. Seqüência da metodologia para determinação das concentrações de mercúrio orgânico em músculos de peixes.

2.5.3. Controle da qualidade analítica

Todas as análises foram realizadas em duplicata e repetidas quando o coeficiente de variação entre as duplicatas da mesma amostra foi maior do que 20%. A cada grupo de amostras analisadas (24, 48, 72 ou 96), dois brancos de reagentes eram quantificados e seus resultados subtraídos das leituras das amostras de modo a eliminar possíveis contaminações provenientes da atmosfera do laboratório, da vidraria e de impurezas dos reagentes.

Para se avaliar a confiabilidade (precisão e exatidão) do método analítico empregado foram utilizadas amostras certificadas de matriz semelhante àquela aos organismos analisados. Essas matrizes possuem valores estabelecidos por laboratórios de referência e referenciados por exercícios de intercalibração laboratorial em âmbito internacional. O laboratório de radioisótopos utiliza duas matrizes, uma delas é produzida pelo *National Research Council of Canadá* (DORM-2) – músculo de tubarão (*Brachyplatystoma filamentosum*) e a outra (IEIA

436), músculo de atum, é produzida pelo *International Atomic Energy Agency* – Mônaco. Os resultados de recuperação indicam o quanto os valores encontrados se aproximaram ou não dos valores conhecidos dessas matrizes e o mesmo é um bom indicador da eficiência do processo de digestão naquele grupo de amostras. A recuperação das amostras certificadas aceitas para esse trabalho, esteve entre 72 e 114%.

3. RESULTADOS

Ambas as espécies apresentaram uma grande variabilidade nas concentrações de mercúrio e essa variação também foi verificada entre os pesos dos indivíduos (Tabelas 1 e 2). Concentrações elevadas de mercúrio orgânico foram encontradas em peixes muito pequenos e de baixo peso, tanto em *O. hepsetus* no reservatório de Santa Branca (Tabelas 1 e 3) como em *G. brasiliensis* nos riachos da serra da Bocaina (Tabelas 2 e 4).

Tabela 1. Dados biométricos (comprimento total e peso) de *O. hepsetus*, para os diferentes locais de coleta. N = número de indivíduos analisados, sd = desvio padrão

Local	Comprimento total (cm)				Peso (g)		
	n	CT	sd	Min - Max	P	sd	Min - Max
Rio Paraitinga	3	16,9	1,6	15,3 - 18,5	50,0	12,0	37,2 - 60,4
Rio Paraibuna	2	28,0	0,7	27,5 - 28,5	202,5	17,6	190,0 - 215,0
Sta. Branca	15	16,3	2,5	13,0 - 22,0	38,0	20,5	16,4 - 85,0
Z6 - Funil (montante)	2	22,6	7,5	17,3 - 28,0	134,5	134,0	40,0 - 229,0
Z8 - Funil (barragem)	6	24,7	3,5	18,2 - 28,0	136,0	43,4	50,0 - 165,0
Z9 - Funil (jusante)	4	18,0	4,1	14,2 - 23,5	60,0	37,1	30,0 - 113,0
V. Redonda	3	13,0	1,8	16,5 - 20,0	57,0	20,1	43,0 - 80,0
Rio Preto	3	19,0	1,5	17,0 - 20,0	61,0	20,0	40,0 - 79,0
Todos	38	19,1	4,6	13,0 - 28,5	73,7	58,4	16,4 - 229,0

Tabela 2. Dados biométricos (comprimento total e peso) de *G. brasiliensis* para os diferentes locais de coleta. N = número de indivíduos analisados, sd = desvio padrão; *riachos da serra da Bocaina.

Local	Comprimento total (cm)				Peso (g)		
	n	CT	sd	Min - Max	P	sd	Min - Max
Ribeirão Sapé *	5	15,7	2,4	12,3 - 18,5	64,1	28,2	30,0 - 105,6
Itababaça *	6	13,0	1,7	11,5 - 16,3	31,1	14,0	25,7 - 40,9
Ribeirão da Serra *	1	14,5	0	14,5 - 14,5	50,4	0	50,4 - 50,4
Rio Paraitinga	9	19,0	2,2	15,5 - 23,3	108,3	31,2	70,0 - 180,0
Rio Paraibuna	9	15,7	1,6	13,3 - 18,5	80,0	42,4	45,0 - 185,0
S.José dos Campos	10	21,55	4,2	15,5 - 24,5	193,0	93,70	70,0 - 310,0
Canas	6	20,4	1,8	18,4 - 22,8	162,5	37,1	115 - 205
Z6 - Funil (montante)	2	18,2	1,0	17,5 - 19,0	113,8	25,4	95,7 - 131,8
Z7 - Funil (acima)	4	19,1	3,2	16,7 - 23,7	154,4	85,0	92,8 - 280,0
Z8 - Funil (barragem)	6	21,8	3,5	15,5 - 25,3	186,8	63,3	70,0 - 255,0
Z9 - Funil (jusante)	1	23,0	0	23,0 - 23,0	215,0	0	215,0 - 215,0
V. Redonda	12	24,0	9,1	15,0 - 43,0	146,0	66,4	46,0 - 251,0
rio Preto	8	20,4	1,8	18,4 - 22,8	162,5	37,1	115,0 - 205,0
Todos	79	18,9	3,4	11,5 - 43,0	126,6	57,7	25,7 - 310,0

Tabela 3. Médias de concentrações de Hgorg. e Hgi para os diferentes locais de coleta em *O. hepsetus*.
N = Número de indivíduos examinados, sd = desvio padrão.

Local	n	Hgorg. (ng/g) p.u.	sd	Min-Max	Hgi (ng/g) p.u.	sd	Min-Max
Rio Paraitinga	3	113,8	64,6	63,6 - 186,8	76,6	112,3	7,53 - 206,2
Rio Paraibuna	2	703,8	397,2	423,0 - 984,7	80,3	4,4	77,2 - 83,5
Sta. Branca	15	278,2	69,7	161,9 - 379,4	39,2	28,3	7,71 - 108,9
Z6 – Funil (montante)	2	818,5	555,3	425,8 - 1.211,2	105,0	57,1	64,6 - 145,4
Z8 – Funil (barragem)	6	753,1	426,1	136,6 - 1.296,2	135,5	160,6	1,6 - 370,4
Z9 – Funil (jusante)	4	190,9	63,3	118,5 - 260,8	180,5	110,9	80,4 - 326,9
V. Redonda	3	58,4	20,8	34,6 - 73,4	19,3	12,3	7,2 - 31,9
Rio Preto	3	110,2	63,4	38,5 - 159,2	12,9	10,3	1,3 - 21,1

Tabela 4. Médias de concentrações de Hgorg. e Hgi para os diferentes locais de coleta em *G. brasiliensis*.
N= Número de indivíduos examinados, sd = desvio padrão; *riachos da serra da Bocaina.

Local	n	Hgorg. (ng/g) p.u.	sd	Min-Max	Hgi (ng/g) p.u.	sd	Min-Max
Ribeirão Sapé *	5	163,0	54,1	111,9 - 229,7	44,0	45,5	6,5 - 119,0
Itababaça*	6	194,2	60,6	125,9 - 264,2	16,3	12,8	5,30 - 35,6
Ribeirão da Serra *	1	219,3	0	219,3	35,6	0	35,6
Rio Paraitinga	10	63,6	24,2	37,8 - 117,3	120,5	38,0	59,8 - 149,0
Rio Paraibuna	10	123,8	31,0	78,5 - 175,2	68,0	40,4	13,2 - 135,8
S. José dos Campos	10	73,1	20,5	33,6 - 101,2	34,0	19,1	2,3 - 55,6
Canas	6	50,5	17,0	33,09 - 78,4	38,8	26,1	14,1 - 85,9
Z6 – Funil (montante)	2	55,5	5,3	51,7 - 59,3	34,0	39,4	6,1 - 61,9
Z7 – Funil (acima)	4	119,9	88,8	41,0 - 247,5	241,9	359,8	3,8 - 774,7
Z8 – Funil (barragem)	6	174,4	67,0	67,6 - 231,6	47,9	25,1	1,81 - 76,3
Z9 – Funil (jusante)	1	68,6	68,6	68,6	53,3	0	53,3
V. Redonda	12	87,7	35,0	28,5 - 145,4	25,7	22,3	3,2 - 78,4
Rio Preto	8	130,2	37,0	81,0 - 196,9	23,6	13,1	2,6 - 41,2

3.1. Comparações por nível trófico

As concentrações de mercúrio orgânico nos indivíduos das duas espécies, apresentaram diferença significativa ($H=4,49$; $p < 0,05$). A espécie carnívora demonstrou teores mais elevados do que a espécie onívora (Figura 11) com médias de concentração abaixo dos limites de segurança para consumo humano de peixes (500 ng/g de Hg total de peso úmido), determinado pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 1990). A porcentagem de mercúrio orgânico também foi maior para a espécie carnívora com diferenças significativas ($H=7,83$; $p < 0,01$) em relação à espécie onívora (Figura 12).

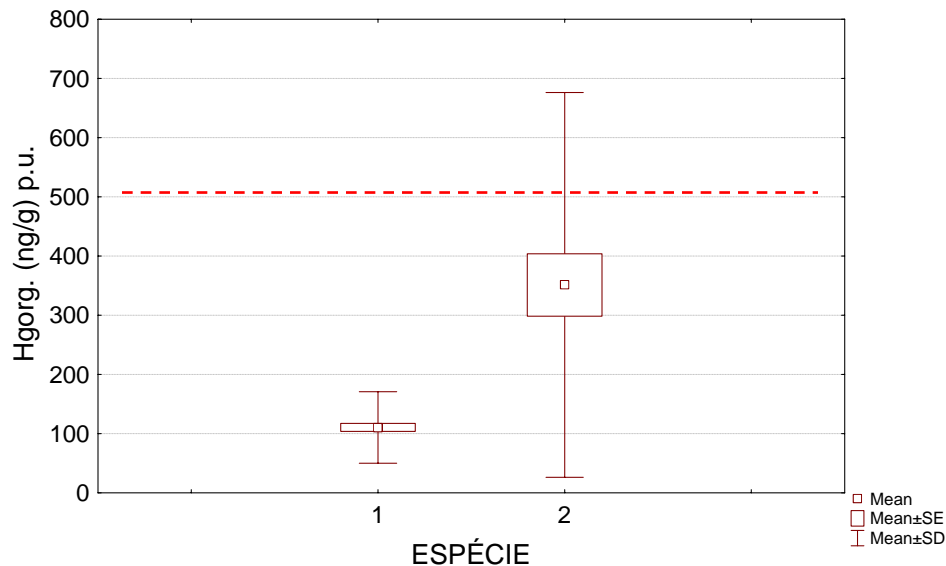


Figura 11. Comparação das médias de (Hgorg.) por nível trófico (1) *G. brasiliensis* e (2) *O. hepsetus*. Linha vermelha tracejada indicando o limite de segurança para consumo de peixes (WHO, 1990).

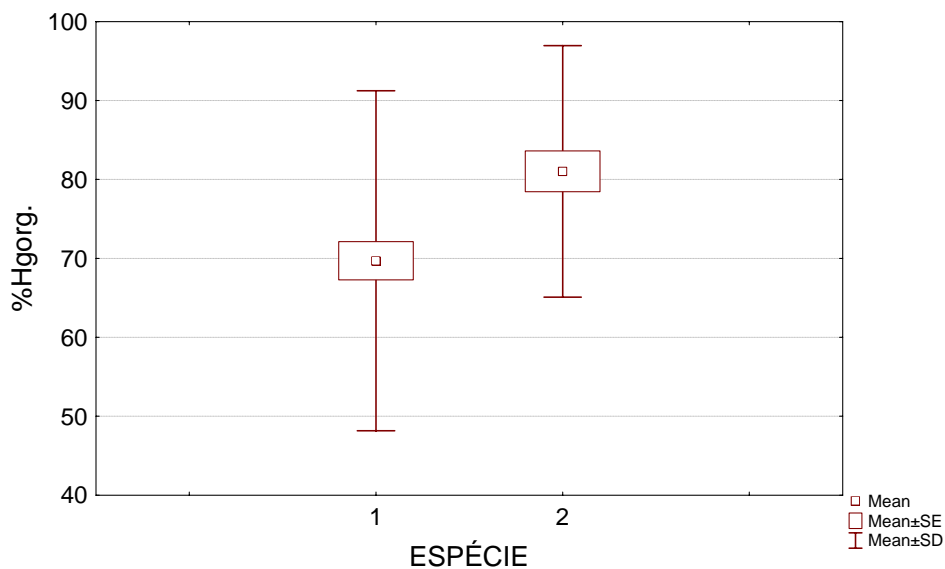


Figura 12. Comparação da percentagem de mercúrio orgânico (%Hgorg.) por nível trófico (1) *G. brasiliensis* e (2) *O. hepsetus*

Não foram detectadas diferenças ($H=0,10$; $p > 0,05$) com relação às concentrações médias das frações inorgânicas de Hg entre as duas espécies (Figura 13). As concentrações de Hg inorgânico foram mais elevadas em *O. hepsetus* quando comparadas às encontradas em *G. brasiliensis*.

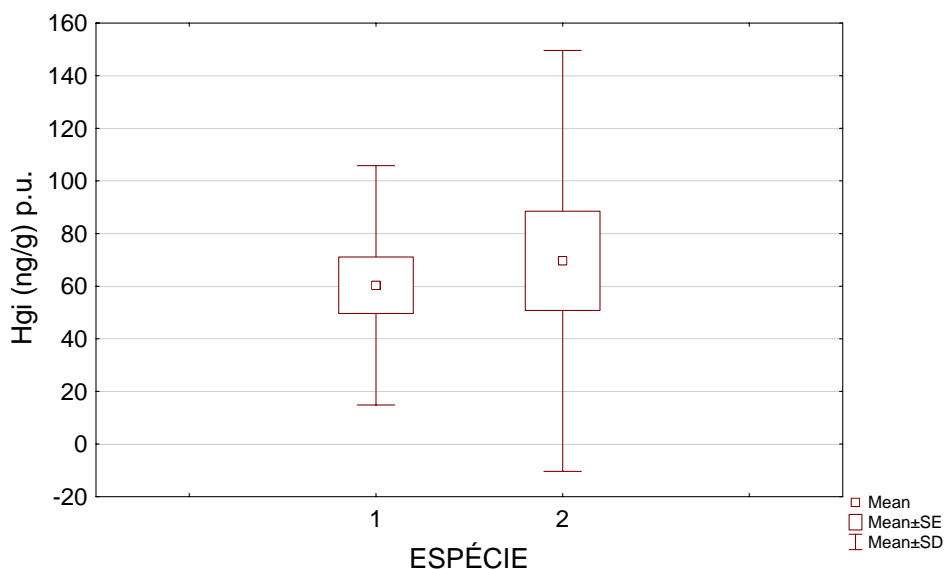


Figura 13. Comparação das médias de (HgI) por nível trófico (1) *G. brasiliensis* e (2) *O. hepsetus*

As variações de peso e comprimento no rio Paraitinga tiveram uma relação positiva, porém não significativa, com as concentrações de THg encontradas no tecido muscular de *G. brasiliensis*. O coeficiente de *Pearson* entre o mercúrio total e o peso dos peixes foi de ($r^2=0,1338$) e para o comprimento total de ($r^2=0,1841$), não tendo, portanto sido detectada associação significativa entre estes parâmetros da população de peixes como os níveis de contaminação (Figuras (14 e 15)).

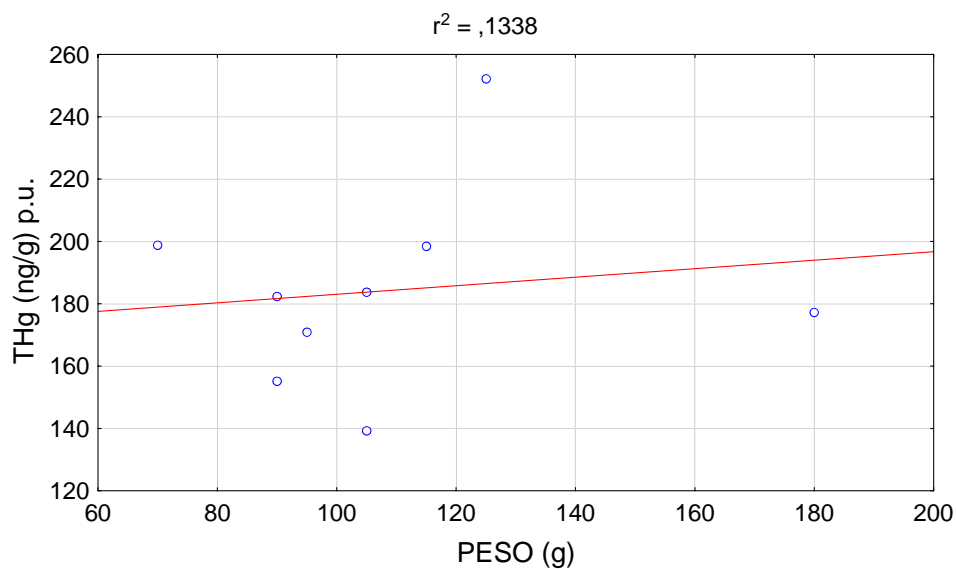


Figura 14. Correlação de *Pearson* entre o (THg) e o peso em *G. brasiliensis* no rio Paraitinga

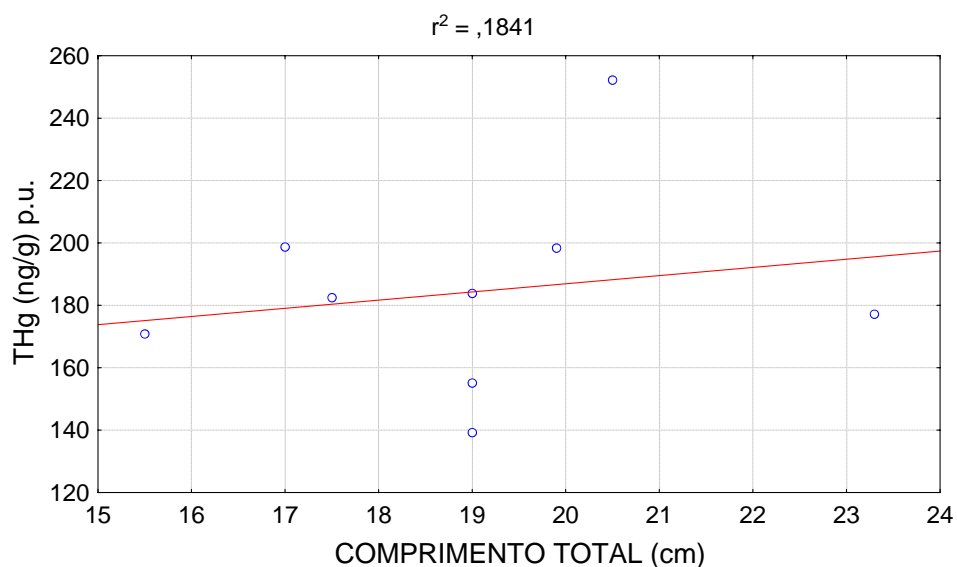


Figura 15. Correlação de *Pearson* entre o (THg) e o comprimento total em *G. brasiliensis* no rio Paraitinga

Com relação às variações de peso e comprimento no rio Paraibuna as mesmas não apresentaram uma relação positiva com as concentrações de THg em *G. brasiliensis*. O coeficiente de *Pearson* entre o mercúrio total e o peso dos peixes foi de ($r^2=-0,1217$) e para o comprimento total de ($r^2=-0,4260$), não tendo, portanto, sido detectada nenhuma associação entre os parâmetros de peso e comprimento dessa população de peixes como os níveis de contaminação (Figuras (16 e 17)).

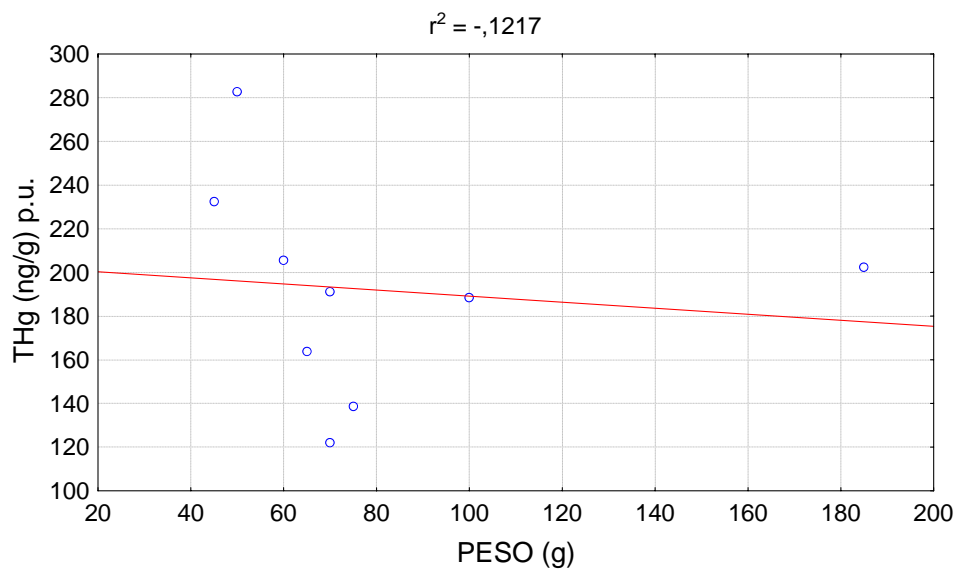


Figura 16. Correlação de *Pearson* entre o (THg) e o peso em *G. brasiliensis* no rio Paraibuna.

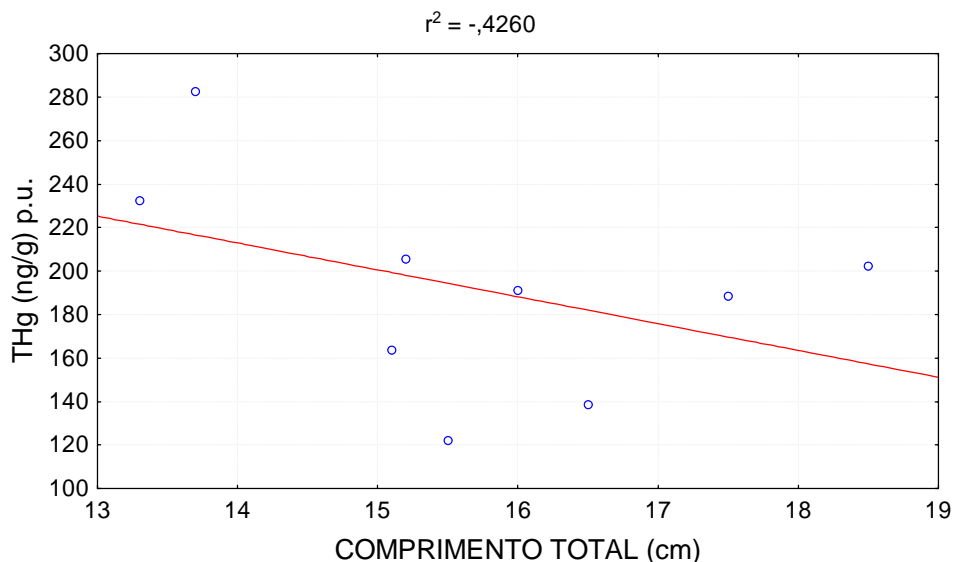


Figura 17. Correlação de *Pearson* entre o (THg) e o comprimento total em *G. brasiliensis* no rio Paraíba

Em S. José dos Campos as variações de peso e comprimento apresentaram uma associação positiva, porém, não significativa com as concentrações de THg em *G. brasiliensis*. O coeficiente de *Pearson* entre o mercúrio total e o peso dos peixes foi de ($r^2=0,4465$) e para o comprimento total de ($r^2=0,5056$), não tendo, mais uma vez sido detectada nenhuma associação significativa entre tais parâmetros da população de peixes como os níveis de contaminação em uma localidade específica (Figuras (18 e 19)).

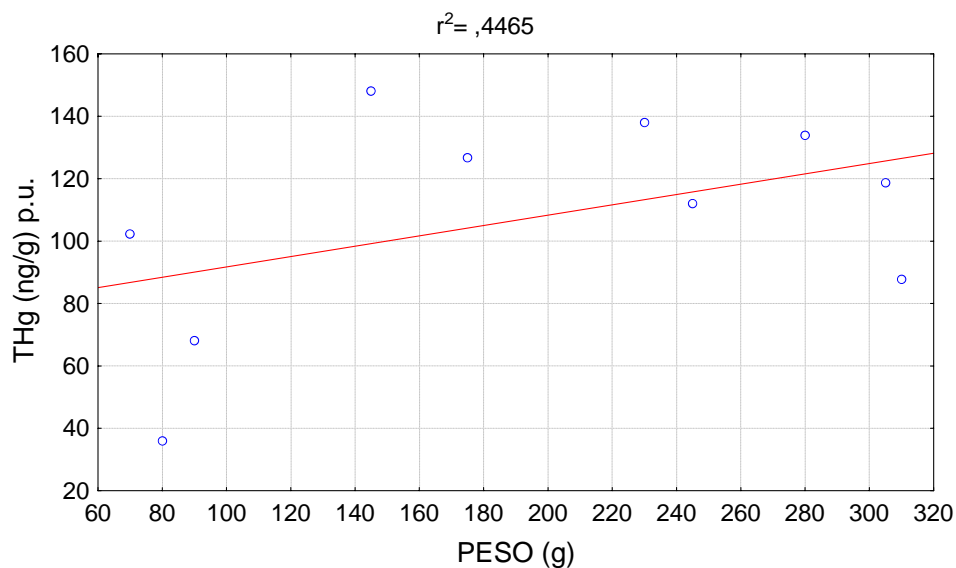


Figura 18. Correlação de *Pearson* entre o (THg) e o peso em *G. brasiliensis* no rio Paraíba do Sul (S. José dos Campos).

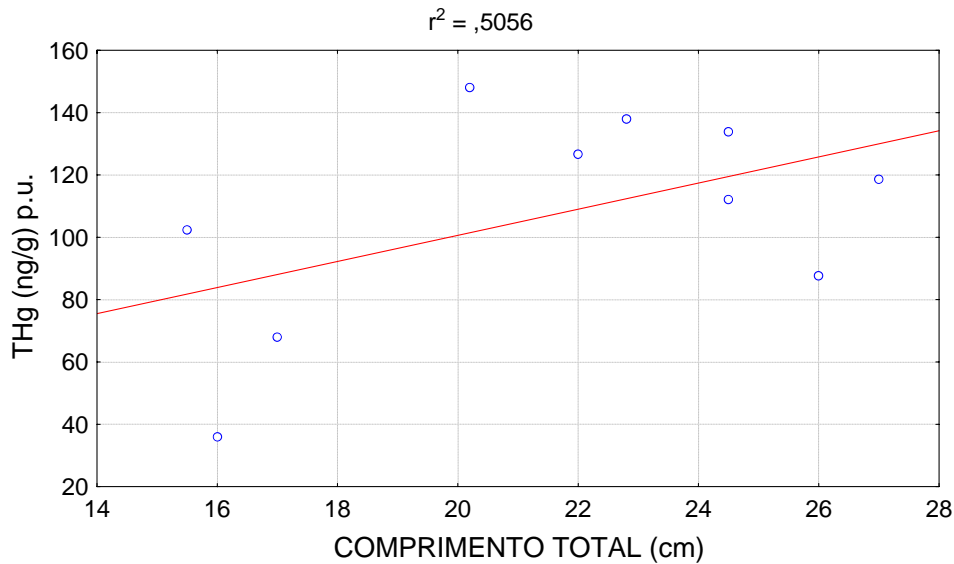


Figura 19. Correlação de Pearson entre o (THg) com o comprimento total em *G. brasiliensis* no rio Paraíba do Sul (S. José dos Campos).

As variações de peso e comprimento em *V. Redonda* tiveram uma relação positiva apenas para o peso, porém não significativa, com as concentrações de THg encontradas no tecido muscular de *G. brasiliensis*. Essa associação não ocorreu para o comprimento desses indivíduos com as concentrações de THg. O coeficiente de *Pearson* entre o mercúrio total e o peso dos peixes foi de ($r^2=0,6283$) e para o comprimento total de ($r^2=-0,4023$), não tendo, dessa forma, sido detectada associação significativa entre estes parâmetros da população de peixes como os níveis de contaminação para o peso, e para o comprimento não foi detectada qualquer associação (Figuras (20 e 21)).

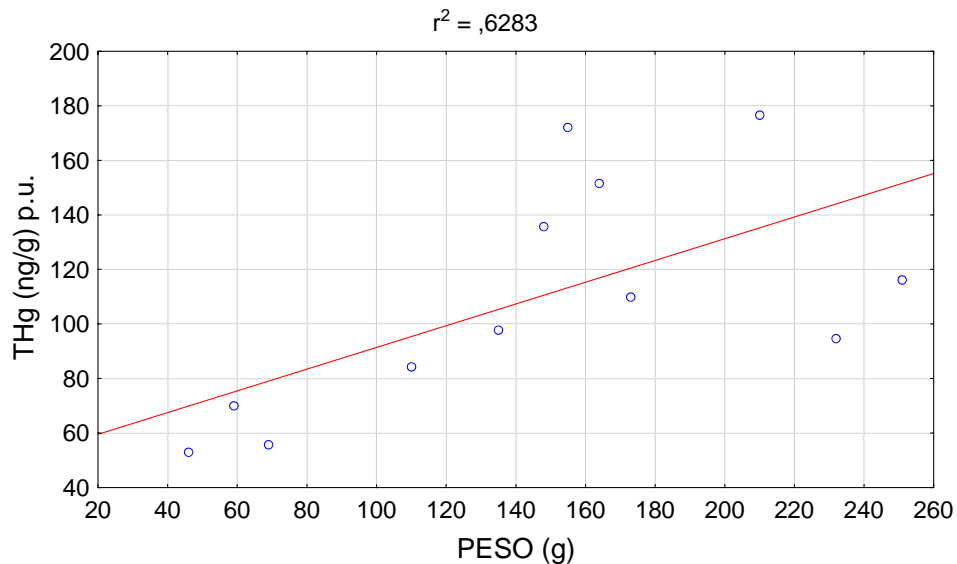


Figura 20. Correlação de *Pearson* entre a concentração de mercúrio total e o peso em *G. brasiliensis* no rio Paraíba do Sul (Volta Redonda).

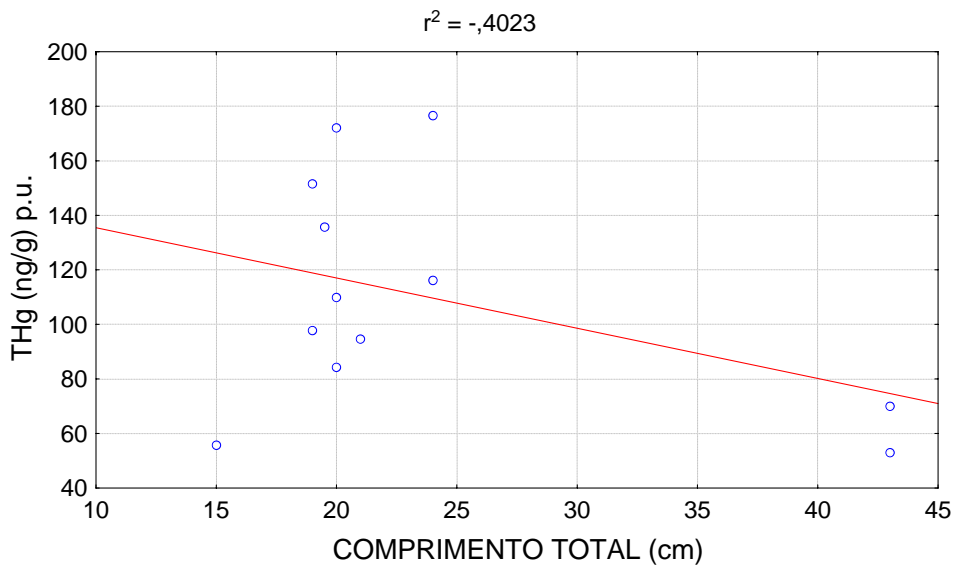


Figura 21. Correlação de mercúrio total com o comprimento total em *G. brasiliensis* no rio Paraíba do Sul (Volta Redonda).

Com relação às variações de peso e comprimento de *O. hepsetus*, no reservatório de Santa Branca foi detectada uma relação positiva desses parâmetros com as concentrações de THg. O coeficiente de *Pearson* entre o mercúrio total e o peso dos peixes foi de ($r^2=-0,6223$) e para o comprimento total de ($r^2=-0,6231$), não tendo, portanto, sido detectada nenhuma associação significativa entre os parâmetros de peso e comprimento dessa população de peixes como os níveis de contaminação (Figuras (22 e 23)).

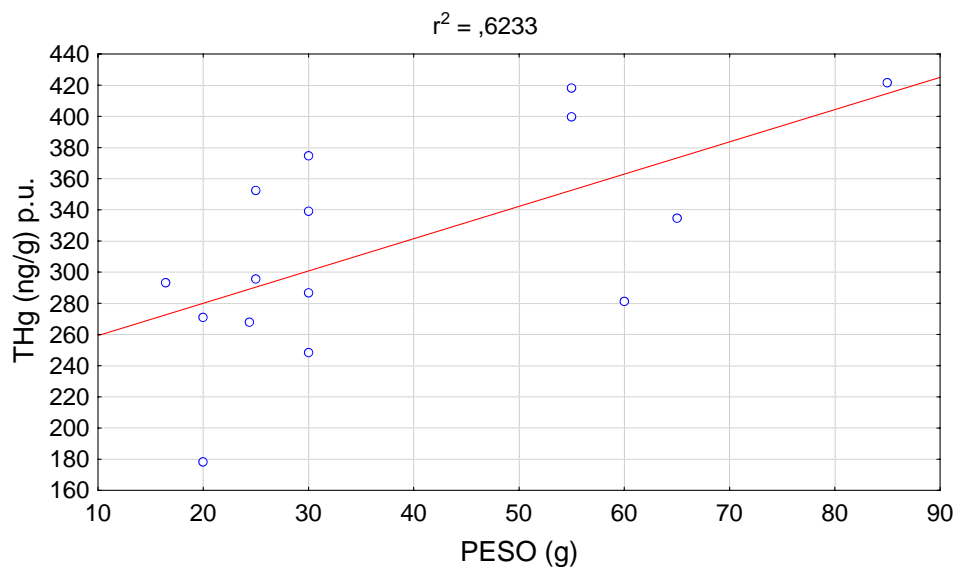


Figura 22. Correlação de *Pearson* entre o (THg) e o peso em *O. hepsetus* no reservatório de Santa Branca.

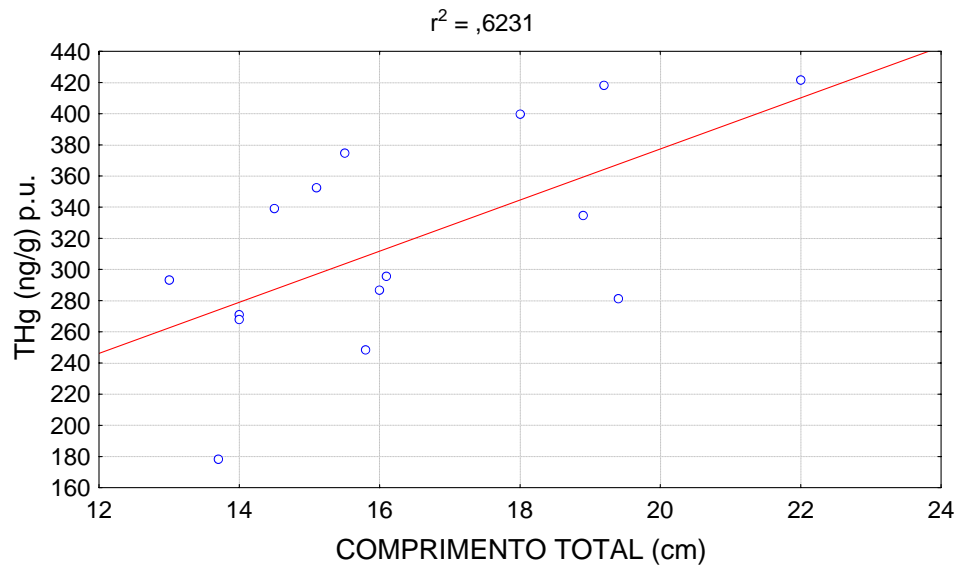


Figura 23. Correlação de *Pearson* entre o (THg) e o comprimento total em *O. hepsetus* no reservatório de Santa Branca.

No reservatório do Funil (zona de barragem e jusante) as variações de peso e comprimento apresentaram uma associação positiva, porém, não significativa com as concentrações de THg em *O.hepsetus*. O coeficiente de *Pearson* entre o mercúrio total e o peso dos peixes foi de ($r^2=0,7179$) e para o comprimento total de ($r^2=0,6255$), não tendo, mais uma vez sido detectada nenhuma associação significativa entre tais parâmetros da população de peixes como os níveis de contaminação em uma localidade específica (Figuras (24 e 25)).

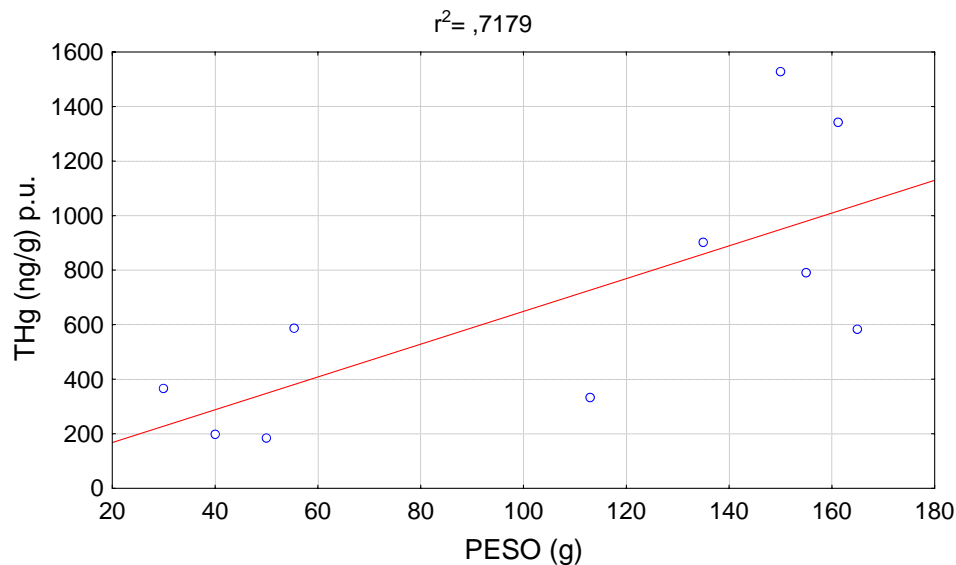


Figura 24. Correlação de *Pearson* entre o (THg) e o peso em *O.hepsetus* no reservatório do Funil (barragem e jusante da barragem).

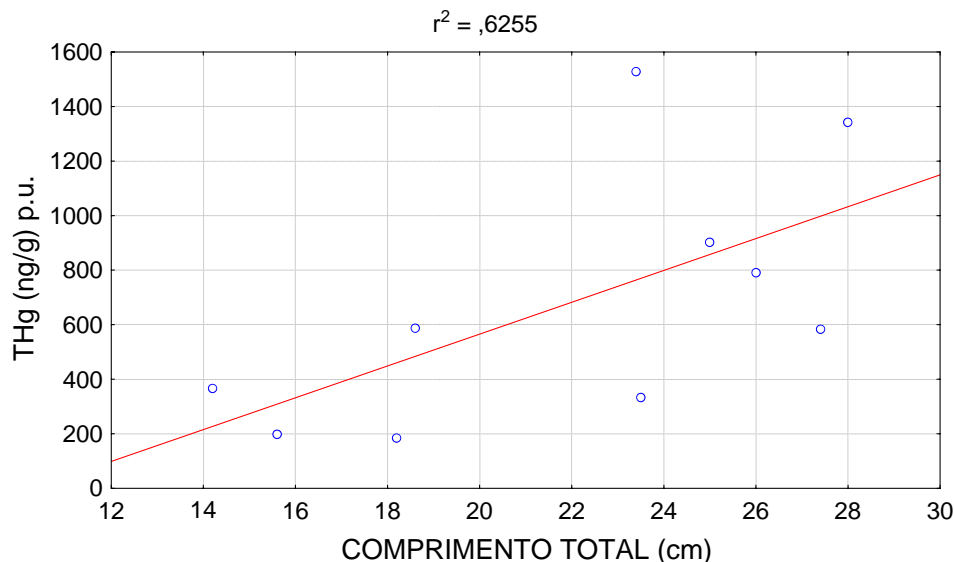


Figura 25. Correlação de *Pearson* entre o (THg) e o comprimento total em *O. hepsetus* no reservatório do Funil (barragem e jusante da barragem).

3.2. Comparações entre as localidades

As concentrações mais elevadas de Hgorg. ocorreram em *O. hepsetus* na zona (7) à montante do reservatório do Funil, na zona (8) localizada na barragem do reservatório e no rio Paraibuna em São Paulo e todas as médias estiveram acima dos limites recomendados para consumo humano (Figura 26). Foram verificadas diferenças altamente significativas ($H=27,13$; $p < 0,001$) nas concentrações de Hgorg. para *O. hepsetus* entre a localização de montante do reservatório de Funil (6) ($N= 2$), com valores maiores, e o rio Paraíba do Sul no Município de Volta Redonda (10) ($N=3$) com valores menores (Figura 26). *G. brasiliensis* apresentou concentrações orgânicas mais elevadas na barragem do Funil (8) e nos riachos da serra da Bocaina (1) e foi verificada uma diferença altamente significativa ($H=26,23$; $p < 0,001$) entre os peixes localizados na barragem do Funil (8) ($N=6$), com valores maiores, com os localizados nos arrozais da cidade de Canas com valores menores, (4) ($N=6$), (Figura 27).

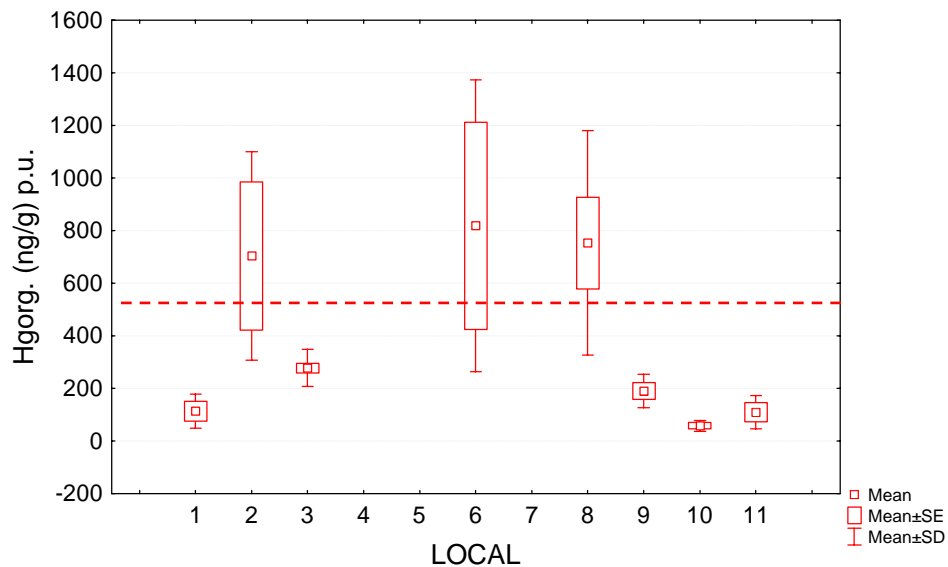


Figura 26. Comparação de (Hgorg.) em *O. hepsetus* por local: (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) rio Paraibuna (SP); (3) Reservatório de Santa Branca; (4) Canas; (5) S. José dos Campos; (6) montante do reservatório de Funil; (7) trecho mais à montante no reservatório do Funil; (8) barragem do Funil; (9) jusante da barragem; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto. Linha vermelha tracejada indicando o limite de segurança para consumo de peixes (WHO, 1990).

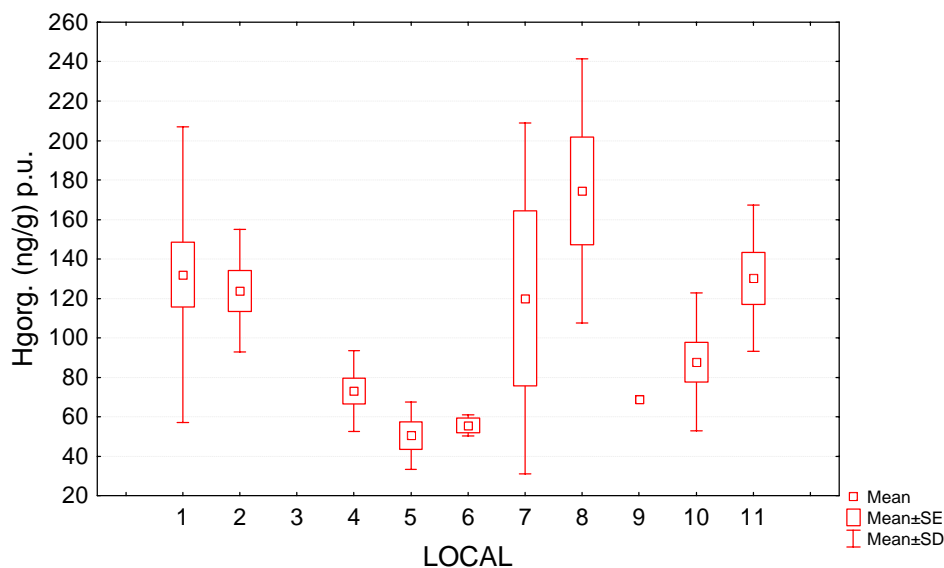


Figura 27. Comparação de (Hgorg.) em *G. brasiliensis* por local: (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) rio Paraibuna (SP); (3) Reservatório de Santa Branca; (4) Canas; (5) S. José dos Campos; (6) montante do reservatório de Funil; (7) trecho mais à montante no reservatório do Funil; (8) barragem do Funil; (9) jusante da barragem; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto.

Com relação às concentrações de Hgi foram encontradas também diferenças significativas de Hgi ($H=15,8$; $p < 0,05$) para *O. hepsetus* entre os locais amostrados (Figura

28). As maiores diferenças foram observadas principalmente entre a localidade à jusante do reservatório do Funil (9) (N=4), com valores maiores, e o tributário rio Preto (11) (N=3), com os menores valores. Não foram verificadas diferenças significativas ($H=14,01$; $p > 0,05$) para *G. brasiliensis* entre os locais estudados (Figura 29), provavelmente devido a grande variabilidade dos dados. Concentrações mais elevadas da fração de mercúrio inorgânico ocorreram para essa espécie na zona (7) (N=4), localizada mais à montante do reservatório de Funil (Figura 29).

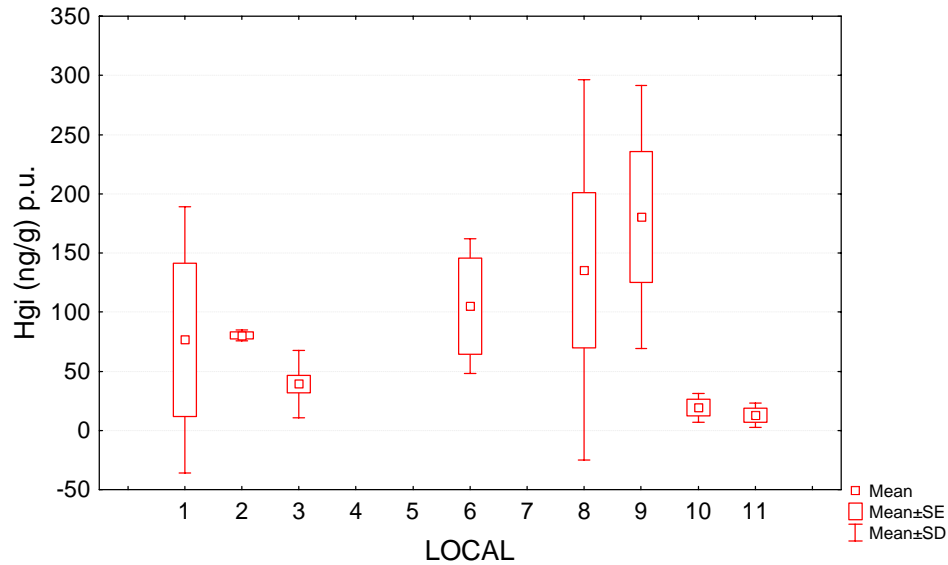


Figura 28. Comparação de (Hgi) em *O. hepsetus* por local: (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) rio Paraibuna (SP); (3) Reservatório de Santa Branca; (4) Canas; (5) S. José dos Campos; (6) montante do reservatório de Funil; (7) trecho mais à montante no reservatório do Funil; (8) barragem do Funil; (9) jusante da barragem; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto.

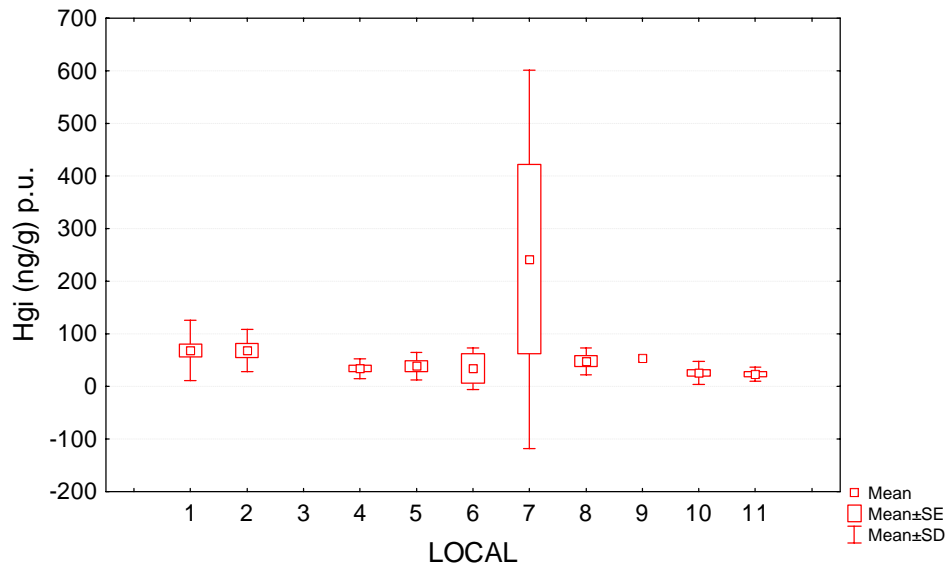


Figura 29. Comparação de (Hgi) em *G. brasiliensis* por local: (1) riachos da Serra da Bocaina, incluindo o rio Paraitinga (SP); (2) rio Paraibuna (SP); (4) Canas; (5) S. José dos Campos; (6) montante do reservatório do Funil; (7) área mais à montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante do reservatório; (10) Volta Redonda; (11) rio Preto.

3.3. Comparações espaciais entre as zonas do reservatório do Funil

Não foram observadas diferenças significativas nas concentrações de mercúrio orgânico ($H=4,90$, $p > 0,05$) em *O. hepsetus* entre as zonas do reservatório do Funil (Figura 30). As maiores concentrações de mercúrio orgânico em *O. hepsetus* ocorreram dentro do reservatório na zona (6) ($N=2$), à montante do reservatório e na zona (8) ($N=6$), zona da barragem. Na espécie onívora não foram detectadas diferenças significativas ($H=4,53$, $p > 0,05$) entre as concentrações orgânicas nas diferentes zonas. As concentrações mais elevadas da fração orgânica ocorreram na zona da barragem (8) ($N=6$) (Figura 31).

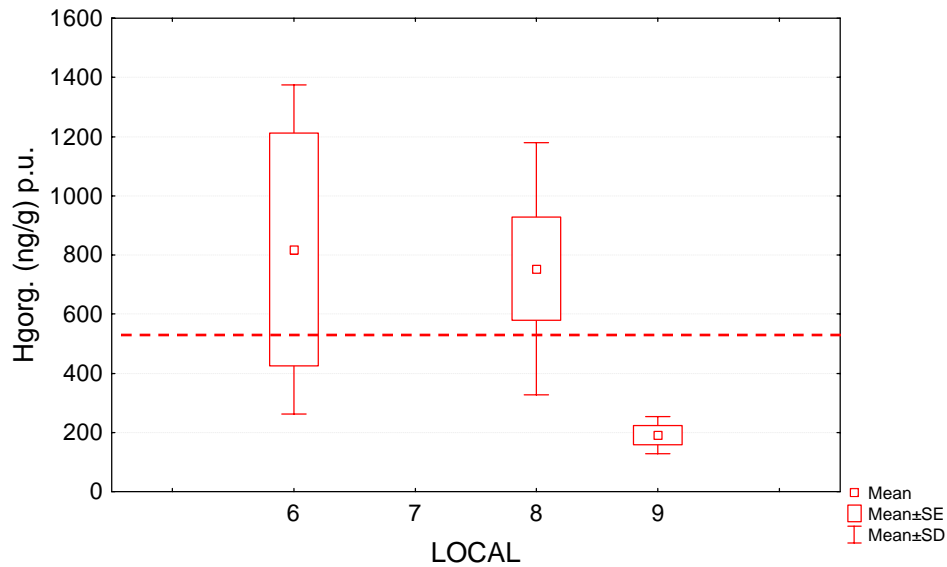


Figura 30. Comparação de (Hgorg.) em *O. hepsetus* nas diferentes zonas do reservatório do Funil: (6) montante; (7) área mais a montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante. Linha vermelha tracejada indicando o limite de segurança para consumo de peixes (WHO, 1990).

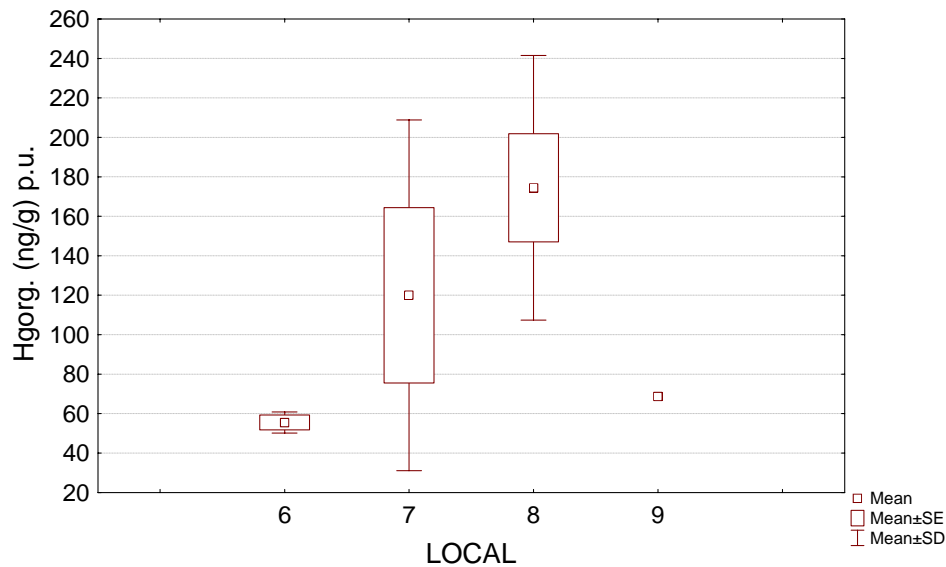


Figura 31. Comparação de (Hgorg.) em *G. brasiliensis* nas diferentes zonas do reservatório do Funil: (6) montante; (7) área mais a montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante

Não foram verificadas diferenças significativas ($H=1,57$, $p > 0,05$) nas concentrações de mercúrio inorgânico em *O. hepsetus* entre as zonas do reservatório do Funil (Figura 32). Teores mais elevados foram encontrados na entrada do reservatório zona (6) ($N=2$), quando comparados, à zona (9) ($N=4$), a jusante da barragem. Não foram evidenciadas diferenças

significativas ($H=0,56$, $p > 0,05$) nas concentrações de mercúrio inorgânico em *G. brasiliensis* entre as zonas (Figura 33). As concentrações mais elevadas ocorreram para a espécie onívora na zona (7) (N=4), localizada a montante do reservatório.

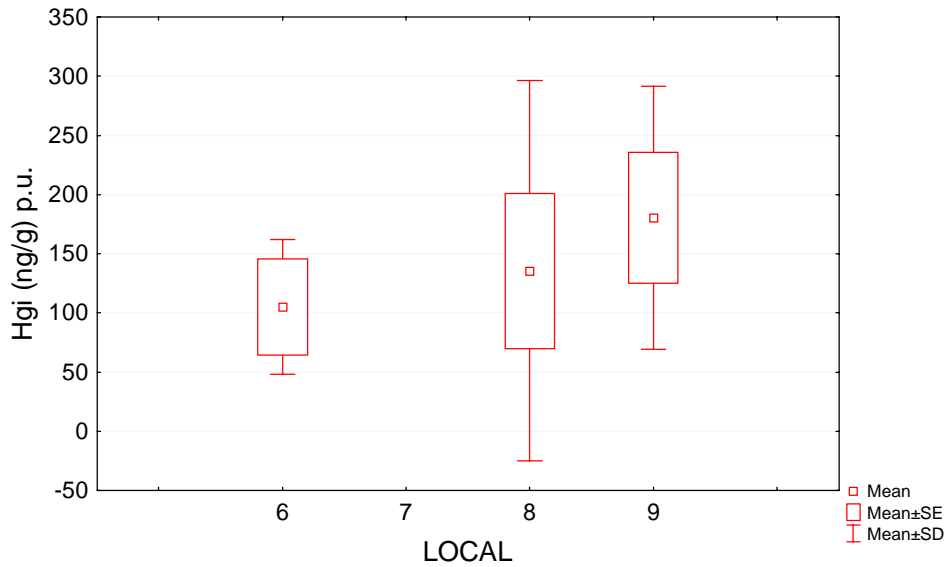


Figura 32. Comparação de (Hgi) em *O hepsetus* nas diferentes zonas do reservatório do Funil: (6) montante; (7) área mais a montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante.

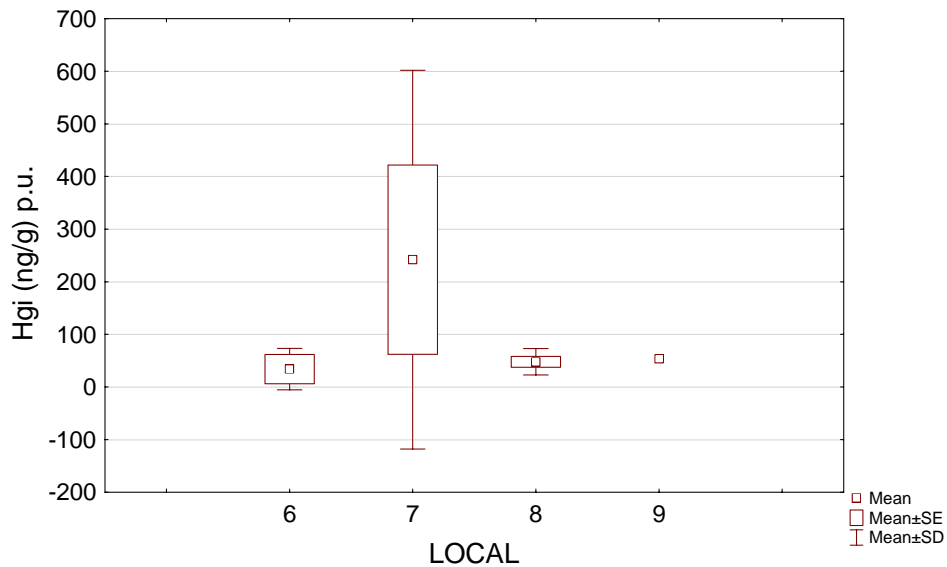


Figura 33. Comparação de (Hgi) em *G. brasiliensis* nas diferentes zonas do reservatório do Funil: (6) montante; (7) área mais a montante dentro do reservatório; (8) barragem; (9) à jusante.

Não foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações de mercúrio total (THg) em ambas as espécies em todas as zonas do reservatório do Funil (zona (6), zona (7), zona (8) e zona (9)) com relação aos meses do ano ($H=2,53$; $p > 0,05$ para *O. hepsetus* e

H=6,75; $p > 0,05$ para *G. brasiliensis*). As concentrações totais de mercúrio em ambas as espécies apresentaram picos principalmente nos meses de agosto e novembro conforme se pode observar na (Figura 34).

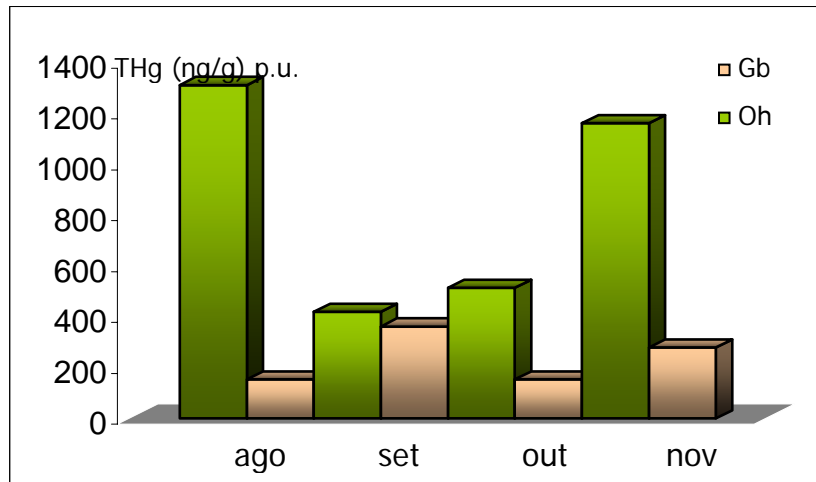


Figura 34. Comparação de (THg) em *O.hepsetus* e *G. brasiliensis* em todas as zonas do reservatório do Funil entre os meses do ano: agosto, setembro, outubro, novembro.

3.4 Comparação entre os reservatórios de Santa Branca e Funil

Diferenças significativas ($H=5,45$; $p < 0,05$) da concentração da fração orgânica de mercúrio ocorreram nos tecidos de *O. hepsetus* entre as duas localidades (Figura 35). A barragem do reservatório de Funil ($N=6$) apresentou concentrações de mercúrio orgânico em *O. hepsetus* muito mais elevadas do que o reservatório de Santa Branca ($N=15$) (Figura 35). Não foram observadas diferenças significativas ($H= 1,36$; $p > 0,05$) com relação às concentrações da fração inorgânica em *O. hepsetus* entre ambos os reservatórios (Figura 36). A barragem do reservatório de Funil ($N=6$) também apresentou concentrações inorgânicas em *O.hepsetus* mais elevadas do que o reservatório de Santa Branca ($N=15$).

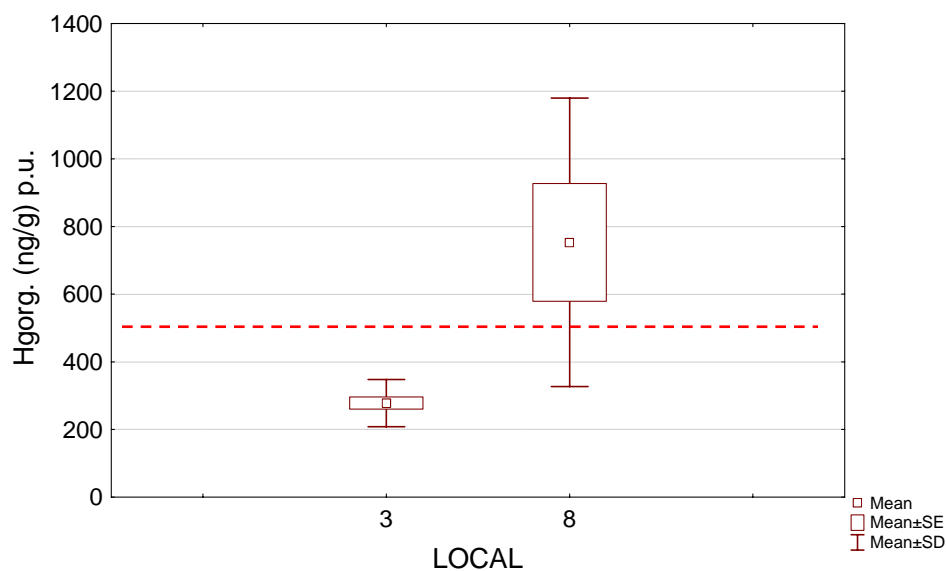


Figura 35. Comparação de (Hgorg.) em *O. hepsetus* entre os reservatórios, área de barragem: (3) Reservatório de Santa Branca; (8) Reservatório de Funil. Linha tracejada em vermelho indicando o limite de segurança para o consumo de peixes (WHO, 1990).

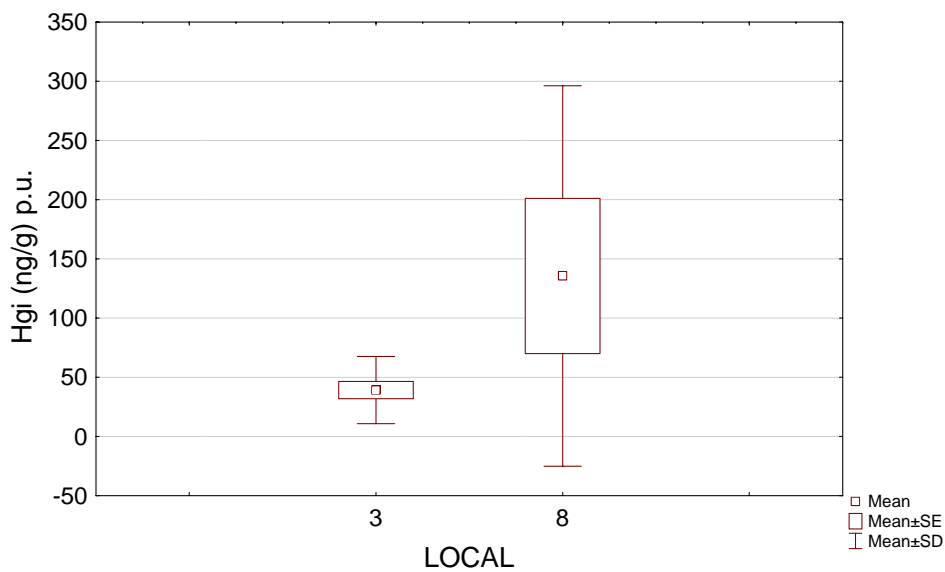


Figura 36. Comparação de (Hgi) em *O. hepsetus* entre os reservatórios, área de barragem: (3) Reservatório de Santa Branca; (8) Reservatório de Funil.

3.5. Descrição das características de *microhabitat* e comparação entre os tipos de substratos.

A compilação de todas as características de *microhabitat* estão descritas na Tabela 5. A primeira característica descrita foi considerada como dominante daquela localidade.

Tabela 5. Características de *microhabitat* das áreas de estudo, **pouquíssima quantidade (5-10%); *pouca quantidade (20-40%), ♣ - presença de macrófitas aquáticas.

	1-Ribeirão do Sapé (Bocaina)	1- Itabagaça (Bocaina)	1- Rio Paraitinga (Bocaina)	2- Rio Paraibuna
Coordenadas geográficas	23°.39'.170" 44°.57'.090"	22°.39'.274" 44°.46'.018"	44°.50'.802" 22°.52'.242"	23°.21.913" 45°.40.013"
Características da correnteza	remansos	remansos, *corredeiras e *rápidos	remansos e rápidos	corredeiras e *remansos
Substrato	areia	pedras, *areia	Areia, **pedras	pedras, *lama e *areia
Veg ripariana	gramíneas, *arbustos e *herbáceas	gramíneas e arbustos	gramíneas	gramíneas, *herbáceas, **árvores e **arbustos
Erosão	moderada	nenhuma	moderada	muita
impactos	Pastagem, *residências	pastagem	pastagem	pastagem,*residências e **comércio
	3 - Santa Branca	4 - S. J.Campos	10 - V. Redonda ♣	11 - Rio Preto
Coordenadas	23° 23' 48" 45° 53' 02"	45°.54'.813" 23°.10'.818"	22°.29'.235" 44°.05'.300"	43°.26.421" 22°.03.454"
Características	remansos e rápidos	rápidos, **remansos	rápido	remansos e rápidos
Substrato	pedras, areia e *argila	areia e argila	lama e argila	areia
Veg ripariana	gramíneas, *árvores	gramíneas, *arbustos e *árvores	gramíneas, **árvores	gramíneas e arbustos, *árvores
Erosão	Pouca	muita	muita	moderada
impactos	barragem/pastagem	pastagem, *indústrias e *residências	residências e pavimentação	agricultura e pastagem
	6 - Z6 – Funil ♣	7- Z7 - Funil	8 - Z8 - Funil	9 - Z9 - Funil
Coordenadas	vide mapa	vide mapa	vide mapa	vide mapa
Características	corredeiras	remansos	rápidos e remansos	rápidos
Substrato	lama	rochoso	lama e rochoso	lama
Veg ripariana	gramíneas, arvores e *arbustos	**gramíneas	arbustos	árvores e gramíneas, **arbustos
Erosão	moderada muita	nenhuma	muita, as vezes pouca	muita
impactos	sem aparente	descargas orgânicas,	barragem	barragem

Diferenças significativas ocorreram entre o tipo de substrato e as concentrações orgânicas em *O. hepsetus* ($H=6,35$; $p < 0,05$) (Figura 37). Diferenças significativas também ocorreram nas concentrações orgânicas em *G. brasiliensis* ($H= 13,11$; $p < 0,01$) (Figura 38). No substrato rochoso ocorreram em *O. hepsetus* ($N=19$) e em *G. brasiliensis* ($N=24$) concentrações mais elevadas de ambos os extratos de mercúrio. As maiores diferenças foram apontadas para *G. brasiliensis* entre as concentrações encontradas em substrato rochoso, com valores maiores, e entre as encontradas em substrato argiloso, com concentrações menores (Figura 38).

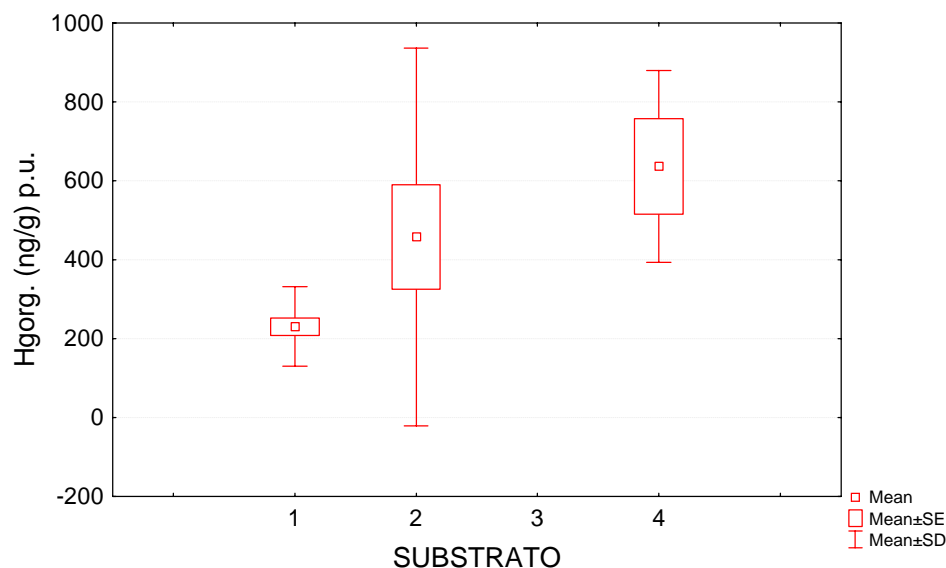


Figura 37. Comparação entre o tipo de substrato do rio Paraíba do Sul e o (Hgorg.) em *O. hepsetus*: (1) areia; (2) lama; (3) argila; (4) rochoso.

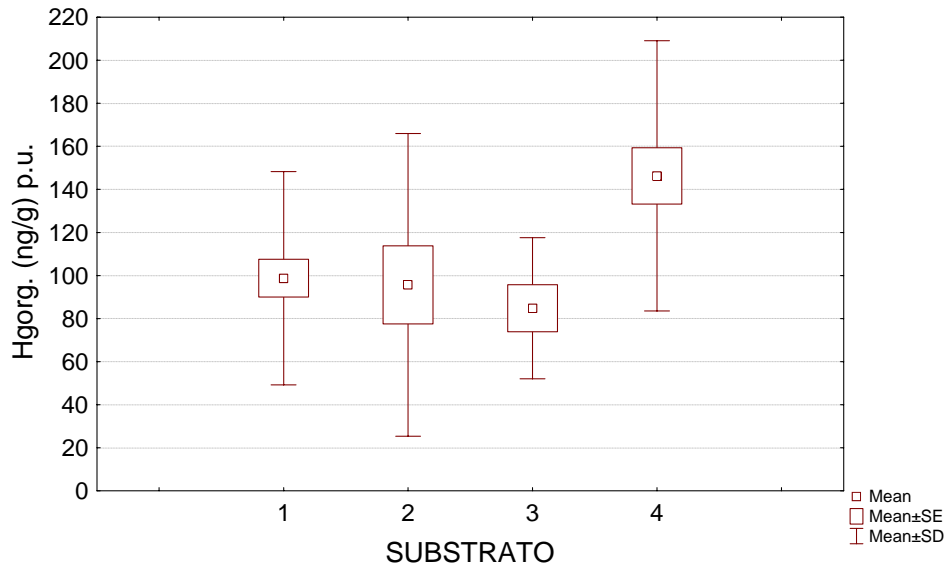


Figura 38. Comparação entre o tipo de substrato do rio Paraíba do Sul e o (Hgorg.) em *G. brasiliensis*: (1) areia; (2) lama; (3) argila; (4) rochoso

Diferenças significativas ($H=6,54$; $p < 0,05$) foram observadas entre o tipo de substrato e as concentrações de mercúrio inorgânico encontradas em *O. hepsetus* (Figura 39). As maiores concentrações encontradas estiveram associadas ao substrato rochoso seguido do substrato lamoso. Não ocorreram diferenças significativas entre o tipo de substrato e as concentrações inorgânicas em *G. brasiliensis* ($H=2,31$; $p > 0,05$) (Figura 40).

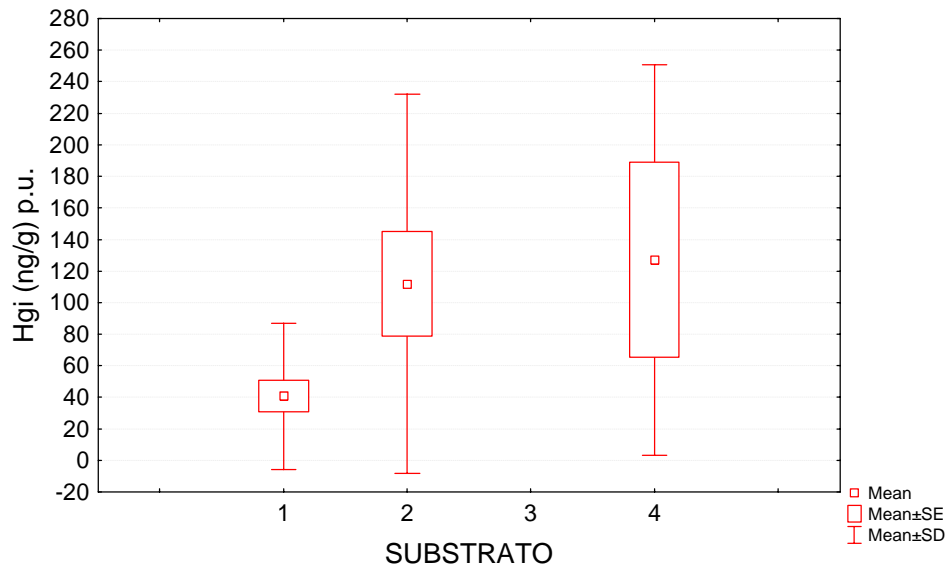


Figura 39. Comparação entre o tipo de substrato do rio Paraíba do Sul e o (Hgi) em *O. hepsetus*: (1) areia; (2) lama; (3) argila; (4) rochoso.

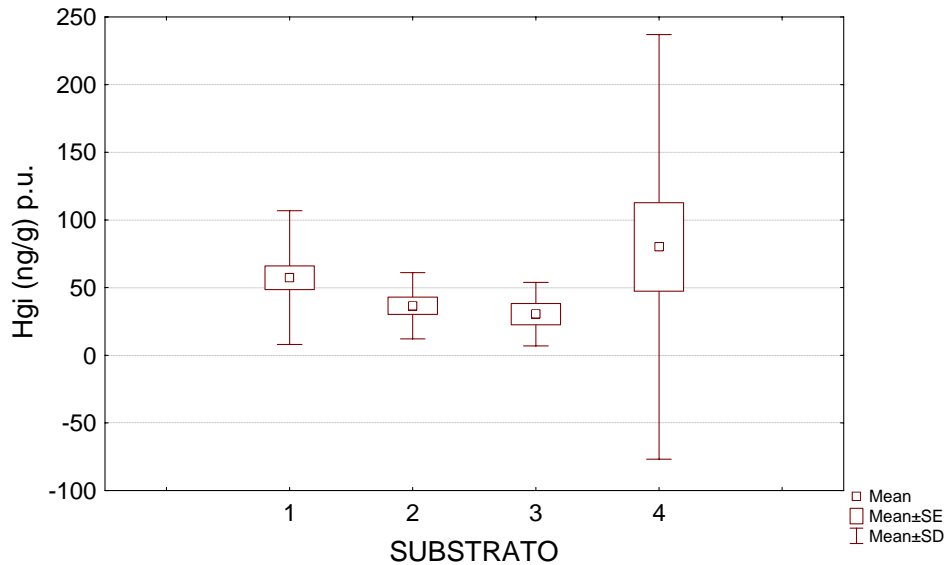


Figura 40. Comparação entre o tipo de substrato e as concentrações de (HgI) em *G. brasiliensis*: (1) areia; (2) lama; (3) argila; (4) rochoso.

4. DISCUSSÃO

Concentrações orgânicas foram as que mais contribuíram para o incremento de mercúrio em ambas as espécies de peixes em todos os locais. Nos reservatórios as concentrações estiveram mais acentuadas e no reservatório do Funil, em alguns indivíduos de *O. hepsetus*, acima do limite de segurança estabelecido pela Organização Mundial da Saúde de 500 ng/g (WHO, 1991). As concentrações de mercúrio inorgânico estiveram muito baixas para ambas as espécies, atingindo também teores mais elevados dentro e a jusante do reservatório do Funil. No reservatório do Funil, esse aumento esteve provavelmente relacionado à enorme quantidade de material particulado em suspensão, nutrientes e rejeitos químicos provenientes do Vale do Paraíba, o que tem acarretado num processo contínuo de eutrofização. Foram observados durante todos os meses de coleta, principalmente na zona mais a montante do reservatório (zona 7), florações de algas, provavelmente cianobactérias, muito comuns nessa área (FIGUEIREDO, 2001) (Figura 8C). Embora as concentrações de mercúrio em *G. brasiliensis* não tenham sido elevadas no reservatório, um estudo da dieta natural de *G. brasiliensis* na lagoa Comprida, salientou que embora a pouca palatabilidade e toxicidade das cianobactérias, elas são consumidas por esta espécie, além de outras algas (CORREIA, 2000). Em outro reservatório eutrofizado na região metropolitana de Curitiba, a ingestão de algas foi indicada como tendo ocorrido de forma acidental, e os indivíduos de *G. brasiliensis* apresentaram como itens preferenciais da dieta restos vegetais, sedimentos, microcrustáceos e fragmentos de insetos (ABILHOA & SILVA, 2003). Os reservatórios, segundo LACERDA & MENEZES (1995), parecem exercer um papel fundamental no bioacúmulo do mercúrio em peixes, e entre os principais fatores responsáveis para esse aumento, considera-se o acúmulo de nutrientes que além de fornecerem um farto suprimento para a atividade microbiana recebem um fluxo contínuo e abundante de mercúrio inorgânico de descargas antrópicas. Despejos de esgoto aumentam o volume de espécies microbianas como *Escherichia coli*, que são

organismos capazes de metilar doando radicais metil, que são muito solúveis e facilmente bioacumuláveis (AZEVEDO, 2003).

O incremento de nutrientes também favorece o aparecimento de diferentes grupos ecológicos de macrófitas aquáticas com taxas de crescimento muito altas em reservatórios (ESTEVES, 1998). Nessa pesquisa não foram detectadas a presença de macrófitas nos reservatórios e nos diferentes pontos de coleta a sua ocorrência foi indicada apenas em pequena extensão (Tabela 5). As macrófitas aquáticas, além de atuarem como áreas de alimentação e abrigo para peixes, retêm nas raízes flutuantes, nos caules ou folhas emersas, partículas em suspensão, detritos e pequenos organismos. Essas regiões são colonizadas por microalgas, fungos e bactérias que tem sido apontados como intermediadores nos processos de metilação e a presença dessas plantas em grande quantidade tem contribuído localmente para o incremento dos teores de mercúrio orgânico em peixes (GUIMARAES et al. 2000; e MOLISANI et al. 2006).

As áreas de cabeceira (riachos da Serra da Bocaina), além do reservatório de Santa Branca, parecem ter contribuído para resultados elevados da porção orgânica, sugerindo, processos de organificação local. Em se tratando de áreas com baixo contingente industrial e urbano, a entrada de mercúrio na região é provável que esteja associada com a ocorrência da deposição atmosférica onde o elemento depositado na forma inorgânica, pode sofrer posterior metilação em solos ou no substrato aquático local (SOUZA et al. 2004). Embora, os solos de uma maneira geral possuam na sua constituição substâncias húmicas, matéria orgânica e argilas que são muito eficazes na retenção do mercúrio, essa eficiência é minimizada quando estes sofrem processos erosivos onde ocorrem perdas substanciais de partículas para os corpos d'água (BRABO et al. 2003, ROCHA & ROSA, 2003, e MELAMED, 2004). O intenso uso dos solos pelo homem com práticas de pastagens, agricultura, e desmatamento podem contribuir eficazmente no carreamento de nutrientes, Hg e outros poluentes para os corpos d'água, levando à perda de fertilidade dos solos e na contaminação de rios, lagos e da biota aquática (ROULET et al. 1998). A ocorrência da deposição atmosférica foi verificada em lagos isolados de altitude nas montanhas de Itatiaia, indicada através da datação de perfis dos sedimentos, demonstrando uma diminuição nas últimas décadas, principalmente, devido o término da mineração do ouro e do aumento no controle das atividades industriais (LACERDA & RIBEIRO, 2001). Na baía de Sepetiba, por exemplo, a deposição atmosférica do mercúrio tem sido descrita como contribuinte significativo dos *inputs* para a região principalmente pela proximidade do parque industrial de Santa Cruz (MARINS et al. 1998).

Uma vez que o mercúrio esteja nos corpos d'água é possível que o tipo do substrato, microorganismos, e as condições físico-químicas do sistema possam, em alguns casos, estar intensificando os processos de organificação. O epilíton é o nome que se dá ao conjunto de uma mistura de algas, bactérias, fungos, microinvertebrados e detritos que ficam aderidos preferencialmente a substratos rochosos, muito comuns em córregos e rios (ESTEVES, 1998). DESROSSIERS et al. (2006), quando avaliaram as taxas de metilação realizadas através do perifíton que cresceu em substrato rochoso (epilíton) nos lagos boreais canadenses, constataram sua alta capacidade de metilação. As algas perifíticas, segundo os autores, podem produzir produtos da fotossíntese (redutores), além de excretar substratos orgânicos que são combustíveis para o crescimento bacteriano, estimulando assim a metilação. Como o perifíton constitui a base alimentar de muitas espécies de peixes, insetos aquáticos e da fauna bentônica, e sua composição é rica em proteínas, vitaminas e minerais, tal fato, pode estar influenciando para a elevação dos teores de mercúrio orgânico principalmente nos riachos de cabeceira que estão menos sujeitos a descargas antrópicas (MOSCHINI et al. 1999). Outro fator que poderia estar justificando a elevação dos teores orgânicos nas áreas de cabeceira, é a condição

oligotrófica desses sistemas, que devido a baixa produtividade podem estar favorecendo que o mercúrio orgânico disponível seja bioacumulado pela comunidade de peixes.

Por outro lado, Volta Redonda e São José dos Campos, áreas altamente industrializadas, não apresentaram concentrações de mercúrio orgânico elevadas em ambas às espécies de peixes. A cidade de São José dos Campos está localizada em uma das maiores planícies de inundação da bacia do rio Paraíba do Sul, sendo a mais larga e extensa das planícies aluviais. Com isso, desenvolveu-se na região, entre as cidades de Jacareí e São José dos Campos, na margem direita do rio Paraíba do Sul, uma grande turfeira onde são realizadas pesquisas pela Companhia de Recursos Minerais (CPRM) (OLIVEIRA, 2001). As turfas são formadas por material vegetal em decomposição naturalmente compostos de material húmico orgânico e tais compostos, são excelentes agentes complexantes (ROCHA & ROSA, 2003). Esses fatores associados ao substrato contendo maiores teores de argila podem estar de alguma forma indisponibilizando o mercúrio e influenciando as baixas concentrações encontradas nos peixes em São José dos Campos.

Dentre os fatores que afetam a qualidade de ambientes lóticos para a ictiofauna, destaca-se a perda e transformação do hábitat interno que geralmente estão associados à supressão da vegetação ripária. Como conseqüências, ocorre o aumento da incidência de luz, indisponibilização de determinados itens alimentares (p.ex., frutos, sementes e insetos alóctone) e assoreamento dos corpos d'água (BARRELLA et al. 2001).

G. brasiliensis, costuma explorar, tanto a coluna d'água, como a região litorânea e o fundo próximo aos sedimentos em busca de alimentos (MORAES et al. 2004; e DIAS et al. 2005) e sua plasticidade alimentar foi salientada por CORREIA (2000) que registrou na lagoa Comprida o consumo de 69 itens. Outro fator que foi destacado em *G. brasiliensis* foi o oportunismo trófico no reservatório de Capivari. Nesse reservatório foi apontado o expressivo consumo de frutos/sementes, mas abundante naquele ambiente, que mesmo não sendo usual na sua dieta, contribuíram como itens alimentares de maior consumo (ABELHA & GOULART, 2004). No rio Paraitinga, por exemplo, que apresentou substrato arenoso, erosão moderada das margens e vegetação escassa contendo apenas gramíneas, houve uma diminuição das concentrações orgânicas e aumento das concentrações inorgânicas de mercúrio nessa mesma espécie. A menor contribuição ripariana desse trecho pode ter influenciado a oferta de alimentos e a busca pela espécie de itens alimentares apenas nos sedimentos, onde os teores inorgânicos são maiores. Com a condição de ausência de vegetação ripária, acredita-se que ocorra a intensificação do carregamento de partículas leves (areia e silte) para o leito dos riachos, dificultando o estabelecimento de organismos fotossintetizantes. Assim, tanto a produção alóctone quanto a autóctone fica comprometida em condições de ausência de vegetação ripária em áreas especialmente propensas à erosão (FERREIRA & CASSATTI, 2006). Embora, a presença de vegetação ciliar mais densa costume incrementar a variabilidade de itens alimentares alóctones, riachos com vegetação ripária em melhores condições de preservação, nem sempre essas áreas são os sítios preferenciais de alimentação utilizados pelos peixes segundo OLIVEIRA & BENNEMANN (2005), principalmente, quando elas sofrem impactos antrópicos como com a presença de indústrias.

ARANHA et al., (1998), ao avaliarem o uso do habitat e a partição de alimentos entre peixes em um riacho costeiro da floresta Atlântica, apontaram que *G. brasiliensis* foi encontrado preferencialmente na margem do riacho, sobre a liteira e galhos em áreas sombreadas, enquanto que *O. hepsetus* foi encontrado em *microhabitats* profundos no meio da coluna d'água, o que denota o comportamento diferente de vida de cada espécie. *G. brasiliensis* possui uma plasticidade alimentar acentuadamente maior do que *O. hepsetus* que

foi apontado como tendo uma dieta exclusiva de insetos e peixes (DEUS & PETRERE-JUNIOR, 2003; e ARAÚJO et al. 2005).

Outro fator que deve ser considerado nos processos de bioacumulação é a relação da concentração de mercúrio com o comprimento e o peso dos peixes. HUCHABEE et al., (1979) salientaram que, o comprimento é um melhor indicador do bioacúmulo porque este não pode variar ao longo do tempo, enquanto que o peso sim. Nessa pesquisa, a relação peso comprimento apresentou tendências positivas, porém, não significativas quanto às concentrações totais de mercúrio nas duas espécies. Entretanto, não foi verificada uma correlação entre as concentrações de mercúrio com o peso e o comprimento de *G. brasiliensis* no rio Paraibuna, e ela apresentou também tendência negativa para o comprimento em Volta Redonda. Embora uma correlação positiva entre tais parâmetros tenha prevalecido, verificou-se que peixes considerados adultos, através de comparações das medidas de comprimento entre esse trabalho e as realizadas por MORAES et al. (2004), apresentaram em algumas localidades baixo peso com relação ao comprimento total, (p.ex. *O. hepsetus* no reservatório de Santa Branca e para *G. brasiliensis* nos riachos da Serra da Bocaina) Como nesses locais as concentrações de mercúrio orgânico foram comparativamente elevadas, tal fato pode ter uma relação com o fator de condição em que se encontravam os peixes. O fator de condição, embora não avaliado nesse trabalho, é uma medida que fornece informações com relação ao desenvolvimento fisiológico do peixe através da relação entre a forma de crescimento, peso, conteúdo de gordura e comprimento das gônadas (SANTOS et al. 2002). Em outras palavras, em ambientes alterados os peixes podem não apresentar um crescimento isométrico devido a alterações fisiológicas alocando mais energia em seus tecidos para a reprodução do que para o crescimento.

5. CONCLUSÕES

1. Diferenças significativas ocorreram entre os níveis tróficos com valores mais altos para o carnívoro *O. hepsetus* suportando a idéia da biomagnificação. Diferenças nos teores de mercúrio encontradas estão possivelmente relacionadas ao hábito alimentar e comportamento de vida das espécies;
2. O mercúrio orgânico foi mais elevado em todos os pontos desse estudo estando no reservatório do Funil em alguns indivíduos de *O. hepsetus* acima dos limites de segurança recomendados para o consumo de peixes;
3. Os reservatórios, bem como as áreas de cabeceira parecem ter atuado incrementando os processos de organificação;
4. As concentrações inorgânicas de mercúrio foram baixas em ambas as espécies em todas as localidades;
5. Ênfase foi dada às correlações peso-comprimento dos indivíduos especialmente em áreas de cabeceira, onde peixes adultos de baixo peso atingiram concentrações de mercúrio orgânico elevadas;
6. Em substrato rochoso as concentrações nas espécies de peixes estiveram mais elevadas e tal fato salienta a importância da comunidade perifítica (epilíton) que habita geralmente rochas que tem sido considerada pela literatura como eficientes agentes metiladores. Além disso, o caráter oligotrófico principalmente das áreas de cabeceira, pode favorecer devido à baixa produtividade dessas regiões, que o mercúrio orgânico disponível possa ser bioacumulado pela comunidade de peixes;
7. Áreas densamente industrializadas como S. José dos Campos e Volta Redonda, apresentaram teores muito baixos, quando comparadas a áreas menos povoadas e industrializadas como os riachos na Serra da Bocaina. Fato pode ter uma relação com o tipo de substrato e com a geologia local que favorece a formação de turfas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELHA, M.C.F., GOULART, E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, V. 26, n 1, p.37-45, 2004.

ABILHOA, V., SILVA, P.A. A alimentação de duas espécies de ciclídeos (Perciformes, *Cichlidae*) em um reservatório eutrofizado na região metropolitana de Curitiba e sua relação com o aparelho digestório. IV SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABATECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, **Anais... Curitiba – PR, 18-19 de novembro** de 2003.

ANA, 2005. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**/ Agência Nacional de águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – Brasília: ANA, SPR, 176p.

ALMEIDA, M.D., LACERDA, L.D., BASTOS, W., HERRMANN, J. C. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, western Amazon, Brazil. **Environmental Pollution**, V. 137, p.179-186, 2005.

ANDRADE, C.C., SANTOS, R.N., SANTOS, A.F.G.N. Hábitos alimentares de *Oligosarcus hepsetus* no reservatório de Lajes, RJ, In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 2002. 256p.

AMADO-FILHO, G.M., KAREZ C.S., ANDRADE L.R., YONESHIGUE – VALENTIM Y., PFEIFFER, W.C. Effects on growth and accumulation of Zinc in six seaweed species. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, V. 37, p. 223-228, 1997.

ARANHA, J.M.R., TAKEUTI, D.F., YOSHIMURA, T.M. Habitat use and food partitioning of fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, **Brazil. Rev. Biol. Trop.**, V.46, n.4. 1998.

ARAÚJO, F.G. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, V. 56, n.1, p.111-126, 1996.

ARAUJO, F.G., ANDRADE, C.C., SANTOS, R.N., SANTOS, A.F.G.N, SANTOS, L.N. Spacial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian Reservoir. **Braz. J.Biol.**, V. 65, n.1, p.1-8, 2005.

AZEVEDO, F.A. **Toxicologia do Mercúrio**. 1. ed. São Carlos: Editora Rima, 2003. 272 p.

BARRELLA, W.,PETRERE, M., SMITH, W.S., MONTAG, L.F.A. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 1. ed. Editora da Universidade de São Paulo: FAPESP, 2001. 320 p.

BRABO, E.S., ANGÉLICA, R.S., SILVA, A.P., FAIAL, K.R.F., MASCARENHAS, A.F.S., SANTOS, E.C.O., JESUS, I.M., LOUREIRO, E.C.B. Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and fishes o Acre state in brazilian Amazon. **Water, Air, and Soil Pollution**, V.147, p. 61-77, 2003.

CAMPBELL, L.M., BALIRWA, J.S., DIXON, D.G., HECKY, R.E. Biomagnification of mercury in fish from Thruston bay, Napoleon Gulf, Lake Victoria (East Africa). **African Journal of Aquatic Science**, V 29, n.1, p.91-96, 2004.

CASTILHOS, Z.C., RODRIGUES-FILHO, S., RODRIGUES, A.P., VILLAS-BOAS, R.C., VEIGA, M.M., BEINHOFF, C. Biomagnification of Hg in fish from gold mining affected Amazonian aquatic systems In: SEVENTH INTERNATIONAL CONFERENCE ON MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT, **Anais... 2004, Eslovênia**.

CETESB, 2003. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo** (Série Relatórios). 205 p.

CIDE, 1997. **Anuário Estatístico do Estado do Rio de Janeiro**, 987p.

CORREIA, S.M. **Dieta natural de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) na lagoa Comprida e estudo da herbivoria seletiva como subsídio à biomanipulação**. 2000. 35f. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) – Instituto de Ciências Naturais, Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

DELARIVA, R. L, AGOSTINHO, A.A. Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. **Journal of fish Biology**, V.58, p.832-847, 2001.

DESROSIERS, M., PLANAS, D., MUCCI, A. Mercury methylation in the epilithon of boreal shield aquatic ecosystems. **Environ. Sci. Technol.**, V. 40, p. 1540-1546, 2006.

DEUS, C.P., PETRERE-JUNIOR, M. Seasonal diet shifts of seven fish species in na Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.**, V.63, n. 4, p. 579-588, 2003.

DIAS, A C.M.L., BRANCO, C.W.C., LOPES, V.G.L. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Sci. Biol. Sci.** V.27, n.4, p. 355-364, 2005.

ENGEVIX, **Estudos ambientais dos aproveitamentos hidrelétricos do rio Paraíba do Sul**. Estudo da qualidade da água. V 1, 115 p. 1990.

ESTEVIÃO, V.N.A., REIS, R.A., CARAMASHI, E.P. Alimentação de *Geophagus sp.* no período anterior à formação do reservatório do A H. E. Serra da Mesa, GO, In: XII ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, **Anais... UFSCAR, São Carlos, SP**. 1999.

ESTEVEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FEEMA, 1979. **Diagnóstico ambiental do estado do Rio de Janeiro, região industrial do médio Paraíba**. Cadernos Feema, Série Técnica 8/79.

FEEMA, 1983. **Otimização da rede de monitoragem no rio Paraíba do Sul**. Cadernos Feema, Série Congressos 16/83. 36 p.

FERREIRA, C.P., CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia** V. 23, n.3, p. 642-651, 2006.

FIGUEIREDO, C.C. Monitoramento da qualidade da água de sete reservatórios pertencentes a Furnas Centrais Elétricas. In: SIMPÓSIO DE ESPECIALISTAS EM OPERAÇÕES DE CENTRAIS ELÉTRICAS, 3., 2001, São José da Barra. Minas Gerais: Editora Furnas, 2001. p. 22.

GRAY, J.S. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. **Marine Pollution Bulletin**, V.45, p.46-52, 2002.

GUIMARAES, J.R.D., MEILI, M., HYLANDER, L.D., SILVA, E.C., ROULET, M., MAURO, N., J.B., LEMOS, R.A. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. **The Science of the Total Environment**, V. 261, p. 99-107, 2000.

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

HUCHABEE, J.W., ELWOOD, J.W., HILDEBRAND, S.C. Accumulation of mercury in freshwater biota. In: NRIAGU, J.O. (Ed.) **The biogeochemistry of mercury in the environment**. Elsevier: Amsterdam, 1979. p. 277-302.

KAREZ, C.S., MAGALHAES, V.F., PFEIFFER, W.C., AMADO-FILHO, G.M. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba bay, Brazil. **Environmental Pollution**, V.83, p. 351-356, 1994.

KEHRING, H.A., COSTA, M., MOREIRA, J., MALM, O. Total and methylmercury in different species of molluscs from two estuaries in Rio de Janeiro State. **J. Braz. Chem. Soc.**, V. 17, n.7, p.1409-1418, 2006.

LACERDA, L.D., SOUZA, M., RIBEIRO, M. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, southern Amazon. **Environmental Pollution** V.129, p. 247-255, 2004.

LACERDA, L.D.; PARAQUETTI, H.H.M.; REZENDE, C.E.; SILVA, L.F.F.; FILHO, E.V.S.; MARINS, R. & RIBEIRO, M. Mercury concentrations in bulk atmospheric deposition over the coast of Rio de Janeiro, Southeast, Brazil. **J.Braz. Chem. Soc.**, V. 13, n. 2, p. 165-169, 2002.

LACERDA, L.D., RIBEIRO, M.G. Changes in lead and mercury atmospheric deposition due to industrial emissions in southeastern Brazil. **J. Braz. Soc.** V.15, n. 6, p. 931-937, 2001.

LACERDA, L.D., MENESES, C.F. O mercúrio e a contaminação de reservatórios no Brasil. **Ciência Hoje**, V. 19, n.110, p. 34-39, 1995.

LACERDA, L.D.; CARVALHO, C.E.V.; REZENDE, C.E.; PFEIFFER, W.C. Mercury in sediments from the Paraíba do Sul river continental shelf, S.E. Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, V. 26, n. 4, p. 220-222, 1993.

LIMA, F. **Conflitos Sociais em torno dos recursos hídricos no trecho fluminense médio Paraíba do Sul**. 2000. 148f. Dissertação (Mestrado em urbanismo) - Instituto de Pesquisa e Planejamento urbano e Regional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes**. 2 ed. São Paulo: Edusp, 1999. 534 p.

MALM, O; PFEIFFER, W.C.; BASTOS, W.R., SOUZA, C.M.M. *Ciência e Cultura*, V. 41, n. 1, p. 88-92. 1988.

MARINS, R.V., LACERDA, L.D., GONCALVES, G.O., PAIVA, E.C. Effect of root metabolism on the Post-depositional mobilization of mercury in salt marsh Soils. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, V. 58, p. 733-738, 1997.

MARINS, R.V., LACERDA, L.D., VILLAS-BOAS, R.C. Mercury emissions into Sepetiba bay basin, SE Brazil. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, V.50, n. 4, p. 293-297, 1998.

MARTINELLI, M.C., MCGRATH, D. Mercury accumulation in the pirarucu, *Arapaima gigas* Cuvier (1829) in the lower Amazonian várzea. **Boletim Zool. Museu Emílio Goeldi**, V. 15, n. 1, p. 7-22, 1999.

MELAMED, R. Efficiency of industrial minerals on the removal of mercury species from liquid effluents, In: SEVENTH INTERNATIONAL CONFERENCE ON MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT. **Slovenia. 2004**.

MOL, J. H., RAMLAL, J.S., LIETAR, C., VERLOO, M. Mercury contamination in freshwater, estuarine and marine fishes in relation to small-scale gold mining in Suriname, South America. **Environmental Research Section A**, p.183-197, 2001.

MOLISANI, M.M., ROCHA, R., MACHADO, W., BARRETO, R.C., LACERDA, L.D. Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the Paraíba do Sul: Guandú river system, SE Brazil. **Braz. J. Biol.**, V.66, n. 1A, p. 101-107, 2006.

MORAES, M.F.P.G., BARBOLA, I.F., DUBOC, L.F. Feeding habits and morphometry of digestive tracts of *Geophagus brasiliensis* (Osteichthyes, Cichlidae), in a lagoon of high Tibagi river, Paraná State, Brazil. Publ. UEPG Ci. **Biol. Saúde, Ponta Grossa**, V. 10, n. 1, p. 37-45, 2004.

MOSCHINI-CARLOS, V., POMPEO, M.L.M., HENRY, R. Dinâmica da comunidade periférica na zona de desembocadura do rio Paranapanema: represa de Jurumirim, SP. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 1999. p. 711-734.

NOAA, 1996. **Contaminants in aquatic habitats at hazardous waste sites: mercury**. Seattle, Washington, 64 p.

OLIVEIRA, C.A. **Turfa de São José dos Campos: Estado de São Paulo**, Informe de Recursos minerais, Série oportunidades Minerais Exame Atualizado do Projeto 24, São Paulo: CPRM,. 2001. 14 p.

OLIVEIRA, D.C., BENNEMANN, S.T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotrópica** V.5, n.1, p. 1-12, 2005.

PALERMO, E.F.A. **Avaliação dos níveis naturais de mercúrio e metilmercúrio no reservatório de Ribeirão das Lajes**, 2002. 55f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

PERRONE, E.C., BORGES FILHO, O.F., COUTINHO, C.L. Hábitos alimentares de uma comunidade de peixes do reservatório de águas Claras, Município de Aracruz, ES. In: X ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, **Anais...USP, São Paulo, SP**. 1993.

PINTO, B.C.T. **Aplicação do Índice de Integridade biótica baseado em assembléias de peixes para avaliação da qualidade ambiental do trecho médio inferior do rio Paraíba do Sul e relação com indicadores de habitats e de uso da terra**. 2003. 83f. Dissertação (Dissertação em Biologia Animal) - Instituto de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

RESENDE, M., CURI, N., REZENDE, S.B., CORREA, G.F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 4 ed. Viçosa: NEPUT, 2002. 338 p.

REZENDE, C.E. **Origem, transporte e destino da matéria orgânica na interface fluvio-marinha, sob diferentes condições de uso do solo e sua relação com o trânsito de poluentes metálicos na Baía de Sepetiba, RJ**. 1993. 158f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ROCHA, J.C., ROSA, A.H. **Substâncias húmicas aquáticas: interações com espécies metálicas**. 1 ed. São Paulo: Editora Unesp, 2003. 119 p.

ROMANINI, P. U. **Distribuição e ecologia alimentar de peixes no reservatório de Americana, São Paulo**. 1989. 120f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

ROULET, M., LUCOTTE, M., CANUEL, R., FARELLA, N., COURCELLES, M., GUIMARÃES, J.R.D., MERGLER, D., AMORIM, M. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. **Chemical Geology** V. 165, p. 243-266, 2000.

SANTOS, A.F.G.N., SANTOS, L.N., ARAÚJO, F.G., SANTOS, R.N., ANDRADE, C.C., SILVA, P.S., ALVARENGA, R.J., CAETANO, C.B. Relação peso-comprimento e fator de condição do acará *Geophagus brasiliensis*, no reservatório de Lajes, RJ. **Revista Universidade Rural. Série Ciências da Vida**, V. 22, n.2, p.115-121, 2002.

SOUZA, W.P., CARVALHO, C.E.V., CARVALHO, C.C.V., SUZUKI, M.S. Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the north of Rio de Janeiro State, **Brazilian Archives of Biology and Technology**, V. 47, n. 1, p. 139-145, 2004.

SOUZA, C.M.M. **Avaliação ambiental dos riscos do mercúrio, em áreas de garimpo no Brasil**. 1994. 127f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SWANSON, H.K., JOHNSTON, T.A., LEGGETT, W.C., BODALY, R.A., DOUCETT, R.R., CUNJAK, R.A. Trophic positions and mercury bioaccumulation in Rainbow Smelt (*Osmerus mordax*) and native forage fishes in northwestern Ontário Lakes. **Ecosystems**, V.6, p. 289-299, 2003.

TEIXEIRA, T.P., PINTO, B.C.T., TERRA, B.F., ESTILIANO, E.O, GRACIA, D., ARAUJO, F.G. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia, Ser. Zool.**, V. 95, n.4, p.347-357, 2005.

WAGEMANN, R., TRBACZ, E., BOILA, G., LOCKHART, W.L. Mercury species in the liver of inged seals. **The Science of the Total Environment**, V. 261, p.21-32, 2000.

WHO, 1990. **Environmental Health Criteria 101: methylmercury**. WHO Library Cataloguing Publication Data. World Health Organization. Geneva, 120 p.

WHO, 1991. **Environmental Health Criteria 118: Inorganic mercury**. WHO Library Cataloguing Publication Data. World Health Organization. 127 p.