UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE TROPICAL
UNIFAP / EMBRAPA-AP / IEPA / CI-BRASIL

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS NA ÁGUA E NOS PEIXES DA BACIA DO RIO CASSIPORÉ, ESTADO DO AMAPÁ, AMAZÔNIA, BRASIL

DANIEL PANDILHA DE LIMA

Macapá – AP
2013

DANIEL PANDILHA DE LIMA

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS NA ÁGUA E NOS PEIXES DA BACIA DO RIO CASSIPORÉ, ESTADO DO AMAPÁ, AMAZÔNIA, BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical como requisito para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Tropical.

Área de Concentração: Ecologia e Meio Ambiente

Orientador: Dr. Cesar Santos

Macapá – AP
2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal do Amapá

628.5
L732a Lima, Daniel Pandilha de.

Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Amazônia, Brasil / Daniel Pandilha de Lima-- Macapá, 2013.
147 f.

Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Federal do Amapá, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical.

Orientador: Dr. Cesar Santos

1. Água – Contaminação – Amazônia. 2. Metais pesados – aspectos ambientais. 3. Pescado – Contaminação – Amapá (AP). 4. Mercúrio. 5. Cromo. 6. Saúde pública. I. Santos, Cesar, orient. II. Fundação Universidade Federal do Amapá. III. Título.

DANIEL PANDILHA DE LIMA

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS NA ÁGUA E NOS PEIXES DA BACIA DO RIO CASSIPORÉ, ESTADO DO AMAPÁ, AMAZÔNIA, BRASIL

COMISSÃO EXAMINADORA

_____

Dr. Cesar Santos (Orientador)

_____

Dr^{a}. Eleneide Doff Sotta

_____

Dr. Roberto Messias Bezerra

Macapá – AP

2013

A meu pai Manoel e minha irmã Maria que estão junto aos anjos...
E a Familia que tenho, com a graça de Deus!

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo, processo 134747/2011-9.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Amapá) pelo apoio estrutural e logístico durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao ICMBio (Parque Nacional do Cabo Orange) de Oiapoque e seus administradores, Ricardo, Ivan e Paulo, assim como seu Bené, pelo apoio logístico e de campo na execução deste estudo.

Ao Laboratório de Absorção Atômica e Bioprospecção da UNIFAP pela disponibilização do Espectrofotômetro de Absorção Atômica para leitura das amostras de metais pesados.

Ao Laboratório de Toxicologia Humana e Ambiental do Núcleo de Medicina Tropical da UFPA por disponibilizar o equipamento para leitura das amostras de mercúrio.

Ao Laboratório de Recursos Hídricos do IEPA pelo preparo das amostras de água e o tratamento e resultados de sólidos suspensos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBIO) pela conquista de mais esse mérito. E a todos os professores pelos quais adquiri novos conhecimentos e vivência de campo.

Ao meu orientador Dr. Cesar Santos, pelos ensinamentos profissionais e de vida, pela amizade e companheirismo.

À pesquisadora Dr[a]. Eleneide Sotta, pelo convite de tocar este trabalho e pelo apoio logístico e financeiro das viagens de campo mediante o projeto REDD+FLOTA.

Ao professor Dr. Roberto Messias pelas informações metodológicos, princípios de funcionamento do espectrofotômetro e ajuda nas análises dos metais pesados.

À Dra. Eliane Yoshioka pelo acolhimento nos momentos difíceis, contribuições ao trabalho e revisão da dissertação.

Ao Dr. José Luiz, Cláudia Amaro, Aline, Gleisy e Abina pelo auxílio e ajuda nas leituras e análises de mercúrio.

Ao Dr. Luiz Takiyama pelo ensino do método de coleta e preparo das amostras de água e ter disponibilizado os reagentes, e o técnico Dinaldo por ter processado a água.

Aos técnicos do Laboratório de Solos da Embrapa Amapá, especialmente ao Daniel Araújo, que me auxiliou no processo inicial de preparação das amostras.

Ao seu Carlão, Jonas, Bia, Úrsula, que contribuíram e auxiliaram nas coletas de campo, vocês foram fundamentais.

Ao seu Bené, seu Comprido, seu Cutião, seu Peixe (moradores das comunidades e pescadores) que ajudaram e proporcionaram a captura dos peixes com seus conhecimentos locais.

À Tecnóloga Heidi Keller pela elaboração dos mapas, sem você não teria conseguido.

Aos meus colegas de turma, pela convivência, brincadeiras, alegria, angustia e persistência para vencermos as disciplinas.

À amiga Renata, por ter sido a companheira dos seminários e ao amigo Roberto, companheiro de campo e de trabalho no tocar do projeto.

A família Lira por terem me acolhido em sua residência durante as análises do material em Belém.

A todas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para realização e conclusão deste árduo trabalho.

E principalmente a Minha Família que esteve sempre comigo, dando-me forças, afeto e carinho, ajudando-me nos momentos que mais precisei nos estudos e financeiro. Tenho a vocês uma eterna gratidão. Muito Obrigado!

"Quando a última árvore for cortada;
Quando o último rio for envenenado;
Quando o último peixe for pescado;
O homem descobrirá que o dinheiro não pode ser comido!"

Chefe Seattle

RESUMO

A região garimpeira de Lourenço provoca mais de um século impactos ambientais na bacia do Rio Cassiporé (BRC), principalmente pela liberação de rejeitos da exploração de ouro, que são fontes de metais pesados para o ambiente aquático em especial o mercúrio. Por isso, o objetivo do presente estudo foi averiguar a contaminação pelos metais pesados: cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), zinco (Zn), mercúrio (Hg) no tecido muscular de peixes e na água no principal curso d'água poluído pelos rejeitos de garimpos na bacia do Rio Cassiporé. A influência da sazonalidade (período chuvoso e seco) e da distância dos locais de amostragem [Lourenço (LO), Ponte Cassiporé (PC), Vila Velha (VV), Vila Taperebá (VT)] em relação à origem da contaminação sobre as concentrações dos metais na água e nos peixes e de sua posição trófica foram avaliados. As leituras de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn foram realizadas em espectrofotômetro de absorção atômica com chama (AAS-F) e de Hg em analisador semiautomático de mercúrio (Hg-201), e as concentrações foram expressas em $\mu g.g^{-1}$ de peso seco. Concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb nos músculo dos peixes coletados estavam abaixo da Concentração Máxima Permitida (CMP) pela legislação brasileira, exceto para as espécies *Plagioscion squamosissimus* e *Poptella compressa*, em que as concentrações foram 1 e 5 vezes maiores que a CMP, respectivamente. Níveis de Cr e Hg foram encontrados acima da CMP em diversas espécies de peixes, propiciando alta contaminação da biota aquática e riscos para populações ribeirinhas da BRC, da mesma forma ocorrendo na água, pois todos os metais apresentaram níveis muito acima da CMP. Nos peixes, as concentrações dos metais pesados foram maiores no período seco e para água foram maiores no período chuvoso, mas apenas as concentrações Cu e Pb tiveram diferenças observadas entre os períodos sazonais tanto para peixes quanto para água ($p<0,05$). Entre os pontos amostrais, os peixes em LO apresentaram as maiores concentrações de Cr (9,807 $\mu g.g^{-1}$), Cu (3,954 $\mu g.g^{-1}$), Pb (10,464 $\mu g.g^{-1}$) e Zn (43,895 $\mu g.g^{-1}$); em VV as altas concentrações foram de Cd (5,685 $\mu g.g^{-1}$) e Hg (7,232 $\mu g.g^{-1}$). Para o Cr, não foi verificado diferença estatística entre os pontos amostrais ($p>0,05$); para Cd, Pb e Zn ($p<0,05$) foram evidenciadas diferenças entre LO e os demais pontos; Hg ($p<0,05$) entre VT e demais pontos; para Cd e Zn ($p<0,05$) entre VV e VT. Na água, as concentrações dos metais avaliados variaram entre os pontos de amostragem, mas não demonstraram diferenças estatísticas ($p>0,05$). Os peixes carnívoros apresentaram as maiores concentrações de Cd (5,614 $\mu g.g^{-1}$), Cu (3,566 $\mu g.g^{-1}$), Pb (9,461 $\mu g.g^{-1}$) e Hg (12,895 $\mu g.g^{-1}$), e os onívoros, de Cr (8,895 $\mu g.g^{-1}$) e Zn (32,556 $\mu g.g^{-1}$). Diferenças estatísticas nas concentrações de metais nos níveis tróficos foram encontradas para Cd entre carnívoros e onívoros ($p<0,05$); Cu entre onívoros e herbívoros ($p<0,05$); Pb entre insetívoros e carnívoros, onívoros, herbívoros e detritívoros ($p<0,05$) e Zn entre insetívoros e carnívoros, onívoros, herbívoros ($p<0,05$). Concentrações de Cr e Hg não diferiram entre os níveis tróficos ($p>0,05$). Níveis de Cd, Cr, Pb e Hg acima da CMP em peixes, e de todos os metais acima da CMP na água, mostram que a BRC está fortemente impactada por estes contaminantes provenientes das atividades mineradoras, proporcionando grandes riscos de contaminação da população local devido a contaminação da água e ao consumo das espécies de peixes contaminadas.

Palavras-chave: cromo, mercúrio, contaminação aquática, metais pesados, nível trófico.

ABSTRACT

The Lourenço region gold mining activities brings more than a century of environmental impact in the Cassiporé River basin (CRB), mainly by the gold exploration, releasing amounts of heavy metals, in particular mercury, in the aquatic environment. The aim of this study was to found out about the heavy metals: cadium (Cd), chrome (Cr), copper (Cu), lead (Pb), zinc (Zn), mercury (Hg) levels in water and fish muscle tissue collected from the Cassiporé River, that is contaminated by residues from mining activities. The influence of season (rainy and dry) and sampling sites [Lourenço (LO), Ponte Cassiporé (PC), Vila Velha (VV), Vila Taperebá (VT)] location in relation to the origin of contamination, on concentrations of those metals in water and in fish muscle and the influence on the fish trophic levels were evaluating. The Cd, Cr, Cu, Pb and Zn levels were measured on flame atomic absorption spectrophotometer (AAS-F) and Hg in a mercury semiautomatic analyzer (Hg-201), and the concentrations were expressed in $\mu g.g^{-1}$ dry weight. Muscle fish Cu, Zn, Cd and Pb concentrations were below to the Maximum Concentration (MC) permitted by the brazilian laws, except for the species *Plagioscion squamosissimus* and *Poptella compressa*, which concentrations were 1 and 5 times larger, respectively. Cr and Hg levels were above the MC in several species of fish, providing high contamination risk to CRB aquatic biota and to riparian populations, including for water due to highest levels of all metals measured in relation to MPC. In fish, heavy metals concentrations were higher in the dry season, and in the river water samples were higher in the rainy season, but only Cu and Pb concentrations were different between the seasons for both, fish and water ($p<0.05$). Fish from LO showed the highest Cr (9.807 $\mu g.g^{-1}$), Cu (3.954 $\mu g.g^{-1}$), Pb (10,464 $\mu g.g^{-1}$) and Zn (43.895 $\mu g.g^{-1}$) concentrations; and Cd (5.685 $\mu g.g^{-1}$) and Hg (7.232 $\mu g.g^{-1}$) in VV sampling location. Cr levels in fish between the sampling locations were not different ($p>0.05$). Statistical differences on Cd, Pb and Zn levels ($p<0.05$) were observed between LO and the other sampling locations; Hg levels ($p<0.05$) were different between VT and others; and for Cd and Zn ($p<0.05$) between VV and VT. Water metals concentrations evaluated varied between sampling locations, but did not show statistical differences ($p>0.05$). Carnivorous fish showed the highest concentrations of Cd (5,614 $\mu g.g^{-1}$), Cu (3.566 $\mu g.g^{-1}$), Pb (9,461 $\mu g.g^{-1}$) and Hg (12,895 $\mu g.g^{-1}$), while for omnivores, Cr (8.895 $\mu g.g^{-1}$) and Zn (32.556 $\mu g.g^{-1}$) were higher. Metals concentrations statistical differences ($p<0.05$) were found for Cd between carnivores and omnivores; for Cu between omnivores and herbivores; for Pb between insectivores and carnivores, omnivores, herbivores and detritivores; and for Zn between insectivores and carnivores, omnivores and herbivores ($p<0.05$). Cr and Hg concentrations did not differ between trophic levels ($p>0.05$). Fish Cd, Cr, Pb and Hg levels were above the MC and all water metals measured were above the MPC indicating that CRB is strongly affected by these contaminants from gold mining activities, providing great contamination risk for the local population due to water contamination and consumption of contaminated fish species.

Keywords: chrome, mercury, water contamination, heavy metals, trophic level.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Crateras e encostas desmontadas pela exploração mineral do ouro pela Mineração Novo Astro. À direita da foto o Morro Salamangone. 21

Figura 2 - Balanço de massa e perdas de mercúrio na extração de ouro. 25

Figura 3 - Modelo de Bioacumulação e Bioconcentração em Peixes. 28

Figura 4 - Processo de biomagnificação no sistema aquático. Produtores (Pd), Primeiro consumidor (Cs1), Segundo consumidor (Cs2), Terceiro consumidor (Cs3), Quarto consumidor (Cs4). 29

Figura 5 - Ilustração da bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. 38

Figura 6 - Ilustração da geologia da bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. 39

Figura 7 - Ilustração dos solos na bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. 41

Figura 8 - Precipitação pluviométrica na bacia do Rio Cassiporé no período de agosto/2011 a julho/2012. 43

Figura 9 - Ilustração de cursos d'água degradados e assoreados pelos rejeitos da garimpagem na área de Lourenço. A) Igarapé Português, B) Igarapé Elique e C) Igarapé Limão. 46

Figura 10 - Ilustração do Rio Reginá próximo ao garimpo de Lourenço (A) e de sua foz (B). 47

Figura 11 - Ilustração do deslocamento e das diferenças do nível de água no Rio Reginá no período chuvoso (A) e período seco (B). 48

Figura 12 - Ilustração da cava de um garimpo recentemente desativado às margens do Rio Reginá, com degradação da cobertura vegetal e do solo. 49

Figura 13 - Ilustração do Rio Cassiporé nas regiões de planalto (A) e de planície (B), Estado do Amapá, Brasil. 50

Figura 14 - Montante do Rio Cassiporé observando-se a destruição antrópica das margens e do leito pelos garimpos de ouro. O Morro da Mina, sem vegetação, está à direita da foto. 52

Figura 15 - Ilustração de uma fazenda de gado na parte média do rio Cassiporé (A) e de roçados ativos (B) e desativados (C) para uso da agricultura na parte baixa do rio. 53

Figura 16 - Ilustração dos pontos de amostragem do presente estudo ao longo da bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. 54

Figura 17 - Ilustração dos pontos de amostragem, A) Lourenço, B) Ponte Cassiporé, C) Vila Velha e D) Vila Taperebá. 55

Figura 18 - Ilustração dos apetrechos de pesca utilizados para captura dos peixes. A) Caniço, B) Tarrafa, C) Caniço e Linha de mão e D) Rede. 57

Figura 19 - Ilustração da coleta manual de água (A), recipientes com água (B) e da adição do ácido nítrico na água (C). 59

Figura 20 - Ilustração da mensuração do oxigênio dissolvido e temperatura (A) e do pH (B) da água.....60

Figura 21 - Ilustração do Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Chama (F-AAS), modelo AA-6300. 62

Figura 22 - Esquema do Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Chama (F-AAS).....63

Figura 23 - Ilustração do Analisador Semiautomático de Mercúrio Modelo Hg -201 (lado esquerdo) com impressora acoplada (lado direito).....66

Figura 24 - Imagem do pico de concentração de mercúrio total. 68

Figura 25 - Número de indivíduos capturados nos diferentes pontos de amostragem na bacia do Rio Cassiporé nos períodos chuvoso e seco do ano de 2012. 72

Figura 26 - Número de indivíduos capturados para os diferentes níveis tróficos avaliados. Car = Carnívoro, Oni = Onívoro, Det = Detritívoro, Her = Herbívoro e Ins = Insetívoro. 72

Figura 27 - Valores de oxigênio dissolvido (O.D.), temperatura e pH da água, mensurados nos períodos chuvoso e seco. 73

Figura 28 – Valores de oxigênio dissolvido (O.D.), temperatura e pH da água, mensurados ao longo dos quatro pontos amostrais. 74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais efeitos ocasionados à saúde humana pela ingestão de metais pesados. .32

Tabela 2 - Valores dos parâmetros físico-químicos da água do Rio Reginá. 47

Tabela 3 - Valores dos parâmetros físico-químicos da água do Rio Cassiporé para os períodos chuvoso e seco. 51

Tabela 4 - Relação das espécies capturadas com determinação de seus níveis tróficos e distribuição quanto ao local e período de coleta. 71

Tabela 5 – Cargas de sólidos suspensos (SS; em $mg.L^{-1}$) na água dos quatro pontos amostrais na bacia do Rio Cassiporé. 74

Tabela 6 - Limite máximo de concentração de Cd, Cr, Cu, Pb, Zn e Hg no tecido muscular de peixes estabelecidos pela legislação brasileira. 75

Tabela 7 - Concentrações médias ± desvio padrão e intervalos de variação (entre parênteses) dos metais pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn e Hg) no tecido muscular das espécies de peixes capturadas na bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. 76

Tabela 8 – Concentrações de Cd, Cr, Pb e Hg acima do permitido no tecido muscular de exemplares das espécies de peixes coletadas na bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil.....80

Tabela 9 – Concentração (±DP) dos metais pesados no tecido muscular dos peixes nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS) e comparação das concentrações entre os períodos. 81

Tabela 10 - Concentração (±DP) dos metais pesados (em $\mu g.g^{-1}$ de peso seco) no tecido muscular dos peixes nos pontos de amostrais e comparação das concentrações entre os pontos. 82

Tabela 11 - Concentração (±DP) dos metais pesados (em $\mu g.g^{-1}$ de peso seco) no tecido muscular dos peixes de cada nível trófico e comparação das concentrações entre os níveis...83

Tabela 12 - Concentração média com desvio padrão, mínima e máxima dos metais pesados na água (em $mg.L^{-1}$), com os respectivos limites de referência. 84

Tabela 13 - Concentração (±DP) dos metais pesados na água (em $mg.L^{-1}$) nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS) e comparação das concentrações entre os períodos. 84

Tabela 14 - Concentração (±DP) dos metais pesados na água (em $mg.L^{-1}$) nos pontos amostrais e comparação das concentrações entre os pontos. 85

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 16
1.1 GARIMPO DO LOURENÇO 16
1.1.1 Histórico 16
1.1.2 Impactos Ambientais na Região de Lourenço 19
1.2 OS METAIS PESADOS 23
1.3 METAIS PESADOS NO AMBIENTE AQUÁTICO 24
1.4 RELAÇÃO DOS METAIS PESADOS COM ORGANISMOS AQUÁTICOS E SUA TOXICIDADE 27
1.5 METAIS PESADOS E SAÚDE HUMANA 30
2 JUSTIFICATIVA 33
3 HIPÓTESES 35
4 OBJETIVOS 36
4.1 OBJETIVO GERAL 36
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 36
5 MATERIAL E MÉTODOS 37
5.1 BACIA DO RIO CASSIPORÉ 37
5.1.1 Área e Limites 37
5.1.2 Unidades Morfológicas 37
5.1.3 Solo 40
5.1.4 Vegetação 42
5.1.5 Parâmetros Meteorológicos e Hidrodinâmicos 42
5.1.5.1 Clima 42
5.1.5.2 Ventos 43
5.1.5.3 Maré e ondas 44
5.1.6 Rede Hidrográfica 45
5.1.6.1 Rio Reginá 47
5.1.6.2 Rio Cassiporé 49
5.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM 53
5.3 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS DE PEIXES 56
5.3.1 Coleta dos exemplares 56
5.3.2 Preparo das amostras para análises da concentração de metais 58
5.4 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA 59
5.4.1 Coleta de Água 59
5.4.1.1 Parâmetros físico-químicos da água 60
5.4.2 Preparo das amostras para análises da concentração de metais 61

5.4.2.1 Água com sedimento 61
5.4.2.2 Água sem sedimento ou Filtrada 61
5.5 LEITURA DAS CONCETRAÇÕES DE METAIS PESADOS 62
5.5.1 Leitura do Cádmio, Cromo, Cobre, Chumbo e Zinco 62
5.5.1.1 O equipamento – Atomic Absorption Spectrometry (AAS) 62
5.5.1.2 Preparação do Material 64
5.5.1.3 Preparação do Equipamento 64
5.5.1.4 Validação do Método 64
5.5.1.4.1 *Precisão e Exatidão do Método* 65
5.5.1.4.2 *Absorbância* 65
5.5.1.4.3 *Limite de Detecção* 65
5.5.2 Leitura do Mercúrio Total nas Amostras de Peixes e Água 66
5.5.2.1 Características e fundamento do Hg-201 66
5.5.2.2 Descontaminação das vidrarias 67
5.5.2.3 Preparação das soluções para a curva de calibração 67
5.5.2.4 Preparação do Padrão de Referência 67
5.5.2.5 Procedimentos de análise no equipamento 68
5.6 ANÁLISE DOS DADOS 69
6 RESULTADOS 70
6.1 BIOTA CAPTURADA E PARÂMETROS DA ÁGUA 70
6.2 ANÁLISE DOS METAIS PESADOS 74
6.2.1 Exatidão do método e limite de detecção (LD) 74
6.2.2 Metais Pesados nos Peixes 75
6.2.3 Metais Pesados na Água 83
7 DISCUSSÃO 86
7.1 METAIS PESADOS NOS PEIXES 86
7.1.1 Variações de metais nos peixes entre os períodos sazonais 91
7.1.2 Variações de metais nos peixes entre os pontos amostrais 93
7.1.3 Variações de metais nos peixes entre os níveis tróficos 95
7.2 METAIS PESADOS NA ÁGUA 97
7.2.1 Metais na água entre os períodos sazonais 98
7.2.2 Metais na água entre os pontos amostrais 99
8 CONCLUSÕES 101
9 CONSIDERAÇÕES FINAIS 102
REFERÊNCIAS 104
ANEXOS 130

1 INTRODUÇÃO

1.1 GARIMPO DO LOURENÇO

A região de garimpo do Lourenço está entre as principais áreas mineradoras do estado do Amapá (OLIVEIRA, 2010). Nas décadas de 1980 e 1990 foi considerada uma das áreas de maior produção mineral da Amazônia (MATHIS; SILVA, 2003; PEREIRA, 1990) e sua historia é baseada na exploração mineral de ouro tanto por garimpeiros quanto empresas mineradoras.

O garimpo esta situado na faixa centro-oeste da bacia do Rio Cassiporé (BRC), na junção de Serra Lombarda, incluso no modulo VI da Floresta Estadual do Amapá, distante 80 km da sede do município de Calçoene, e aproximadamente a 500 km de Macapá (capital do Estado do Amapá). Devido a processos geológicos vulcânicos na Era Arqueana e sedimentares no Período Holocênico, a região concentrou uma grande reserva de ouro, que a partir de sua descoberta impulsionou a colonização da área e criação do Distrito de Lourenço.

Estudos na região foram realizados a respeito da geologia aurífera e do solo (COSTA; COSTA, 1991; LIMA *et al*., 1991; NOGUEIRA *et al*., 2000), mineralização de ouro no solo (COSTA, 1992; FERRAN, 1994) , reservas de ouro (FERRAN, 1988; SANTOS *et al*., 1984; SILVA, 1984), aspectos sociais (AMARAL, 1980; FERREIRA, 1990), econômicos e históricos (CHAGAS, 2010, 2012; MATHIS *et al*., 1997; MATHIS; SILVA, 2003; PINTO *et al*., 1998) e meios de recuperação das áreas degradadas pelos garimpos e mineradoras (DA SILVA, 2005). Nenhum trabalhou conhecido abordou a questão relacionada à poluição nos sistemas terrestre e aquático pela exploração do ouro, sendo este, possivelmente o primeiro a ser realizado na região, assim como em toda a extensão da BRC.

1.1.1 Histórico

O garimpo do Lourenço surgiu no ano de 1893 quando dois paraenses, os irmãos Firmino e Germano Pinheiro, subiram o Rio Calçoene, descobrindo o ouro na região (MEIRA, 1977). A notícia de tal achado espalhou-se rapidamente pela região amapaense e francesa, provocando uma rápida e desordenada ocupação da área, surgindo vários povoamentos como os de Lourenço, Carnot, Grand-Crique, Reginá e Firmino (MEIRA, 1989;

QUEIROZ, 1999). O ouro recém-descoberto atraiu cerca de 6.000 pessoas para a região em 1984, inclusive de um francês chamado Lourentz, que produziu 1.500 kg de ouro durante os anos de 1894 e 1895, e de cujo nome derivou a denominação da localidade (LESTRA; NARDI, 1982)

A fama da riqueza dos aluviões da região do Lourenço e a produção de 10 toneladas de ouro em apenas quatro anos de garimpagem, motivaram a implantação da The Carswene and Anglo-French Gold Mining Company, que entretanto, não chegou a operar e saiu da região em 1900, pois a área em que a empresa estava instalada foi incorporada ao Brasil que ganhou a disputa desse território contestado (Araguari-Oiapoque) contra a Guiana Francesa (CHAGAS, 2010; GOMES, 1999).

A garimpagem voltou com grande intensidade na região no ano de 1930, com a descoberta dos depósitos aluvionares do Rio Cassiporé. Contudo, a voracidade da exploração logo esgotou os aluviões de extração de ouro levando o local novamente ao abandono (MEIRA, 1989; PINTO *et al*., 1999).

Na década de 40 a garimpagem nas regiões do Lourenço e do Rio Cassiporé, se manteve pouco expressiva, isso por insistência de garimpeiros tradicionais que extraiam o ouro com técnicas simples e aparelhos manuais (MEIRA 1977; PORTO, 2002). E assim permanceu até meados da década de 60 (DNPM, 1981), quando em 1967 o garimpeiro Joel de Jesus implantou em sua área a extração mecanizada por meio do desmonte hidráulico (jato d'água) modernizando a produção (DNPM, 1982a,b). Isso mudou a forma de extração do ouro na região do Lourenço e no entorno, dando início a um novo ciclo de extração com máquinas. O garimpeiro virou pessoa jurídica criando o Garimpo Mutum (MATHIS; SILVA, 2003) e em 1978, requereu junto ao DNPM duas áreas de 1.000 hectares para extração mineral (PINTO *et al*., 1999).

Em 1983 o Sr. Joel vendeu as duas concessões de lavra à Mineração Novo Astro S/A (MNA), que no mesmo ano realizou em tempo recorde a pesquisa de depósito e de viabilidade econômica nas áreas de garimpo do Labourie, Lataia, Mutum e Salamangone (DNPM, 1986; FERRAN, 1988). De 1983 a 1990 a empresa explorou ouro nos depósitos secundários (solo) e a partir de 1991 iniciou a produção de ouro no depósito primário (rocha) da Mina Salamangone, encerrando completamente as atividades de exploração em 1995, com produção total declarada de 20 toneladas de ouro (MATHIS *et al*., 1997; OLIVEIRA, 2010; PORTO, 2002).

Outra empresa que se instalou em Lourenço, mais precisamente na área do Labourie, foi a Mineração Yukio Yoshidome S/A (MYYSA) em 1989. A MYYSA explorou inicialmente ouro secundário e depois ouro primário em lavra subterrânea, encerrando sua atuação em 1992 com uma produção de 1,3 toneladas, alegando que a produção não estava mais compensando os custos, inclusive deixando de efetuar o pagamento dos salários de seus trabalhadores (DA SILVA, 2005; PORTO, 2002). Logo, seus funcionários obtiveram controle acionário da empresa, retomando as atividades em 1996 em forma de lavra garimpeira (DOMINGUES, 2004).

Além dessas empresas, outra mineradora de menor expressão também se instalou na região, a Mineração Taboca S/A (MTSA) em 1982, na área conhecida como Morro da Mina na margem esquerda do Rio Cassiporé. A MTSA terminou seu programa de pesquisa no final de 82, iniciando a exploração de ouro em 1983. Contudo, a área de lavra da mineradora foi invadida por garimpeiros em julho de 83, comprometendo o projeto de extração de expressivas reservas aluvionares e resultando em problemas de ordem social com os garimpeiros (crimes, doenças, prostituição). Isso fez com que a empresa encerrasse suas atividades em 1991 e a região ficou sob o domínio dos garimpeiros (COSTA, 1992).

As empresas MNA, MYYSA e MTSA chegaram a possuir, no auge de suas atividades, cerca de 600, 252 e 180 pessoas empregadas, respectivamente. Com isso, o Lourenço teve um elevado crescimento, em função da mão de obra empregada e de seus familiares e de novos moradores chegando em busca de emprego ou áreas para garimpar, transformando-se em vila e, posteriormente, em distrito (COSTA, 1992; DA SILVA, 2005; MATHIS; SILVA 2003)

Com a saída das mineradoras da região do Lourenço ocorreu uma diminuição da população, que migrou para outras localidades. Os garimpeiros que permaneceram em Lourenço continuaram suas atividades no garimpo e fundaram a Cooperativa de Mineração dos Garimpeiros do Lourenço (COOGAL), a qual passou a funcionar nas antigas instalações da mineradora MNA (FEIJÃO, 2008; MONTEIRO, 2005a).

A criação da COOGAL em 1995 foi a forma que os garimpeiros encontraram para facilitar a conquista dos direitos de lavra das antigas mineradoras, dinamizarem as informações entre os setores e regularizar as atividades por eles praticadas (MONTEIRO, 2005b; TEIXEIRA; LIMA, 2006). Contudo, a transferência e aquisição dos direitos minerais para a cooperativa não foi rápida e nem simples, exigindo muita negociação com o poder público e demais órgãos. A COOGAL recebeu as titulações no final de 1995, mas estavam

irregulares, tornando-se legais somente em 2002 (MATHIS; SILVA 2003; SIMÕES, 2009). Mas por falta de segurança os trabalhos foram suspensos em 2003, retornando a ativa em 2004 (DOMINGUES, 2004).

Desde então, os garimpeiros associados à COOGAL vêm trabalhando na região do Lourenço e entorno, passando por algumas interdições de extração por parte do Ministério Público e Polícia Federal, que foram resolvidas em consorciação com o governo Estadual (FEIJÃO, 2008; SIMÕES, 2008; TEIXEIRA; LIMA, 2006).

Atualmente mineradoras de menor porte realizam a exploração de ouro na região, tais como: Canaã, Mutum e Amapá Mineração. Entretanto, todas são filiadas a COOGAL, detentora dos direitos de lavra, a qual possibilita a exploração pelas empresas.

1.1.2 Impactos Ambientais na Região de Lourenço

A região garimpeira do Lourenço está situada em uma área de limites de Bacias Hidrográficas, como as do Rio Araguari, Rio Oiapoque e Rio Cassiporé. Esta característica geográfica torna a região do Lourenço como de extrema importância para a manutenção da qualidade ambiental das respectivas bacias. Contudo, podemos dizer que o problema ambiental gerado pela exploração mineral na região é intenso e centenário (CHAGAS, 2010; DA SILVA, 2005; DNPM, 1981, 1982a,b, 1986; LESTRA; NARDI, 1982; MEIRA, 1977, 1989; PINTO *et al*., 1999). A extração do ouro está na base de todo o processo antrópico de modificação da paisagem natural desse distrito, embora em etapas e graus diferentes (PINTO *et al*., 1999).

Os impactos ambientais na região iniciam com seu descobrimento, com a vinda de milhares de pessoas em busca do ouro. Vastas áreas foram desmatadas para dar lugar aos garimpos e aos povoados que se formaram. Os baixões (áreas às margens de rios), onde se localizam os aluviões foram rapidamente explorados, desestruturando uma grande camada de solo (MEIRA, 1977).

No período de 1894 até o início de 1960, a produção aurífera se deu por meio da exploração rudimentar da garimpagem, ocasionando a retirada da cobertura vegetal e impactos nos cursos d'água da região, com aumento da quantidade de sólidos suspensos, turvamento das águas, assoreamentos e mudanças no curso dos rios (PINTO *et al*., 1999). Além disso, o represamento dos rejeitos ocasionou a formação de lagoas, que se

transformaram em criatórios para insetos e vetores de doenças como a malária, responsável pela morte de centenas de pessoas em Lourenço (COUTO *et al*., 2001; PINTO *et al*., 1999).

Durante esses 70 anos não se têm dados da quantidade de mercúrio utilizado na região durante a extração do ouro. Entretanto, relatos demonstram que a utilização foi desordenada e indiscriminada. Conforme Lestra e Nardi (1982) e Meira (1989), o uso do mercúrio em algumas áreas garimpadas no Lourenço era tão intenso, que após varias explorações os garimpeiros recuperavam mais mercúrio do que ouro.

A partir de 1967, quando se inseriu a extração mecanizada nos garimpos, o processo de degradação ambiental acelerou, aumentando o desmatamento e o processo erosivo das encostas dos morros, ocasionando deslizamentos de taludes e queda de blocos rochosos (DNPM, 1981, 1982a,b; PINTO *et al*., 1999). O uso de motores intensificou a contaminação química, pela utilização de óleo, combustíveis fósseis e graxas, situação agravada pelo uso de mercúrio na recuperação do ouro (MATHIS *et al*., 1997).

Estudo realizado pelo DNPM (1986), nas regiões do Lourenço e Cassiporé, mostrou que 60% do mercúrio utilizado pelos garimpos na época eram perdidos para o meio ambiente, salientando que as áreas se encontravam em um estado avançado de degradação e contaminação. Além disso, a maior capacidade de desmonte aumentou o material lavrado, intensificando-se os impactos ambientais sobre os cursos d'água da região.

Com a entrada da atividade industrial, a partir da década de 80, os problemas ambientais sobre a região do Lourenço ampliaram-se. Em sua primeira fase de exploração a céu aberto (1983-1990), a MNA utilizou tratores que executavam o corte de bancadas de 6 m de altura por 8 m de largura, que eram também realizados por meio do desmonte hidráulico (jato d'água), gerando um grande volume de material lavrado. Esse material removido, o uso do mercúrio e de reagentes químicos no beneficiamento do ouro, aumentaram os impactos, principalmente, nos cursos d'água (DA SILVA, 2005; MATHIS; SILVA, 2003). Os desmontes dos taludes e encostas dos morros produziram grandes crateras, modificando a topografia local (Figura 1).

Figura 1 - Crateras e encostas desmontadas pela exploração mineral do ouro pela Mineração Novo Astro. À direita da foto o Morro Salamangone.

Foto: próprio autor (2011).

A partir de 1991, em sua segunda fase de exploração, a MNA dedicou-se à produção de ouro do minério primário na mina subterrânea de Salamangone. No beneficiamento do material mineralizado a empresa utilizou o método de precipitação e lixiviação com cianeto e zinco (CHAGAS, 2010; MATHIS *et al.*, 1997). Com isso, novos impactos surgiram como a propagação de vibrações intensas no solo pela explosão de dinamites e contaminação das águas superficiais e subterrâneas, pela introdução dessas substâncias químicas altamente poluentes (PINTO *et al.*, 1999). Fato interessante, é que antes de sua saída em 1995, a empresa realizou a recuperação superficial de somente algumas áreas exploradas, não incluindo os recursos hídricos, cumprindo em parte e descumprindo em grande parte as obrigações ambientais (CHAGAS, 2012; FEIJÃO, 2008).

Na área em que a MYYSA atuou, houve abertura de valas e poços, o desmonte de encostas e desagregação do solo. Os rejeitos resultantes do beneficiamento mineral mineralizado iam para uma bacia de decantação, ocasionando os mesmos danos que nas áreas da MNA (DA SILVA, 2005, SIMÕES, 2008). Além disso, no processamento da amálgama eram usados 500 g de mercúrio diariamente e os rejeitos liberados eram depositados em

tambores, mas existindo perdas para a bacia de decantação e sucessivamente ao meio aquático (MATHIS *et al*., 1997).

Desde a descoberta das aluviões auríferos no Rio Cassiporé, a região passou por grandes modificações, nas proximidades do Morro da Mina. A degradação foi ocasionada principalmente pelos garimpos que exploraram o ouro secundário às margens do rio e no arredor do morro a partir dos anos 30 (LESTRA; NARDI, 1982). A entrada da mineradora Taboca no respectivo morro, com a extração do ouro primário, provocou a remoção de material rochoso e maior uso do mercúrio na recuperação do metal. Após a saída da empresa em 1983, os garimpeiros tomaram definitivamente a área, trabalhando sobre o material deixado por ela, nos baixões e no próprio leito do Rio Cassiporé, assim como no Rio Reginá.

A exploração do ouro nos baixões pelos garimpeiros era executada entre os vales das montanhas, nas margens e áreas próximas dos rios Cassiporé e Reginá, provocando a desestruturação do solo e a formação de cavas com diversas dimensões (LESTRA; NARDI, 1982, MEIRA, 1989). Esse processo de extração foi tão alto, que a constituição do relevo dessas regiões passaram a ser principalmente de areia, pedras, seixo e lama; com mudanças no curso dos rios (destacando os rios Cassiporé e Reginá), assim como assoreamento.

De 1980 até 1994, a exploração mineral no leito dos rios Cassiporé e Reginá foi bem intensa. Os garimpeiros utilizaram procedimentos de dragagem por meio de balsas que ficavam na superfície da água, com uso de bombas de cascalho, *drag-lines* e outros equipamentos (DNPM, 1986). No interior das balsas, o mercúrio era aplicado nas placas concentradoras para reter o ouro, no entanto, sem cuidados apropriados, o que provocava perdas significativas da substância para o meio aquático. Além disso, o material removido do fundo dos rios agravou o processo de assoreamento e a qualidade físico-química da água (FERRAN, 1994).

Quando a COOGAL assumiu em 1995 as áreas de lavra transferidas pela MNA, as áreas degradadas recuperadas pela empresa, antes da criação da cooperativa, foram perdidas, devido a invasão dos garimpeiros nessas áreas. Os maiores impactos gerados novamente estiveram voltados ao desmonte dos morros, desmatamento, liberação de rejeitos com substâncias contaminantes nos cursos d'água e assoreamento dos mesmos (PINTO *et al*., 1999).

Além disso, os impactos ambientais atualmente gerados pelos garimpos no Lourenço, não atingem somente a região, mas também todo o ecossistema ao longo dos rios, a bacia do Rio Cassiporé e a população que vive nestes locais.

Os rios sofrem com o forte assoreamento, desmatamento das margens e a grande quantidade de material despejado em seus leitos, principalmente os rios Reginá e Cassiporé. Em certas épocas, mudanças na coloração da água são visíveis em toda a região próxima a BR-156, ponte que cruza o Rio Cassiporé e que fica a 70 km da distância em linha reta dos garimpos, pela forte atuação da atividade do garimpo.

O material despejado nos rios Reginá e Cassiporé, oriundos dos desmontes das encostas dos morros e áreas garimpadas na região do Lourenço, podem aumentar a concentração de metais pesados na água, nas margens e no leito dos mesmos. De acordo com Costa e Costa (1991) e Costa (1992) a região apresenta em seu solo altas concentrações de alumínio (Al: 28 ppm), ferro (Fe: >200 ppm), cádmio (Cd: 43 ppm), cromo (Cr: 90 ppm), chumbo (Pb: 93 ppm), níquel (Ni: 100 ppm) e zinco (Zn: 260 ppm), além de vários outros metais e minerais. Logo, a quantidade de metais que podem potencialmente serem liberados pela atividade garimpeira na região é alta, contaminando a água, os peixes e a população ribeirinha.

1.2 OS METAIS PESADOS

Segundo Malavolta (1994) a expressão “metal pesado” se aplica aos elementos que tem densidade maior que 5 g/cm³ ou que possuem número atômico superior a 20. Além disso, possuem características próprias como aparência brilhante, bons condutores de eletricidade e, geralmente, participam de reações químicas com íons positivos de enzimas no metabolismo (LEE *et al*., 1985), sendo conhecidos também como elementos traço ou metais traço (MENESES, 2008). Os mais característicos são: arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), níquel (Ni), manganês (Mn), mercúrio (Hg) e zinco (Zn), por isso, são os principais elementos nos estudos de contaminação em peixes (CANLI; ATLI, 2003; COSTA; HARTZ, 2009; CUI *et al*., 2011; GUIMARÃES *et al*., 1999; GOMES; SATO, 2011; IKEM *et al*., 2003; LIMA JR. *et al*., 2002; MUTO *et al*., 2011; PEREIRA *et al*., 2010; YI *et al*., 2008, 2011; YI; ZANG, 2012).

1.3 METAIS PESADOS NO AMBIENTE AQUÁTICO

Os metais podem ser introduzidos nos ecossistemas aquáticos de maneira natural ou artificial. Naturalmente, por meio do aporte atmosférico e chuvas, pela liberação e transporte a partir da rocha matriz ou outros compartimentos do solo onde estão naturalmente (PAULA, 2006; SEYLER; BOAVENTURA, 2008). De modo artificial, por fontes antropogênicas de diversos ramos: esgoto *in natura* de zonas urbanas, efluentes de indústrias, atividades agrícolas, e rejeitos de áreas de mineração e garimpos (CAJUSTE *et al*., 1991; GOMES; SATO, 2011; MORAES; JORDÃO, 2002).

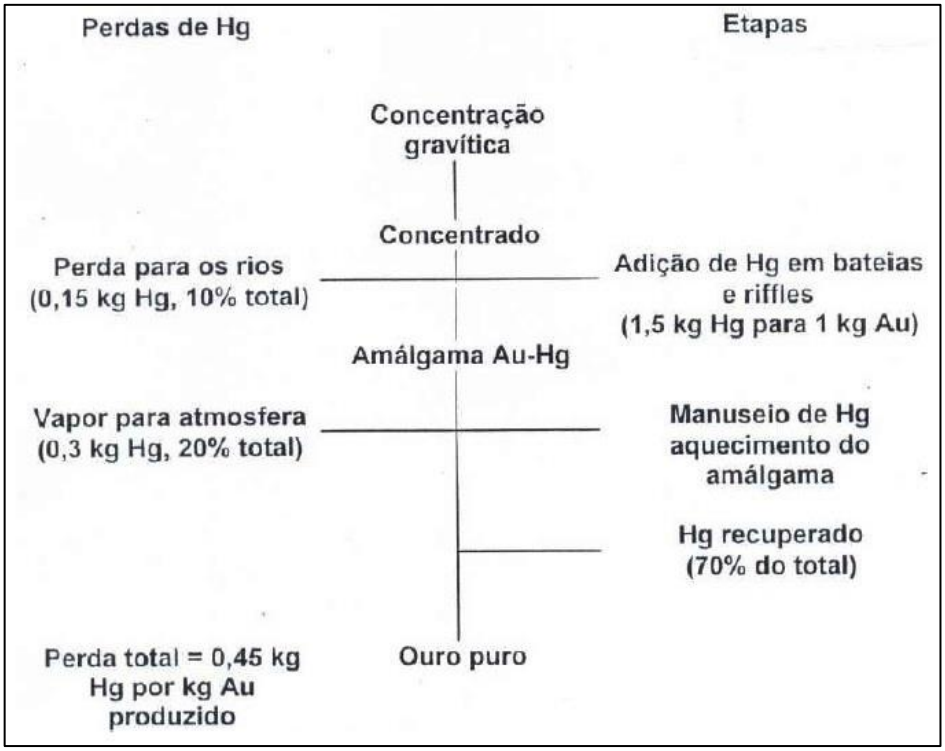
A agricultura, por exemplo, constitui uma das mais importantes fontes não pontuais de poluição por metais em corpos d'água. As principais fontes liberadoras são os fertilizantes (Cd, Cr, Pb, Zn), os pesticidas (Cu, Pb, Mn, Zn), os preservativos de madeira (Cu, Cr) e dejetos de produção intensiva de bovinos, suínos e aves (Cu, As, e Zn) (COSTA, 2007; KAY, 1973; PEDROSO; LIMA, 2001; SANTOS *et al*., 2002). Além disso, os metais lançados no solo, a partir desta atividade são carreados para os rios pelo escoamento de águas superficiais provenientes das chuvas, persistindo no meio aquático por apresentar forma livre, ou iônica, o que facilita sua acumulação nos tecidos principalmente dos peixes (QUEIROZ, 2006; VINODHINI; NARAYANAN, 2008).

A atividade garimpeira, em destaque a de ouro, é um ramo que gera a liberação de vários metais para o meio aquático. Nos processos de lavra em que a polpa (água+terra) é trabalhada, metais pesados presentes no solo (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) são desprendidos, concentrados e liberados junto aos rejeitos nos rios (ARTAXO *et al*., 2000; BIDONE *et al*., 1997a,b; FORTIER *et al*., 2000; HALE, 1977; TINÔCO *et al*., 2010). Segundo Rodrigues-Filho e Maddock, (1997), isso ocorre devido à garimpagem de ouro ser realizada de maneira inadequada, gerando anomalias geoquímicas dos referidos elementos, como já constatado pelos autores nos garimpos do município de Poconé – MT. Há também relatos de que a garimpagem em áreas ricas em Al, Fe, Cd e Cr no solo, ocasiona a concentração destes elementos nos sedimentos despejados e consequentemente na água. Isto estaria ligado à formação de sulfetos dos respectivos metais, os quais facilitam a fixação ao sedimento e transporte pela água (FARID *et al*., 1992; MMA, 2001; MARTINS *et al*., 2010; NRIAGU, 1994).

Entretanto, o principal metal pesado liberado pelos garimpos é o mercúrio, pois seu uso no beneficiamento do ouro é imprescindível para captura e retenção deste elemento, formando a amálgama. Verifica-se que para cada 1 kg de ouro produzido são utilizados 1,5 kg de Hg, do qual 70 % são recuperados e são 30% são perdidos para o ambiente. Deste valor perdido, 20% vão para atmosfera, durante a queima da amálgama, e retornam para os rios pela chuva; os outros 10% são despejados diretamente nos corpos d'água (BONUMÁ, 2006; CESAR *et al*., 2009; DESCHAMPS *et al*., 2010; HALBACH *et al*., 1998; LIMA, 1993; SOUZA *et al*., 2008). Na Figura 2 é apresentado o balanço das perdas de mercúrio ocorridas durante o processo de recuperação de ouro por amalgamação.

Durante a queima da amálgama o vapor de mercúrio é liberado para atmosfera, onde é oxidado formando o mercúrio ionizado (Hg^{2+}), que se condensa nas nuvens e por meio da chuva volta para o solo ou para água, onde é transformado em mercúrio orgânico (CH^3Hg^+), uma constituição já tóxica. Na forma orgânica o Hg é absorvido pelo organismo dos seres vivos e convertido em metilmercúrio, sua forma mais tóxica (MEDEIROS *et al*., 2006; SILVA *et al*., 1996; TRINDADE; BARBOSA FILHO, 2002).

Figura 2 - Balanço de massa e perdas de mercúrio na extração de ouro.



Fonte: Lima (1993).

Ao cair no sistema aquático, o mercúrio liberado pelo beneficiamento do ouro ou pela chuva, passa pela mesma transformação (Hg^0 ➔ CH^3Hg^+). O transporte do mercúrio na sua forma metálica no sistema fluvial depende das características hidrográficas do rio, como correnteza, relevo, mudanças no nível de água e outros (MATHIS *et al*., 1997; ROTHENBERG *et al*., 2008). Estudos mostraram que parte do mercúrio é transportada por pequenas partículas de sedimentos e depositada em lugares com correnteza fraca (CARLING *et al*., 2013; RODRIGUES; FORMOSO, 2006; ROULET *et al*., 1998a, 2000), em áreas de várzea (FERNADES *et al*., 1994; GONÇALVES *et al*., 2000) ou em lagos formados durante a época menos chuvosa (TKATCHEVA *et al*., 2004). Além disso, um percentual elevado de partículas suspensas de natureza orgânica (VIERS *et al*., 2005), um pH baixo (ROULET *et al*., 1998b) e salinidade baixa (FERRAZ *et al*., 2006; ROCHA *et al*., 1985), são fatores que favorecem a transformação de mercúrio metálico em mercúrio orgânico.

Fatores como o pH, temperatura e oxigênio dissolvido (O.D.) também influenciam a mobilidade e consequentemente a potencialidade tóxica do cádmio, cromo, cobre, chumbo, zinco e mercúrio no meio aquático (CAJUSTE *et al*., 1991; CARVALHO *et al*., 1991, 2000; VAN DER PUTTE *et al*., 1981a,b). Outros aspectos como a precipitação, troca catiônica e complexação com moléculas orgânicas, são importantes mecanismos que regulam a disponibilidade destes elementos metálicos em ambientes aquáticos (COSTA, 2007; SEAKER, 1991; VAN DER PUTTE *et al*., 1982).

Os metais possuem ainda características atômicas peculiares, dando-lhes elevada resistência à degradação química, física e biológica no sistema aquático. Isto os leva a persistirem no ambiente aquático por vários anos, mesmo depois da proibição de sua utilização ou despejo nos cursos d'água (IKEM *et al*., 2003; MORAES; JORDÃO, 2002). Ao persistir no sistema aquático, o metal tem sua concentração gradualmente aumentada, o que facilita sua maior concentração na água e absorção pelos organismos (ARAI *et al*., 2007; RODRIGUES, 2006, 2007; RODRIGUES *et al*., 2005).

1.4 RELAÇÃO DOS METAIS PESADOS COM ORGANISMOS AQUÁTICOS E SUA TOXICIDADE

Os metais em relação a sua essencialidade para os organismos aquáticos podem ser classificados em essenciais e não essenciais. Os essenciais como Cu, Fe e Zn são aqueles que possuem função biológica conhecida e são constituintes obrigatórios do metabolismo dos indivíduos, participando de processos envolvendo compostos enzimáticos (CORRÊA, 2006), mas dependendo da quantidade assimilada podem se tornar tóxicos (KALAY; CANLI, 2000). Por outro lado, os elementos não essenciais, como As, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni e Pb, geralmente não possuem uma função biológica conhecida para o metabolismo (CASTRO, 2002; LALL, 2002). Tanto os metais essenciais quanto os não essenciais são extremamente tóxicos para os organismos aquáticos quando ingeridos em altas concentrações (MANGAL, 2001; MIRANDA-FILHO *et al*., 2011; MOREIRA *et al*., 1996). No caso dos peixes, a intoxicação por estes elementos provoca uma série de distúrbios, tais como: baixa fertilidade, diminuição das defesas imunológicas, redução da taxa de crescimento e patologias que podem levar à morte do indivíduo (MENESES, 2008; QUEIROZ, 2009).

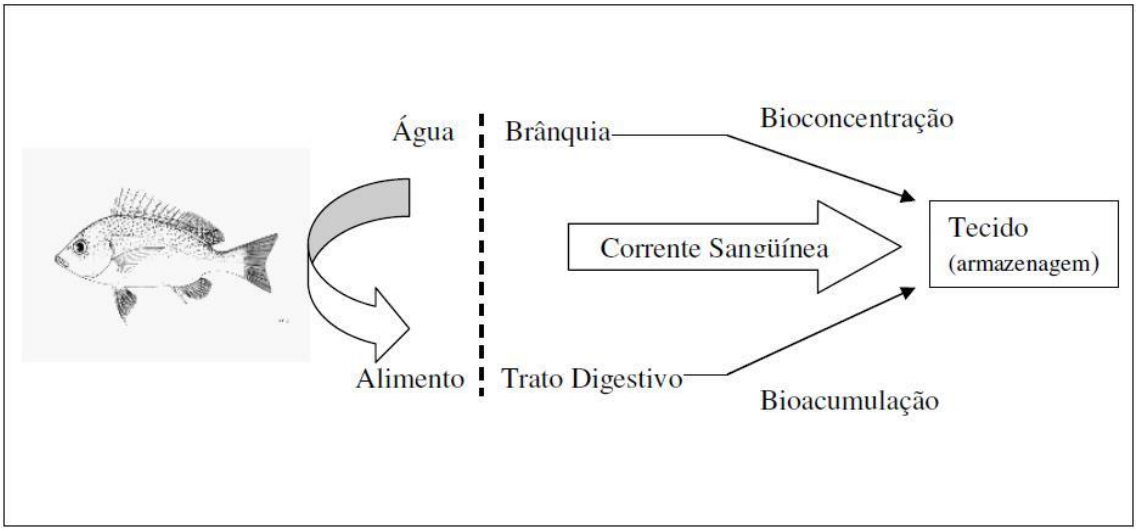
Por outro lado, processos biológicos como bioacumulação e da biomagnificação ocorrem no ambiente aquático e estão relacionados à absorção dos metais pesados pelos peixes. No primeiro caso, os metais em suspensão e dissolvidos na água são absorvidos pelos peixes por procedimentos de difusão ou ingestão (MONTEIRO *et al*., 1996; MUTO *et al*., 2011), os quais acontecem, respectivamente, nas brânquias e no trato digestivo, que são potenciais locais de absorção dos elementos metálicos (KEHRIG *et al*., 2011; MIRANDA, 2006).

Na difusão ocorre a absorção dos metais dissolvidos adquiridos seletivamente de solução aquosa (água contaminada) e concentrados nos tecidos. Por isso, é considerado como um processo especial de bioacumulação, no caso bioconcentração (OOST *et al*., 2003). A bioconcentração aplica-se principalmente a absorção direta de substâncias dissolvidas para o peixe, em que o contaminante (metal) presente na água atravessa suas brânquias, sendo transportado pelo sangue e concentrado nos seus diferentes tecidos (KEHRIG *et al*., 2011; MANAHAN, 1991), conforme ilustrado na Figura 3.

Quando os peixes realizam a ingestão de alimento contaminado passam pelo processo de bioacumulação propriamente dito (READ, 2008). Neste processo, os peixes absorvem e retêm substâncias químicas (no caso o metal) em seu corpo pelo trato digestivo a partir da

alimentação (Figura 3). Isto terá implicações nas várias etapas da cadeia alimentar e dos diferentes tipos de alimento consumido, como plânctons, crustáceos e peixes de pequeno porte. Logo, à medida que aumenta o nível trófico na cadeia alimentar maior será a quantidade de metais acumulados no peixe, uma vez que, além dos compostos que seu organismo já absorveu, vai ainda concentrar os que provêm das futuras alimentações (BUENO *et al*., 2008; MONTEIRO *et al*., 1996; MURUGAN *et al*., 2008). No fim, os peixes predadores acumulam valores de concentrações mais elevados que os encontrados nos indivíduos que estes se alimentam (FERNANDES *et al*., 2008; MIRANDA, 2006).

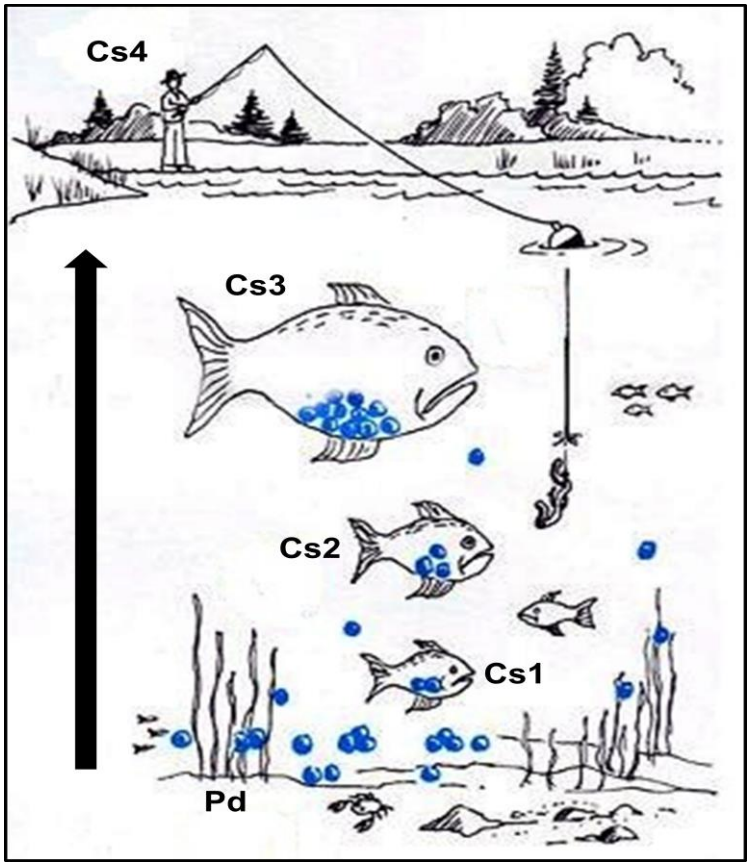
Figura 3 - Modelo de Bioacumulação e Bioconcentração em Peixes.



Fonte: Baseado em Manahan (1991).

No segundo caso, os peixes concentram metais em seu corpo de forma gradual através dos níveis tróficos, processo este denominado biomagnificação ou em alguns casos magnificação trófica (KERHIG *et al*., 2011; OOST *et al*., 2003). Tal processo é um fenômeno caracterizado pela transferência dos contaminantes por meio da cadeia trófica. Ou seja, a transferência ocorre eficientemente dos metais acumulados no primeiro nível trófico (os produtores) para o nível trófico superior imediato (os consumidores), sendo que quanto mais longa for à cadeia, maior será a quantidade concentrada pelo consumidor final (Figura 4).

Figura 4 - Processo de biomagnificação no sistema aquático. Produtores (Pd), Primeiro consumidor (Cs1), Segundo consumidor (Cs2), Terceiro consumidor (Cs3), Quarto consumidor (Cs4).



Fonte: www.naturalhealthcalifornia.com/Mercury.htm (adaptado).

De forma geral, os maiores teores de metais são encontrados em peixes que estão no topo da cadeia trófica, como os peixes carnívoros (CUI *et al*., 2011; KEHRIG *et al*., 2009; PHILLIPS *et al*., 1980). Assim, por estar no ápice da cadeia trófica, a mais importante via de exposição dos seres humanos aos metais pesados é a ingestão de peixes contaminados, visto que, reterá todo o percentual de contaminantes acumulados ao longo da cadeia pelos peixes (CARRERA *et al*. 2009; LEBEL *et al*., 1997; TAO *et al*., 2012.; TAVARES; CARVALHO, 1992).

Neste contexto, o peixe pode ser utilizado como um organismo indicador da qualidade ambiental quanto a metais pesados, e na avaliação de seu potencial como eventual via de acesso destes metais para o homem (ABDEL-BAKI *et al*., 2011). Sobretudo, estes organismos participam ativamente na ciclagem de metais retidos nos compartimentos abióticos de sistemas aquáticos, remobilizando e exportando destes sistemas para o meio

terrestre via cadeia alimentar (CANLI; ATLI, 2003; YI *et al*., 2011). Principalmente porque no ambiente aquático, os peixes mais velhos são normalmente maiores, e, por conseguinte, a sua dieta alimentar é baseada em presas de maiores dimensões. Deste modo, tais peixes acabam por acumularem maiores teores de contaminantes, durante um período de tempo superior que os peixes menores dentro de uma mesma população (DALLINGER *et al*., 1987; KASPER *et al*., 2007, 2009).

Por outro lado, as diversas espécies de peixes incorporam os diferentes tipos de metais em concentrações diferentes dependendo de vários fatores tais como seu metabolismo, habitat (pelágicos, bentônico) e dos parâmetros ambientais (salinidade, material em suspensão) que podem afetar tanto a disponibilidade do metal quanto o próprio metabolismo dos organismos em questão (GUIMARÃES *et al*., 1999; BURGER *et al*., 2002; VAN DE PUTTE *et al*., 1981a; YI; ZANG, 2012).

Já outros detalhes como o hábito alimentar (carnívoro, onívoro, detritívoro, herbívoro, insetívoro), tamanho, peso, sexo e estádio reprodutivo são considerados parâmetros importantes para o entendimento dos níveis de metais nos peixes. Também parâmetros como o pH, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido podem influenciar a biodisponibilidade dos metais, alterando sua absorção pela via ingestão alimentar (ABDEL-BAKI *et al*., 2011; FERNANDES *et al*., 2008; KEHRING *et al*., 2009). Deste modo, os estudos de contaminação por metais pesados em peixes revestem-se de grande complexidade e são importantes para a biota aquática (MASON *et al*., 2000; MURUGAN *et al*., 2008; YI *et al*. 2008, 2011; YI; ZANG, 2012).

1.5 METAIS PESADOS E SAÚDE HUMANA

Apesar de todas as vantagens associadas ao consumo de peixe, este mesmo consumo pode, igualmente, acarretar riscos para o ser humano enquanto consumidor, principalmente se o organismo estiver contaminado (MENESES, 2008). Como visto anteriormente, esses perigos estão ligados a metais pesados que se encontram presentes na água, oriundos principalmente de atividades antropogênicas, e que são acumulados nos peixes e transferidos ao seu consumidor, no caso o homem (BURGER *et al*., 2001; MUTO *et al*., 2011).

Os danos ocasionados pelos metais pesados à saúde humana são os mais diversos e variam conforme a taxa de ingestão, acumulação e concentração do metal no corpo. Caso a

concentração de metais pesados no corpo não seja controlada, intoxicações agudas ou crônicas são graves consequências. Por outro lado, estudos avaliativos do ambiente, podem relatar o estado de concentração de metais na biota aquática e na água, e o quanto pode ser transferido para população humana mediante o consumo de peixes ou ingestão de água do rio (LARSON; WEINCK, 1994).

O ser humano necessita somente de doses pequenas de alguns poucos metais, são os chamados de micronutrientes, como no caso do Cu, Fe, Mg e Zn (MORAES; JORDÃO, 2002). A ingestão direta de metais pesados dissolvidos na água ou indiretamente acumulados nos músculos de peixes, acima do limite, é uma das principais fontes danosas para o ser humano, e que provoca distúrbios no metabolismo (BIDONE *et al*. 1997a,b; MUDGAL *et al*. 2010; TAVARES; CARVALHO, 1992).

Diversos metais têm demonstrado possuir atividade carcinogênica mediante sua ingestão em quantidades excedentes ao permitido, neste caso o cromo, chumbo e mercúrio são os principais (CLARKSON, 1990, 1997; ROWAN *et al*., 1995).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (WHO, 1976) os valores normais aceitos para trabalhadores que tem contato direto com o mercúrio (garimpeiros) são de 5-10 $\mu g.L^{-1}$ para o sangue, de 4 $\mu g.L^{-1}$ na urina e de 1-2 $\mu g.g^{-1}$ no cabelo. Para pessoas fora desta atuação, estes valores caem para 0.5 $\mu g.L^{-1}$. Os teores de mercúrio nos seres humanos são medidos através de exames do cabelo (Hg orgânico) ou na urina (Hg metálico).

Pela garimpagem, existem duas formas de absorção do mercúrio pelo homem, sendo uma por meio da inalação do vapor durante o processo da queima a céu aberto sem proteção (AKAGI; NAGANUMA, 2000; PASSOS; MERGLER, 2008; VILAS-BÔAS, 1997), e a outra, pela ingestão de mercúrio na sua forma orgânica por meio da alimentação, principalmente por peixes (ASHE, 2012; BIDONE *et al*., 1997a,b; HACON, 1997a; MALM *et al*., 1997). Esta segunda forma de absorção não se restringe somente aos garimpos, mas também a toda população que vive em áreas aos arredores ou atingidas pela atividade devido a contaminação ambiental.

Além do aparecimento de câncer, a exposição humana a outros poluentes tem mostrado alguns efeitos toxicológicos que incluem, entre outros, imunotoxicidade, neurotoxicidade e efeitos teratogênicos (AKAGI *et al*., 1995; AZEVEDO *et al*., 2001: MOREIRA, 1996; NORDBERG, 1990).

Os outros efeitos adversos à saúde humana por metais pesados são variados e dependem do tipo de contaminante, da concentração, do tempo de exposição e da susceptibilidade do indivíduo (TAVARES; CARVALHO, 1992). De acordo com Larson e Weincek (1994) os efeitos mais comuns provocados à saúde humana por ingestão de metais pesados estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Principais efeitos ocasionados à saúde humana pela ingestão de metais pesados.

Metal Pesado	**Símbolo**	**Efeitos Nocivos**
Arsênio	As	Intoxicação crônica provocando feridas, câncer de pele, danos a órgãos vitais.
Cádmio	Cd	Disfunção renal, distúrbios imunológicos, enfisema pulmonar e osteoporose
Chumbo	Pb	Alterações neurológicas, distúrbios em enzimas, febre, náuseas
Cobre	Cu	Vômitos, hipotensão, icterícia, coma e morte
Cromo	Cr	Câncer, tumores hemorrágicos
Manganês	Mn	Lesões cerebrais, danos aos testículos e impotência
Mercúrio	Hg	Lesões no sistema neurológico, imunológico, deformações no corpo, má formação do feto
Zinco	Zn	Fisionomia empalidecida, diarréia, anemia

Fonte: Larson e Weinck (1994).

2 JUSTIFICATIVA

Estudos relacionados à toxicidade dos metais pesado focando a contaminação de peixes e da água em áreas de mineração e seu risco para a população humana, vêm sendo realizados tanto em escala mundial (AZCUE *et al*., 1995; CASTILHOS *et al*., 2006; MOISEENKO; KUDRYAVTSEVA, 2001; SCHMITT *et al*., 2007) quanto em escala nacional (MOREIRA, 1996; SALOMONS, 1995), mas ainda são incipientes. Na região amazônica brasileira, incluindo o Amapá, as pesquisas executadas sobre este assunto, são voltadas principalmente para a contaminação por mercúrio (BIDONE *et al*., 1997a,b; HACON, 1997a,b; GUIMARÃES *et al*., 1999; NEVADO *et al*., 2010; SOUZA *et al*., 2008), sendo raros trabalhos envolvendo outros metais (BARROS *et al*., 2011). Por isso, o presente estudo aborda não só a concentração do mercúrio, como também de outros metais pesados no músculo de peixes e na água da bacia do Rio Cassiporé, sendo de grande importância, por ser realizado em área que recebe influência dos rejeitos de atividade garimpeira; que causam danos ambientais aos sistemas terrestres e aquáticos e risco à saúde das comunidades ribeirinhas presentes na região, em virtude delas residirem às margens dos rios e terem o peixe como principal fonte de alimento.

Além disso, há poucos trabalhos que analisam uma série de metais em diversas espécies da ictiofauna. De modo geral, os autores avaliam vários metais em apenas uma ou duas espécies (ATLI; CANLI, 2010; KALAY; CANLI, 2000; LINS *et al*., 2008), um metal em diversas espécies, geralmente o Hg (BASTOS *et al*., 2006, 2007, 2008; KASPER *et al*., 2009, 2012) ou um metal em uma espécie (MONTEIRO-NETO *et al*., 2003; VINODHINI; NARAYANAN, 2008). Contudo, para entender o potencial risco para a ictiofauna em diversos sistemas aquáticos e nos seus consumidores, é imprescindível examinar vários metais em uma faixa de organismos de diferentes níveis tróficos (PAULA, 2006; REPULA *et al*., 2012). Logo, o presente trabalhado é de grande relevância; visto que, diferentes metais são analisados em uma variedade de espécies pertencentes a diversos níveis tróficos em área impactada pela mineração de ouro.

Por outro lado, o conhecimento de quais metais persiste na comunidade de peixes e na água de uma região é de fundamental importância para identificação dos riscos tóxicos que a população local esta sujeita (LEE *et al*., 1985). Junto a isso, pode-se verificar quais espécies

de peixes estão aptas para o consumo sem acarretarem prejuízos à saúde humana, assim como a água.

É importante salientar que, para o entendimento dos resultados encontrados faz-se necessário conhecer o histórico da área. As ações antrópicas na bacia do Rio Cassiporé ocorrem desde o século XVIII, intensificando-se com a descoberta de ouro na região de Lourenço a partir de 1893 (LESTRA; NARDI, 1982; DNPM, 1981). Desde então, a região passou por processos de degradação ambiental, destacando-se a destruição das margens, assoreamento dos rios, mudanças nos aspectos físicos e químicos da água pelos rejeitos dos garimpos e contaminação por substâncias químicas, como mercúrio e cianeto, usados no beneficiamento do ouro (DA SILVA, 2005; MATHIS; SILVA, 2003, PINTO *et al*., 1999).

Apesar disso, nenhum estudo sobre contaminação de metais pesados relacionados a biota aquática e da água foi desenvolvido na região da bacia do Rio Cassiporé, sendo este o primeiro, indicando a importância deste trabalho, pois proporcionara informações a respeito dos impactos nos corpos hídricos da área servindo como base para órgãos federais, estaduais e municipais na elaboração de leis e para detectar os riscos de exposição dos peixes e das comunidades ribeirinhas aos metais avaliados.

3 HIPÓTESES

- Durante o período de menor pluviosidade (período seco) há uma maior concentração de metais pesados nos peixes e na água.
- Os peixes presentes nos locais próximos de área de garimpo e a água dos locais de amostragem detêm maiores níveis de metais pesados em relação aos locais mais distantes.
- Os peixes de hábito alimentar carnívoro possuem maiores concentrações de metais pesados.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

Verificar o nível de contaminação por metais pesados na água e nos peixes da bacia do Rio Cassiporé, que recebe influência da atividade garimpeira da região do Lourenço.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar os níveis de concentração de metais pesados no tecido muscular dos peixes.
- Averiguar e comparar as concentrações de metais pesados nos peixes entre os períodos sazonais.
- Verificar e comparar as concentrações de metais pesados nos peixes entre os pontos de amostragem.
- Determinar se existe diferença entre as concentrações de metais pesados em peixes de distintos hábitos alimentares.
- Averiguar e comparar as concentrações de metais pesados na água entre os períodos sazonais.
- Averiguar e comparar as concentrações de metais pesados na água entre os pontos de amostragem.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 BACIA DO RIO CASSIPORÉ

5.1.1 Área e Limites

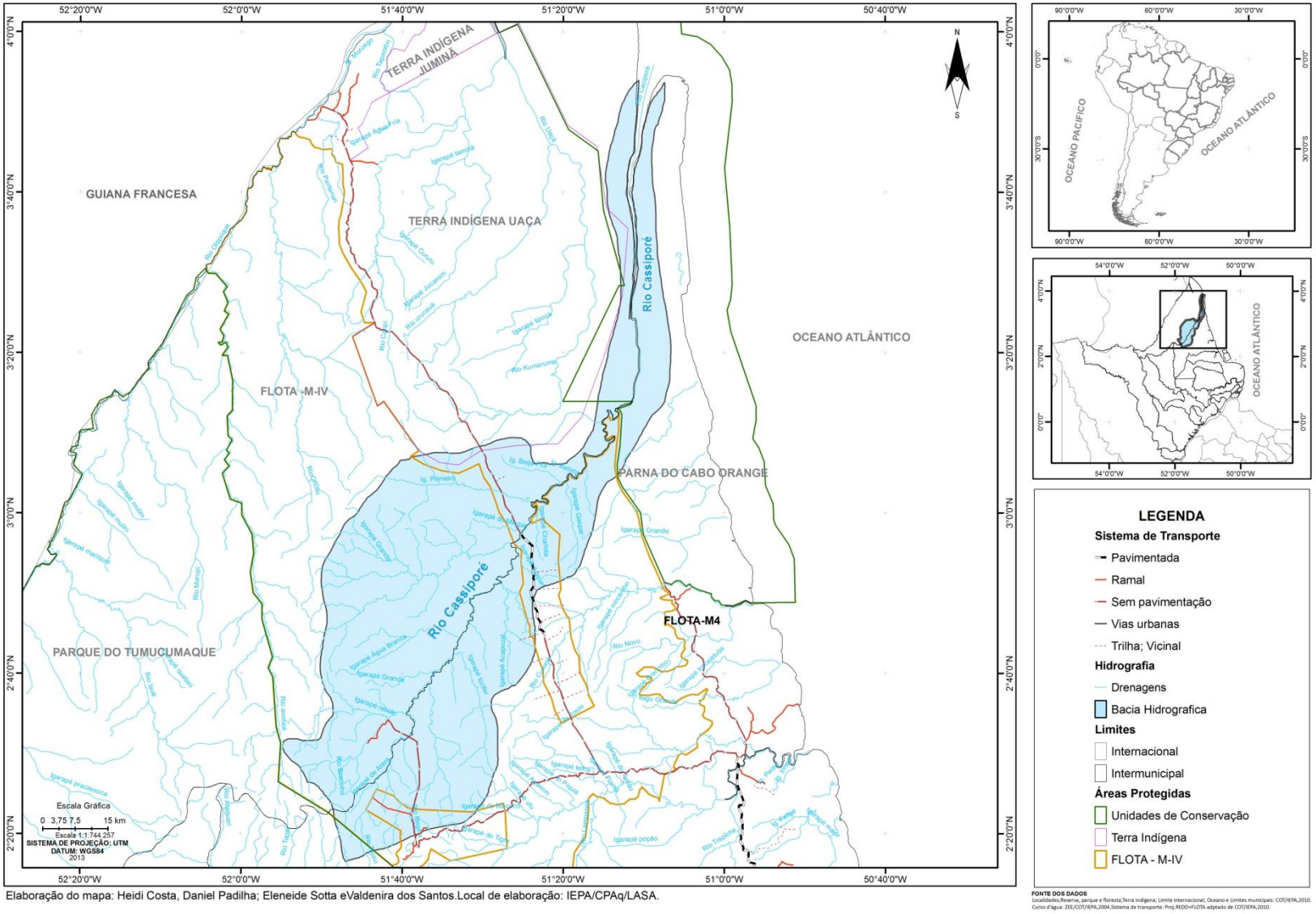
A bacia do Rio Cassiporé está localizada na região Norte do Estado do Amapá entre a fronteira dos municípios de Oiapoque e Calçoene. Apresenta sentido centro/norte com foz para o Oceano Atlântico na altura do Cabo Cassiporé. (RABELO, 1998). A porção centro-sul da Bacia situa-se no Módulo IV da Floresta Estadual do Amapá (FLOTA) e a norte na Terra Indígena do Uaçá (TIU) e no Parque Nacional do Cabo Orange (PNCO), como ilustrado na Figura 5.

A bacia possui uma área de 5.796,00 km² equivalente a 579.600 ha (ICMBIO, 2010). Deste total, 4.057,20 km² (70%) estão inseridos no Módulo IV da FLOTA (incluindo os assentamentos do Carnot e do Cassiporé e Distrito do Lourenço), outros 1.564,92 km² (27%) dentro dos limites do PNCO e apenas 173,88 km² (3%) no interior da TIU. De uma extremidade a outra a bacia é cortada pelo Rio Cassiporé, no qual é o divisor natural dos municípios de Calçoene e Oiapoque. O rio divide a bacia quase que simetricamente em duas partes, ficando 48 % de sua área em Calçoene e 52 % em Oiapoque.

5.1.2 Unidades Morfológicas

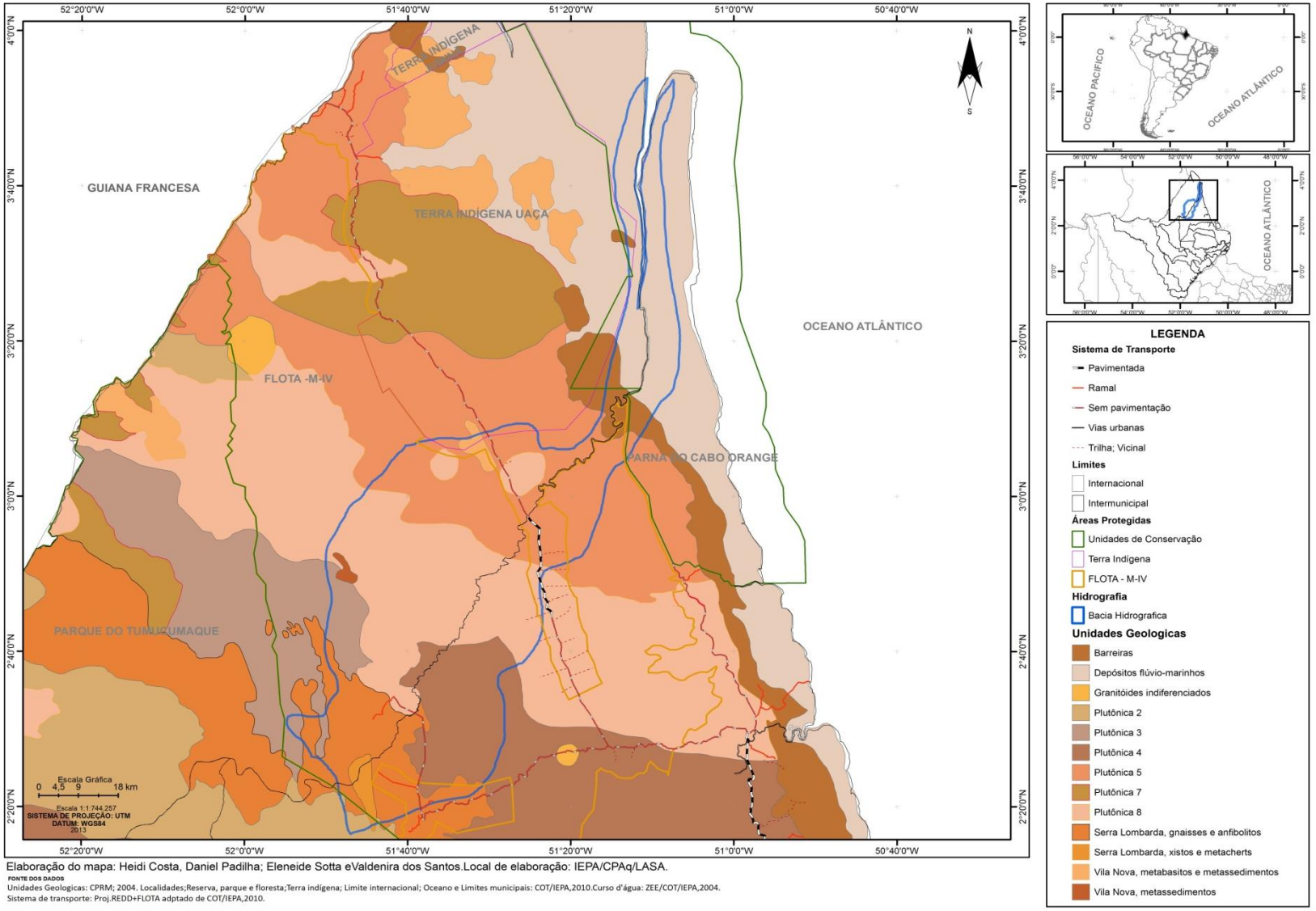
O relevo regional é contistuído pelas regiões de planalto e de planície costeira. O planalto costeiro está esculpido nas litologias do Núcleo Arqueano Oiapoque (MCREATH; FARACO, 2006), o qual é representado por granodioritos, trondojemitos, tonalitos, xistos e tipos gnaissificados de idêntica composição (COSTA; COSTA, 1991). As cotas altimétricas atingem até 350 m na região de Lourenço componente de Serra Lombarda, sendo produto do Escudo Pré-Cambriano das Guianas (CONCEIÇÃO *et al*., 1988). O período geológico Neógeno é representado pela formação do grupo Barreiras, no qual se constitui por sedimento arenoso, areno-argiloso, argilo-siltoso e conglomeráticos, em sistemas de leques aluviais e lacustres (LIMA *et al*., 1991) por uma extensa superfície plana e suavemente inclinada e dissecada, truncando o substrato rochoso (VEIGA *et al*., 1985) (Figura 6).

Figura 5 - Ilustração da bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil.



Elaboração do mapa: Heidi Costa, Daniel Padilha; Eleneide Sotta eValdenira dos Santos.Local de elaboração: IEPA/CPAq/LASA.

Figura 6 - Ilustração da geologia da bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil.



Elaboração do mapa: Heidi Costa, Daniel Padilha; Eleneide Sotta eValdenira dos Santos.Local de elaboração: IEPA/CPAq/LASA.

FONTE DOS DADOS

Unidades Geologicas: CPRM; 2004. Localidades;Reserva, parque e floresta;Terra indígena; Limite internacional; Oceano e Limites municipais: COT/IEPA,2010.Curso d'água: ZEE/COT/IEPA,2004.

Sistema de transporte: Proj.REDD+FLOTA adptado de COT/IEPA,2010.

A planície costeira é constituída por depósitos de sedimentos holocênicos flúvio-marinho (ALLISON *et al*., 1996; BATISTA *et al*., 2005). O relevo é plano, pouco acidentado e baixo (< 5 m), com largura variável de 15 a 100 km (ALLISON *et al*., 1995b; MENDES, 1994), sendo influenciado por condições de marés e ondas (KINEKE; STERNBERG, 1995; MILANI; THOMAZ FILHO, 2000) (Figura 6). Os depósitos sedimentares da planície costeira são predominantemente finos (areia, site e argila) trazidos pela descarga do Rio Amazonas (BATISTA, 2006; NITTROUER *et al*., 1995, 1996) e pela erosão das margens do Rio Cassiporé, pelo qual é um dos principais fatores de formação do Cabo Cassiporé (SILVEIRA, 1998).

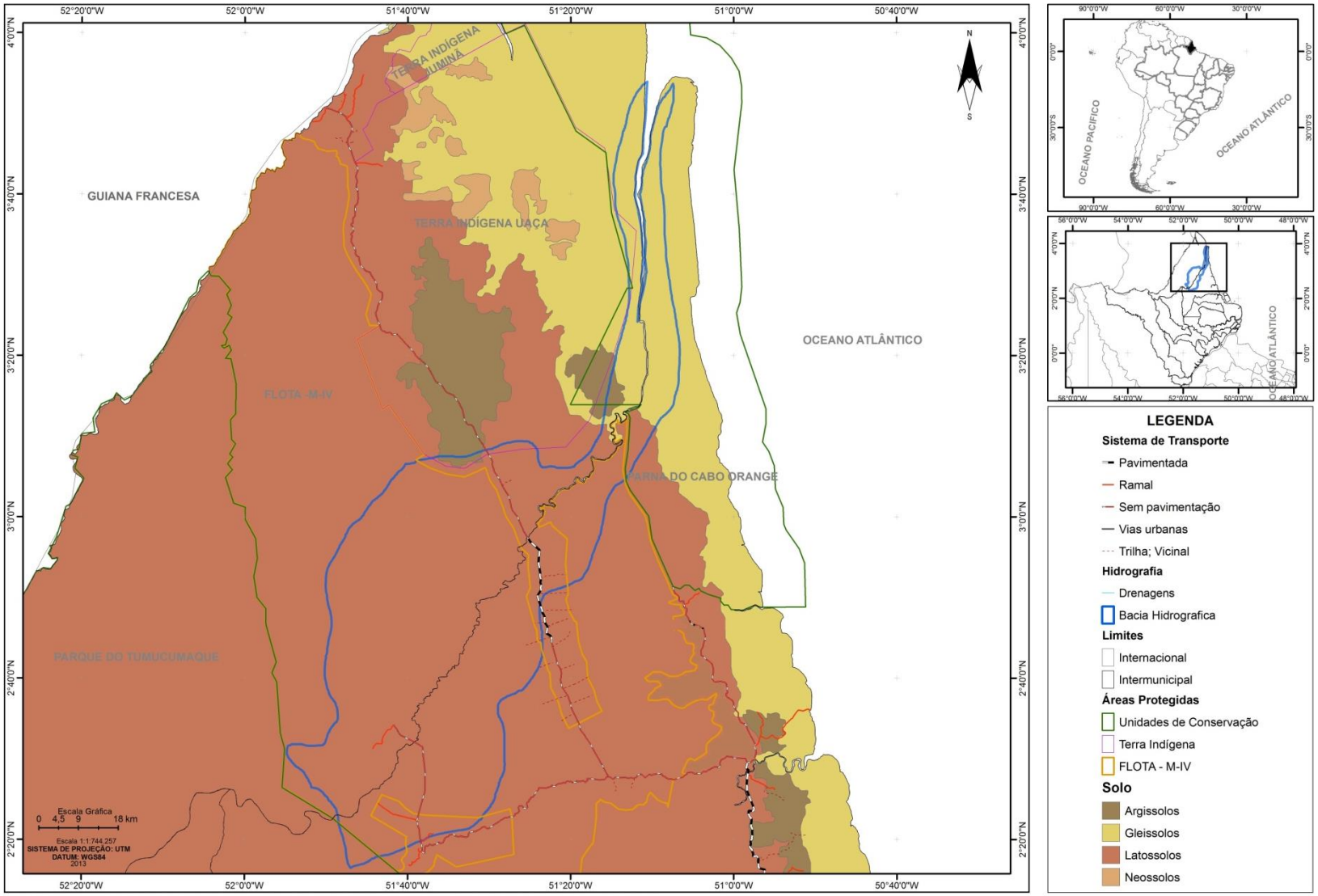
O Cabo Cassiporé marca o inicio da zona de passagem de bancos lamosos no contexto do sistema de dispersão de lamas amazônicas, que compreende o trecho da foz do rio Amazonas até o rio Orenoco na Venezuela com cerca de 1.600 km (ALLISON; LEE, 2004). As feições físiográficas são dominadas pela presença de planícies de maré com bancos lamosos holocênicos que migram em direção a Noroeste (ALLISON *et al*., 1995a).

Pelo Cabo situar-se no estuário amazônico, ele foi formado principalmente por estratos lamosos oriundos do rio Amazonas, depositados em taxa de acumulação, quase sempre superiores a 2 cm/ano (BALTIZER *et al*., 2004). Estas feições são, geralmente, colonizadas em sua borda por manguezais, estando sujeitas a movimentos acrecionários ou erosivos, devido à movimentação de bancos de lamosos e inframaré e ação dos grandes agentes heterodinâmicos das marés, ondas e correntes (ALLISON *et al*., 2000; BATISTA, 2006). Os manguezais fornecem um mecanismo adicional de retenção e fixação de sedimentos, atuando como “armadilhas” para os sedimentos e também servindo como proteção a remoção pelo ataque das ondas (BRANDÃO; FEIJÓ, 1994; SOMMERFIELD *et al*., 1995).

5.1.3 Solo

A região alta da bacia faz parte da depressão marginal Norte-Amazônica, pelo qual apresenta solo do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo (COSTA; COSTA, 1991; RABELO, 2008). Ao contrário, a região de planície apresenta solos peculiares, sendo o de maior representatividade os Gleissolos Sálicos Sódicos, mais com presença de Argissolos próximo de Vila Taperebá, na área de transição entre os tipos Latossolo e Gleissolo (Figura 7).

Figura 7 - Ilustração dos solos na bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil.



Elaboração do mapa: Heidi Costa, Daniel Padilha; Eleneide Sotta eValdenira dos Santos.Local de elaboração: IEPA/CPAq/LASA.

5.1.4 Vegetação

A região alta da bacia, com presença de montanhas e morros, é recoberta por Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana e Floresta Ombrófila Densa de Baixos Platôs, ambas com árvores de grande porte, tipicamente encontrada em toda região amazônica (IEPA/IBAMA, 2003).

A parte média da bacia, aos arredores da BR-156, a cobertura vegetal é formada pela Floresta de transição (Ombrófila Aberta) e pelo Cerrado (RABELO, 2008). Na região de planície, onde o ciclo de enchente e vazante da maré atua, ocorre o desenvolvimento da Floresta de várzea ao longo das margens do Rio Cassiporé e afluentes (BATISTA, 2006). Por trás desta vegetação têm-se a presença de Campos Herbáceos Periodicamente Inundáveis. E na foz do Rio Cassiporé e linha de costa da bacia, a vegetação é constituída por Manguezais (ICMBIO, 2010).

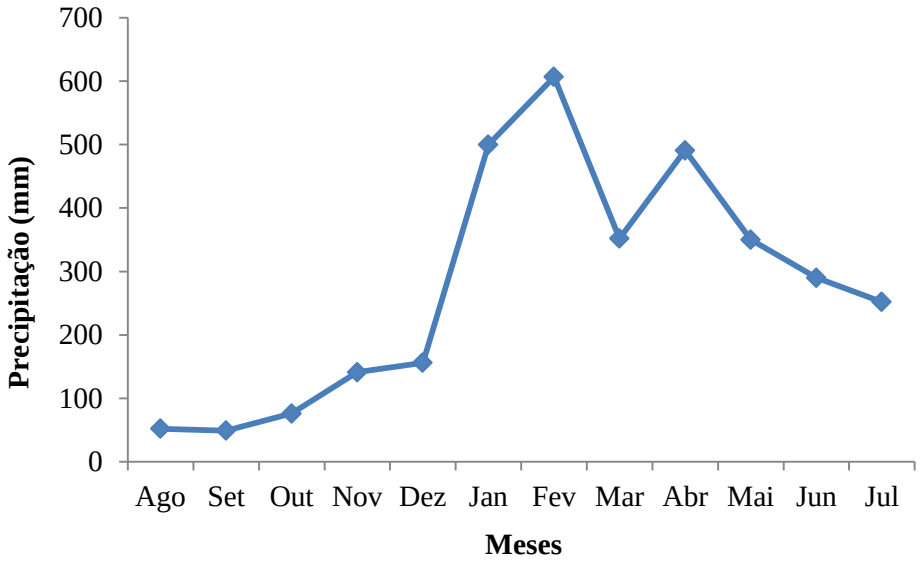
5.1.5 Parâmetros Meteorológicos e Hidrodinâmicos

5.1.5.1 Clima

A área de estudo apresenta clima tropical (0º - 4º N) do tipo úmido e superúmido conforme classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 29ºC, com máxima de 34ºC e mínima de 21ºC (NEVES, 2007). A umidade relativa do ar gira em torno de 80% (FERNANDES *et al*., 2006).

A região é marcada por dois períodos sazonais distintos. O primeiro, denominado de Período Chuvoso, vai de janeiro a julho e tem como característica a grande incidência de fortes chuvas constantemente. Neste período a média pluviométrica é alta, em torno de 3.000 mm, mas podem atingir valores acima de 3.500 mm em épocas do fenômeno La-Niña (OLIVEIRA *et al*., 2007). Nos meses de janeiro, fevereiro e abril os valores pluviométricos são superiores aos demais meses (Figura 8), o que ocasiona a cheia dos rios, igarapés e córregos, ficando seus cursos com elevado nível de água.

Figura 8 - Precipitação pluviométrica na bacia do Rio Cassiporé no período de agosto/2011 a julho/2012.



Fonte: NHMET/IEPA (2013) – Estação Meteorológica Retiro Santa Izabel, Rio Cassiporé.

O segundo período, chamado de Período Seco, vigora entre os meses de agosto a dezembro. É uma época subseca e de chuvas espaçadas em que a pluviosidade apresenta taxas de cerca de 190 mm, chovendo muito pouco e o déficit hídrico fica em torno de 35 e 30 mm em agosto e setembro, respectivamente (Figura 8). Com isso, ao contrário do outro período, os cursos d'água sofrem uma drástica redução do nível de água, permanecendo com regime hídrico bem baixo até o inicio da época chuvosa.

5.1.5.2 Ventos

Os ventos também são importantes agentes modeladores das planícies costeiras, pois atuam diretamente na propagação das ondas que atingem a linha de costa, provocando intensa movimentação das águas, assim como no transporte de sedimentos da plataforma interna em direção à costa para as planícies (NITTROUER *et al*., 1996)

A bacia do Rio Cassiporé está inserida em uma região de baixa latitude em que predominam os ventos alíseos que sopram de Nordeste (NE) para Sudoeste (SW), atingindo velocidade média de 5 a 10 m/s, com picos máximos no período de dezembro a março (BATISTA, 2006).

Os ventos alíseos caracterizam-se pela variação sazonal associada à migração da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) da atmosfera. Por isso, na bacia, que faz parte da costa Nordeste do Amapá, nos meses de janeiro a junho (período chuvoso e de cheia dos rios) predominam as calmarias seguidas de ventos de NE com rajadas violentas, que costumam rondar para SW passando pelo Norte (N), provocando fortes chuvaradas. De julho a dezembro, período seco, predominam os ventos de Lés-Nordeste (ENE) e Lés-Sudeste (ESE), conhecidos como *ventos gerais*. Em julho e agosto estes ventos são moderados; nos meses restantes são muito frescos, com rajadas violentas, no qual são chamados de *Marajós* (DHN, 2013).

5.1.5.3 Maré e ondas

Pela bacia apresentar uma variação do relevo, as incidências de marés e ondas ficam restritas apenas a região de planície, que fica na linha de costa. A atuação destes dois fenômenos é principalmente no curso do Rio Cassiporé e alguns de seus afluentes na faixa costeira.

As marés na região são semidiurnas, apresentando regime Mesomareal (ou Mesotidal) com amplitudes variando de 2 a 3 m, especifica em ambientes intermédios, como é o caso da costa nordeste do Amapá (RIBEIRO, 2001).

A corrente da maré de enchente ao longo do Rio Cassiporé dentro da bacia tem a direção SW e a de vazante NE, apresentando valores apreciáveis (DHN, 2013).

Durante o período chuvoso, em que o nível de água do Rio Cassiporé está elevado, a maré pode ser visualizada até 96 km rio adentro. Por outro lado, no período seco quando o nível de água encontra-se reduzido, a maré é sentida até a primeira cachoeira (sentido foz-nascente), que dista da foz 113 km.

Por estar na linha de costa e receber a influência da maré a região fica sujeita ao fenômeno da Pororoca. De acordo com a Diretoria de Hidrografia e Navegação – DHN (2013) esse fenômeno resulta do retardamento do fluxo da maré de enchente, cujas águas vão ficando represadas pelas águas do rio correndo em sentido contrário, no caso o Rio Cassiporé. Isso forma um desnível crescente que em determinado instante rompe o equilíbrio surgindo uma grande e rápida onda que avança rio acima.

No Rio Cassiporé a pororoca é visualizada em um trecho de 52 km que fica entre a Vila Taperebá e Vila Velha, onde na baixa mar a coluna de água é pouco profunda e o rio se torna mais estreito. Ao passar por Vila Velha a pororoca sofre um amortecimento passando a uma onda suave sem maiores ricos.

Em relação às ondas (ou maresias) que atingem a costa da bacia, apresentam período dominante de 6-7s e altura média de 1,5 m (MENDES, 1994). As maiores ocorrem durante os meses de agosto a dezembro, quando os ventos alíseos estão fortes (BATISTA, 2006). As mesmas se propagam do sentido Este (E) tomando direcionamento para Oeste (W) em direção a costa (ALLISON *et al*., 2000).

5.1.6 Rede Hidrográfica

A bacia é composta por diversos córregos, igarapés e rios com longos espaçados entre um e outro, que formam uma rede de drenagem de média intensidade. Esses cursos d'água são de caráter permanente e os rios são de porte médio, excetuando o Rio Cassiporé, que é de grande porte. Dentre esses cursos d'água, podemos destacar os igarapés Elique, Limão, Português, Água Branca e Primeiro, e os rios Arari, Cassiporé, Reginá e Varador. Eles apresentam seus cursos meandrantes a retilíneos e com água o ano todo.

O Rio Cassiporé juntamente com todos os seus afluentes, fazem com que a bacia tenha uma descarga d'água de cerca de 10^9 m³/ano e uma descarga de sedimentos em torno de 10^5 ton/ano lançados no Oceano Atlântico (ALLISON *et al.*, 1995a). Esse sedimento despejado atua fortemente na formação e transformação do Cabo Cassiporé e dos bancos de lama na foz do Rio Cassiporé (ALLISON *et al.*, 1995b).

Os igarapés Elique, Limão e Português juntamente com os rios Reginá e Cassiporé (mas especificamente a montante do rio, próximo da nascente) e outros cursos aos arredores, sofrem com o processo de degradação e assoreamento de seus leitos e devido a forte atividade garimpeira na região (Figura 9). A coloração da água destes locais varia, com aspecto de amarelo ferroso (Figura 9a), cinza lamoso (Figura 9b) ou vermelho intenso (Figura 9c) pela grande quantidade de rejeitos (lama) liberados pelos garimpos mediante o desmonte do solo.

Figura 9 - Ilustração de cursos d’água degradados e assoreados pelos rejeitos da garimpagem na área de Lourenço. A) Igarapé Português, B) Igarapé Elique e C) Igarapé Limão.

Fotos: próprio autor (2012).

Todos os rejeitos de lama dos garimpos vão se depositando no fundo e nas margens destes cursos d’água, tornando-os mais rasos. Seus leitos chegam a ter no máximo 1,5 m de profundidade no período das chuvas, podendo ser utilizada embarcações de pequeno porte. Já no período de seca a profundidade é de 0,5 m ou menos, não sendo possível a navegação, mas sim caminhar pelo leito.

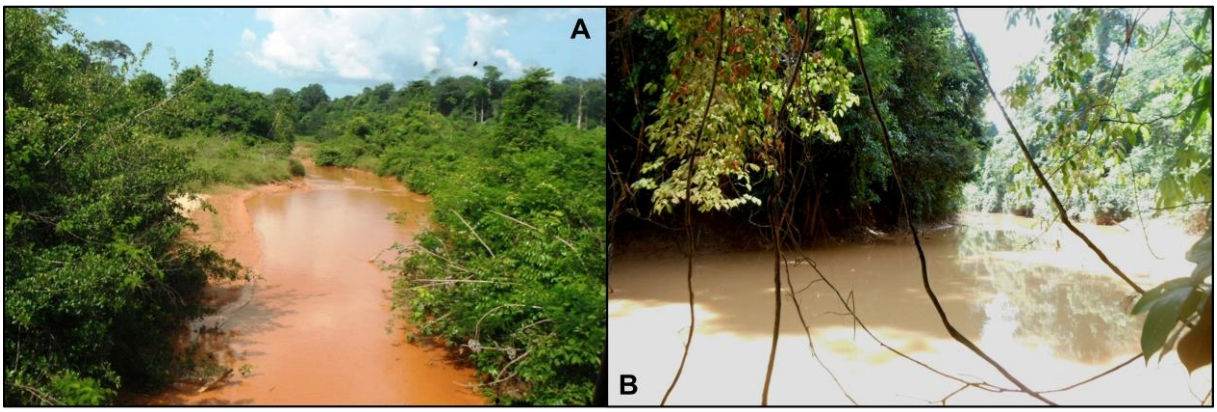
As margens e áreas ao redor encontram-se bastante degradadas, visto a presença de grande quantidade de areia, pedras e lama, devido à exploração mineral do ouro que permitiu que todo o solo dessas áreas fossem trabalhados pelos garimpos.

Como a execução do presente estudo se deu principalmente nos rios, Reginá e Cassiporé, adiante apresentamos as características de ambos, assim como as ações antrópicas que atuam sobre os mesmos.

5.1.6.1 Rio Reginá

O Rio Reginá possui um comprimento de 18 km, nascendo nas montanhas da Serra Lombarda, componente do Escudo das Guianas. Corre em meio aos baixões existentes entre as montanhas e termina desaguando no rio Cassiporé. A profundidade varia de 0,50 m (próximo à ponte que o cruza o ramal cerca boca, Figura 10a) até 2 m (próximo da foz, Figura 10b).

Figura 10 - Ilustração do Rio Reginá próximo ao garimpo de Lourenço (A) e de sua foz (B).



Fotos: próprio autor (2012).

O mesmo apresenta rochas e uma grande quantidade de troncos ao longo de seu leito, o que torna a navegação restrita a pequenas embarcações durante o período chuvoso, quando a profundidade aumenta (Figura 11a). Já no período seco, seu nível de água é baixíssimo, impedindo a navegação, sendo possível o deslocamento a pé pelo seu leito (Figura 11b).

Os parâmetros físico-químicos da água no Rio Reginá, de acordo com o relatado por Takiyama (2012) são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores dos parâmetros físico-químicos da água do Rio Reginá.

Variáveis	pH	Turbidez (NTU)	OD ($mg.L^{-1}$)	TPT(ºC)	TPR (cm)	Cloreto ($mg.L^{-1}$)	Nitrato (mg/L^{-1})
Valores	5,52	>1000	5,3	29,3	5,0	0,17	4,9

Nota: OD = oxigênio dissolvido; TPT = temperatura; TPR = transparência.

Figura 11 - Ilustração do deslocamento e das diferenças do nível de água no Rio Reginá no período chuvoso (A) e período seco (B).

Foto: próprio autor (2012).

A atuação da garimpagem na área de Lourenço é muito intensa e o Rio Reginá sofre os reflexos desta atividade, que já se prolonga por mais de um século (DA SILVA, 2005). As margens e as redondezas do rio estão deterioradas e lidam diariamente com os garimpos irregulares que provocam o desmatamento e remoção do solo (Figura 12). Toda a terra removida em forma de lama é liberada para o rio, provocando seu assoreamento e estreitamento pela deposição (Figura 11b). Isso faz com que a área marginal do rio seja formada em grande parte por areia, pedras e lama, além da água ficar sempre com coloração vermelho intenso e com aspecto lamoso.

Trabalhos de recuperação da área, do recurso hídrico e de descontaminação do rio foram planejados, mas nunca chegaram a acontecer. Além disso, a quantidade de mercúrio despejado pelos garimpos no rio durante os anos de atividade fica na casa de centenas ou milhares de quilos (DA SILVA, 2005).

Figura 12 - Ilustração da cava de um garimpo recentemente desativado às margens do Rio Reginá, com degradação da cobertura vegetal e do solo.

Foto: próprio autor (2012).

5.1.6.2 Rio Cassiporé

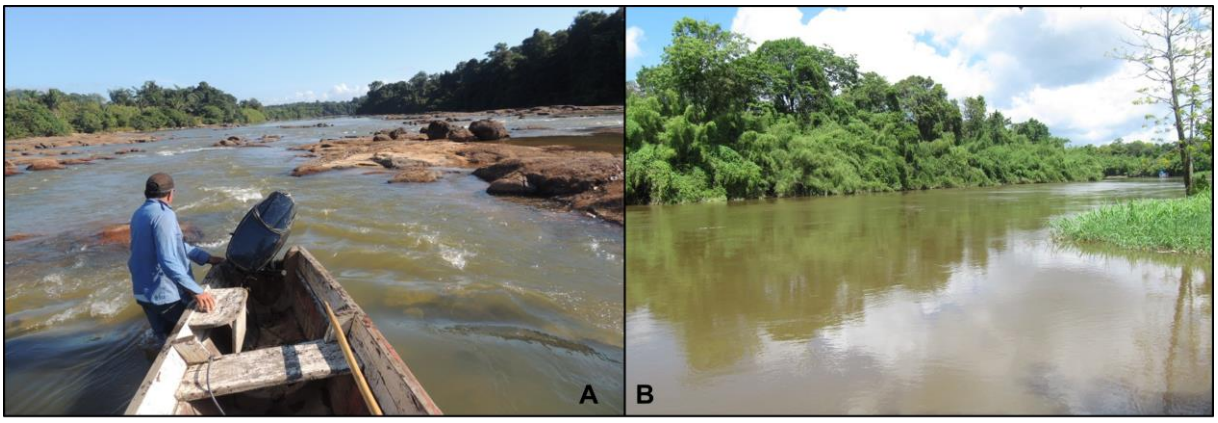
O Rio Cassiporé é o principal curso d'água nomeando a bacia. Ele recebe a drenagem de todos os outros corpos d'água que a compõe. Possui 210 km de extensão no qual 109 km estão inclusos no Módulo IV da FLOTA, desde a sua nascente até a comunidade de Vila Velha. Os outros 101 km ficam dentro da área do PNCO, desde Vila Velha até a foz (ICMBIO, 2010). O rio nasce nas montanhas da Serra Lombarda, pertencente ao Escudo das Guianas, e corre para nordeste até entrar nos limites do PNCO, quando então passa a direção norte, desaguando para o Oceano Atlântico.

Ao longo de toda a extensão do rio existem algumas ocupações espalhadas por suas margens, existindo na margem direita uma comunidade chamada de Vila Cassiporé, próxima à ponte da BR-156 que cruza o rio; na margem esquerda existem duas comunidades, sendo uma denominada Vila Velha, no entorno imediato com o PNCO e outra, conhecida como Vila Taperebá, no interior do Parque próximo da foz do rio.

O Rio Cassiporé escoa tanto em região de planalto quanto em região de planície e pela frequência com que a água ocupa suas drenagens, o mesmo se enquadra nos rios tipo perenes, pois contém água todo o tempo e durante o ano inteiro. Na parte alta (região de

planalto) o rio apresenta água clara, pois corre em meio às rochas antigas com um fluxo-rápido e baixa taxa de sedimentos (Figura 13a). Já na parte baixa (região de planície) o rio apresenta água branca, de aparência cinzenta a marrom (Figura 13b), em consequência da grande quantidade de sedimentos trazidos pela maré do estuário amazônico, do qual o rio faz parte.

Figura 13 - Ilustração do Rio Cassiporé nas regiões de planalto (A) e de planície (B), Estado do Amapá, Brasil.



Fotos: próprio autor (2012).

Quanto à navegabilidade e ao curso de água, o Rio Cassiporé apresenta dois momentos diferentes, com uma parte típica de rio de Médio Curso (rios de planalto) e outra de rio de Baixo Curso (rio de planície) (MIGUENS, 2000). Estes dois trechos ficam notadamente separados pela última cachoeira (sentido nascente-foz), próxima à fazenda Santa Helena na margem direita do rio.

Na parte de médio curso o rio apresenta obstáculos para navegação, como trechos com pedras e/ou pouca profundidade. Há também a presença de estirões mais ou menos extensos, com pouca declividade e condições de navegação, interrompidos por desníveis que formam rápidas corredeiras ou quedas de baixa altura, que tornam difícil, a transposição pelas embarcações principalmente no período seco (Figura13a).

Já na parte de baixo curso, o rio apresenta condições favoráveis à navegação, pois apresenta um declive suave e regular, largura razoável e com nível de água constante (Figura 13b). Nessa região as embarcações de médio porte (com calado de até 2 m) conseguem navegar até a localidade de Japa, que fica 24 milhas (44,5 km) da foz. Adiante, a navegação fica restrita às embarcações menores (DHN, 2013). Vale mencionar que no leito do rio próximo à foz, formam-se bancos de lama, ficando a navegabilidade dependente da maré.

Durante o período chuvoso o deslocamento e a navegação pelo rio tornam-se mais fáceis devido ao aumento do nível da água por causa das fortes chuvas na região, mas não menos perigoso, pois as pedras e rochas ficam submersas na coluna de água exigindo dos pilotos das embarcações, muita prática e conhecimento local, principalmente no período seco, em que os fragmentos rochosos ficam expostos mediante à baixa do nível da água, devido à escassez de chuva.

O aumento do nível de água do rio no período chuvoso também favorece o deslocamento e migração dos peixes ao longo do rio, tanto no sentido foz-nascente quanto nascente-foz. Os peixes sobem o rio em busca de alimento e lugares para desova. No período seco, com redução das águas, a locomoção dos peixes fica comprometida, ficando os mesmos restritos aos poços e estirões na extensão do rio na região de planalto.

Entre os dois períodos sazonais também há uma grande variação dos parâmetros hidrológicos do Rio Cassiporé, chegando ao dobro ou mais no período chuvoso em relação ao seco. A vazão, por exemplo, atinge valores de 278 m^3/s durante o primeiro período e de 61,1 m^3/s no segundo. Já a velocidade da correnteza e a profundidade chegam a valores respectivos de 0,63 $m.s^{-1}$ e 0,34 $m.s^{-1}$ e de 5,7 m e 2,3 m, para os períodos chuvoso e seco (TAKIYAMA, 2012). O autor também retrata valores gerais dos parâmetros físico-químicos da água para os dois períodos (Tabela 3), mas salienta que tais resultados variam ao longo do rio.

Tabela 3 - Valores dos parâmetros físico-químicos da água do Rio Cassiporé para os períodos chuvoso e seco.

Parâmetros	**Período Chuvoso**	**Período Seco**
pH	6,0	5,6
Turbidez (NTU)	28,7	41,8
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	8,9	7,7
Temperatura (ºC)	25,9	28,9
Cloreto (mg/L)	0,0	0,1
Nitrato (mg/L)	1,7	16,3
Transparência (cm)	85	65

Fonte: Adaptado de Takiyama (2012)

A respeito das ações antrópicas que atuam sobre o rio, a atividade garimpeira é a principal. A região próxima da nascente é a que mais sofre com esse tipo de pressão, pois está nas intermediações do garimpo de Lourenço (Figura 14) e junto à mineração do Morro da Mina (FERRAN, 1994).

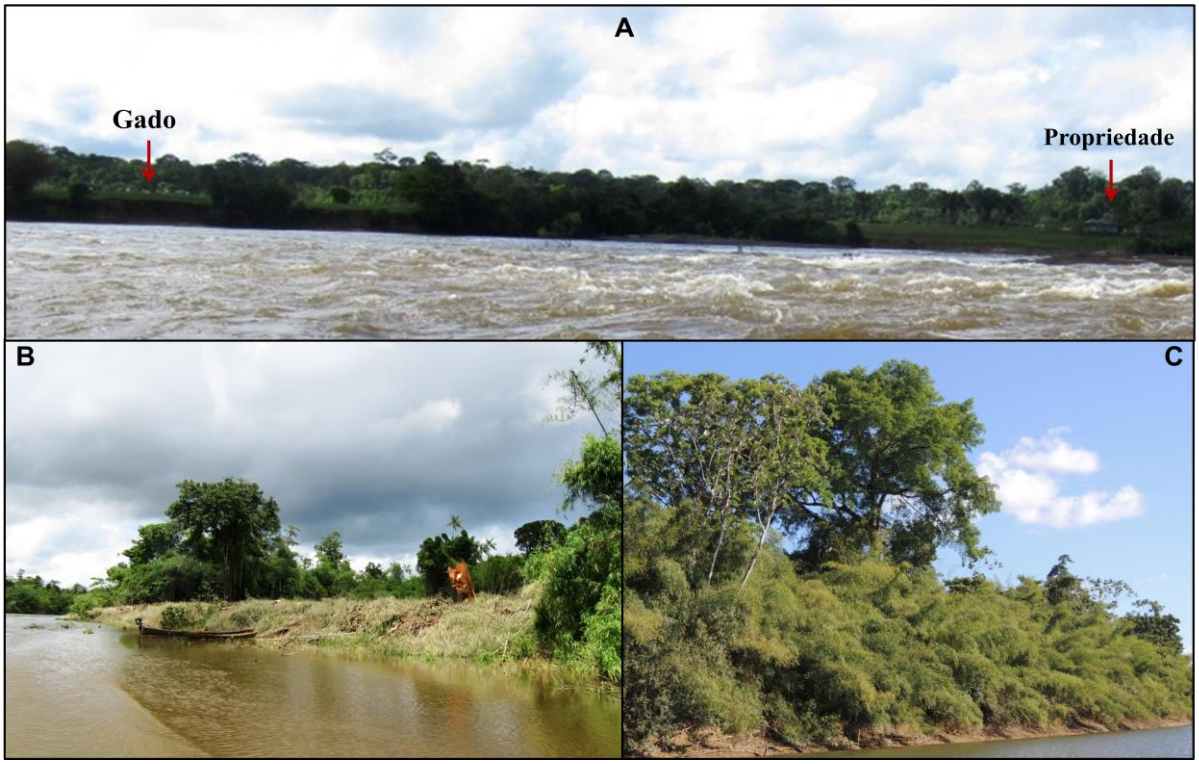
Figura 14 - Montante do Rio Cassiporé observando-se a destruição antrópica das margens e do leito pelos garimpos de ouro. O Morro da Mina, sem vegetação, está à direita da foto.

Fonte: Ferran (1994).

A degradação na região pela garimpagem vem desde 1893 (PINTO *et al*., 1999) até os dias atuais. Na Figura 14 pode ser verificada a presença das balsas (parte central inferior) no leito do rio, grande responsável pela destruição do mesmo, ocasionando assoreamento, contaminação da água e mudança de seu curso. Assim como no Rio Reginá, toda a área marginal é composta principalmente, por resto de solo removido (areia, pedras e lamas). A contaminação ambiental e da água do rio estão nas mesmas proporções do seu afluente.

A porção média do Rio Cassiporé é muito explorada pela criação de gado bovino, visto a presença de várias fazendas ao longo de seu curso (Figura 15a). Na parte baixa do rio, a principal interferência humana é a agricultura pelo sistema de roças. Nessa atividade uma parte da margem é desmatada e queimada, ficando limpa para o plantio de melancia, banana, verduras e leguminosas (Figura 15b). Quando o solo fica infértil para o plantio, o mesmo processo é realizado em outro local da margem e assim por diante. Como esta atividade também é antiga nota-se que quase toda a margem do rio na região já foi trabalhada, em virtude da presença de bambus que crescem nas roças logo após serem desativadas (Figura 15c).

Figura 15 - Ilustração de uma fazenda de gado na parte média do rio Cassiporé (A) e de roçados ativos (B) e desativados (C) para uso da agricultura na parte baixa do rio.

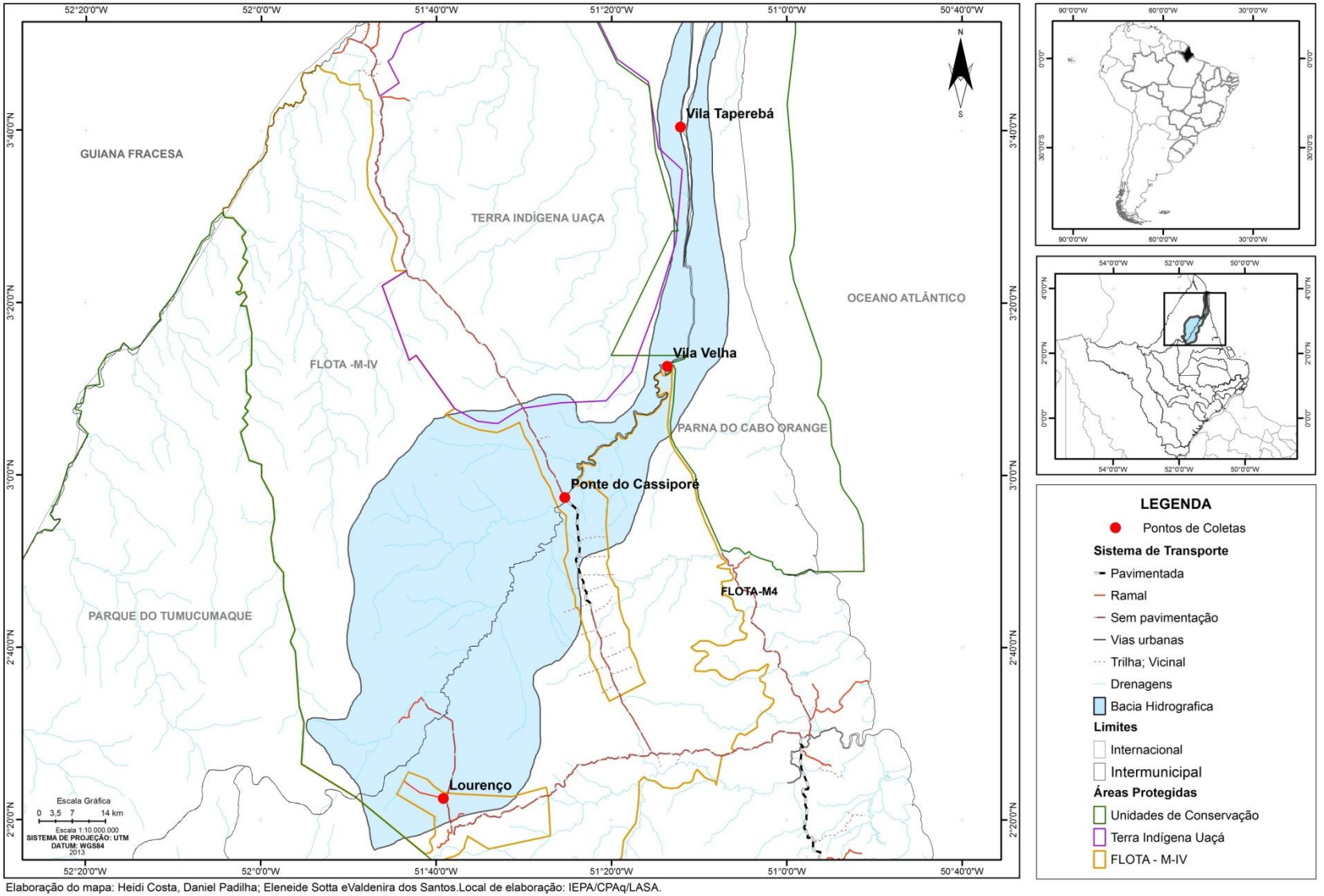


Fotos: próprio autor (2012)

5.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM

O rejeito liberado pelos garimpos na região de Lourenço é despejado em pequenos córregos e igarapés que se ligam ao Rio Reginá e este ao Rio Cassiporé, o qual percorre aproximadamente 190 km até sua foz. Esse é o principal percurso do rejeito dos garimpos ao longo da bacia, e que serviram de base para a determinação dos pontos de coleta de peixes e de água. Os quatro pontos amostrais foram estabelecidos em locais com diferentes impactos pela mineração, sendo eles: Lourenço (LO) altamente impactado; Ponte Cassiporé (PC) com impacto moderado; Vila Velha (VV) com baixo impacto; Vila Taperebá (VT) não impactado (Figura 16). Com exceção do ponto de Vila Taperebá que fica localizado no interior do PNCO, os demais pontos ficam situados dentro dos limites do Módulo IV da FLOTA.

Figura 16 - Ilustração dos pontos de amostragem do presente estudo ao longo da bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil.



Elaboração do mapa: Heidi Costa, Daniel Padilha; Eleneide Sotta eValdenira dos Santos.Local de elaboração: IEPA/CPAq/LASA.

O ponto de Lourenço (02º22’29.8”N e 051º39’04.7”W) está situado no Rio Reginá a montante da BRC e fica nas imediações da área de garimpo do Lourenço, recebendo diretamente os rejeitos da atividade (Figura 17a). Por isso, o local tem pouca profundidade e água de aspecto barrento com muito sedimento e material particulado, que deságua no Rio Cassiporé o qual carreará os rejeitos em seu curso chegando aos demais pontos amostrais.

Distante aproximadamente 80 km de LO, o ponto Ponte Cassiporé (02º’57’25.0”N e 051º25’15.7”W) localiza-se no médio curso do Rio Cassiporé, nos arredores da ponte que cruza o rio no quilômetro 470 da BR-156 (sentido Macapá-Oiapoque). Neste local tem-se uma água amarelada turva com menor taxa de sedimentação, mas com vestígio de rejeitos do garimpo (Figura 17b).

Figura 17 - Ilustração dos pontos de amostragem, A) Lourenço, B) Ponte Cassiporé, C) Vila Velha e D) Vila Taperebá.

Fotos: próprio autor (2012).

O ponto VV fica na comunidade de Vila Velha (03º12’41.9”N e 051º13’54.0”W) a cerca de 60 km de PC, no baixo curso do Rio Cassiporé (Figura 17c). O local recebe influência direta do ciclo das marés (cheia e vazante) vinda do estuário amazônico, mas a água salobra não chega a atingir esta parte do rio, permanecendo sempre doce.

Por sua vez, o ponto VT situa-se na foz do Rio Cassiporé (03º 40' 27.1"N e 051º 12' 05.9"W) na comunidade de Vila Taperebá (Figura 17d), distante aproximadamente 58 km de VV. O local recebe a influência da maré e nos meses do período seco a água fica salobra. Isto porque, neste período, o Rio Cassiporé perde 1/3 da força de vazão (61,1 m³/s) e a água salobra do mar consegue chegar à costa, podendo ser sentida por até 51 km rio acima, e segundo Takiyama (2007) com valores de salinidade de 10 ups. No período chuvoso quando a vazão volta ao normal (278 m³/s) pela cheia do rio, a água salobra recua da linha de costa ficando água doce novamente, com valor zero de salinidade (FERNANDES *et al*., 2006).

5.3 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS DE PEIXES

As amostragens foram realizadas no período chuvoso e seco do ano de 2012 nos quatros pontos de coleta descritos anteriormente. No período chuvoso a coleta foi realizada no mês de junho, em que o nível de água nos rios se encontra elevado. No período seco fez-se a coleta no mês de novembro, em que o nível de água está extremamente reduzido.

5.3.1 Coleta dos exemplares

Para coleta dos peixes foram utilizados diversos apetrechos de pesca visando capturar o maior número de espécies possíveis, tais como: caniços e linhas de mão com diferentes tamanhos de anzóis, tarrafas e redes de pesca com malhas de 8, 9, 10 e 12 mm entre nós adjacentes (Figura 18).

Figura 18 - Ilustração dos apetrechos de pesca utilizados para captura dos peixes. A) Caniço, B) Tarrafa, C) Caniço e Linha de mão e D) Rede.

Fotos: A) A. Ribeiro (2012) e B, C, D) próprio autor (2012).

As coletas foram realizadas num período de 24 h em cada ponto tanto nos períodos diurno e noturno. O caniço, a linha de mão e tarrafa foram usados no período diurno e as redes nos dois períodos, sendo vistoriadas apenas uma vez no fim de cada período, ou seja, no anoitecer do respectivo dia e amanhecer do dia seguinte, quando eram retiradas da água.

Os indivíduos capturados em cada ponto foram depositados em um saco plástico referente ao respectivo local e armazenados em caixa térmica com gelo durante o período amostral ao longo do Rio Cassiporé até a base do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) na comunidade de Vila Taperebá, último ponto de coleta. Na base os espécimes foram identificados, medidos, pesados, sexados e examinados quanto ao estádio de maturação. As identificações basearam-se em literaturas pertinentes, tais como: Keith *et al*. (2000); Le Bail *et al*. (2000); Marceniuk (2005) e Planquette *et al*. (1996). O tamanho dos exemplares foi mensurado com régua e fita métrica em centímetros aferindo o Comprimento Padrão (CP). Já a pesagem realizou-se em balança semi-analítica de precisão para obtenção do massa corpórea em gramas, definida como Peso (P).

A sexagem em fêmeas e machos e a determinação do estádio de reprodução em imaturo (A), em maturação (B), maduro (C) e desovado (D) foram realizadas de acordo com Vazzoler (1996). Nos indivíduos em que não foi possível verificar o sexo e estádio, foram classificados como indeterminados (Xa).

Após o procedimento anterior em cada exemplar foi retirado um fragmento do tecido muscular dorso lateral de 2 a 20g, tendo atenção à limpeza e uniformidade dos fragmentos. O tamanho do fragmento retirado era de acordo com o tamanho do indivíduo, pois nos peixes pequenos não era possível alcançar a quantidade ideal de 20g, retirando fragmentos menores, mas superiores a 2g, limite mínimo conforme a Organização Mundial da Saúde (WHO, 1976). Os peixes maiores proporcionaram fragmentos na quantidade ideal.

Cada fragmento retirado foi acondicionado individualmente em recipientes plásticos devidamente etiquetados com os dados do local de coleta e do espécime correspondente. Em seguida, foram armazenados em freezer e congelados a uma temperatura de – 20 ºC para posterior transporte (conservados em caixa térmica com gelo) e armazenamento no freezer a -15 ºC no Laboratório de Reprodução da Embrapa Amapá, Macapá, AP, onde foram armazenados até as análises.

5.3.2 Preparo das amostras para análises da concentração de metais

O preparo das amostras do tecido muscular dos peixes coletados foi realizado no Laboratório de Aquicultura e Pesca da Embrapa Amapá, com adaptações dos métodos descritos por Carvalho *et al*. (2000) e Pedreira Filho *et al*. (2009).

As amostras de músculo foram retiradas do freezer, sendo descongeladas à temperatura ambiente. Em seguida, em uma estufa na temperatura de 80 ºC passaram por secagem durante 48h, de forma a promover a retirada da água e atingirem peso seco constante. Após este procedimento as amostras foram maceradas e pesadas em triplicatas de 0,5 g e, posteriormente, calcinadas em forno mufla à temperatura de 450 ºC por 48h. Após este processo, as amostras foram retiradas e depositadas no dissecador até seu total esfriamento.

As cinzas obtidas foram submetidas à digestão química com adição 1 mL de água destilada, 2 mL de ácido perclórico ($HClO_4$) e 3 mL de ácido nítrico (HNO_3) em tubos de ensaios específicos para digestão ácida. As amostras passaram por aquecimento em placa a 90 ºC, por duas horas.

As amostras digeridas tornaram-se soluções aquosas e foram transferidas para frascos de vidros devidamente calibrados, para rediluição com água destilada até o volume de 50 mL. Posteriormente passaram por uma filtragem em papel quantitativo acoplado a um funil de vidro e foram acondicionadas em recipientes de teflon, as quais permaneceram armazenadas até o processo de leitura das concentrações de metais pesados.

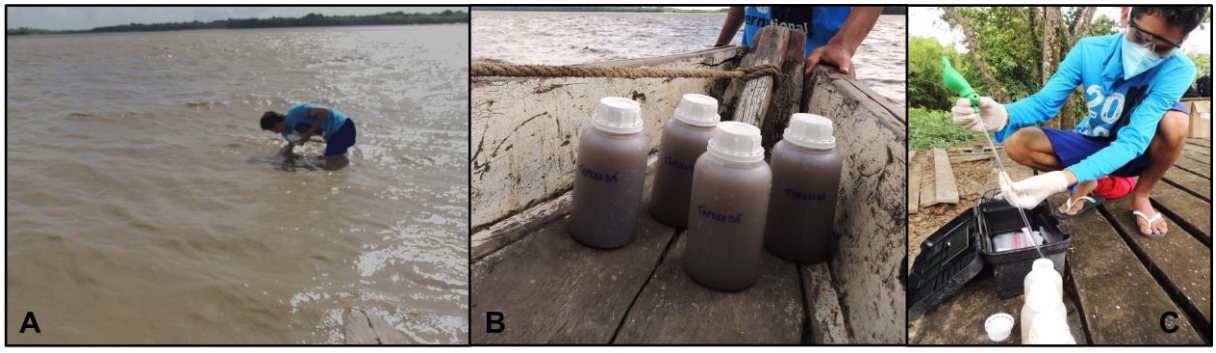
5.4 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA

A amostragem de água dos rios nos pontos de coleta ocorreram nos mesmos locais nos dois períodos avaliados.

5.4.1 Coleta de Água

As amostras de água foram coletadas em recipientes plásticos de 500 mL, devidamente etiquetados, a uma profundidade de 50 cm da superfície (Figura 19a,b). Em seguida, adicionou-se 1 mL de Ácido Nítrico Ultrapuro (ANU) utilizando uma pipeta calibrada com uma pera acoplada (Figura 19c) e homogeneizou-se. As amostras foram armazenadas em caixa térmica com gelo durante o período amostral e no transporte para o laboratório, sendo armazenadas em geladeira, permanecendo sob resfriamento até o preparo para análises. A adição do ácido na água é fundamental para manter suas propriedades químicas e biológicas (APHA, 2012).

Figura 19 - Ilustração da coleta manual de água (A), recipientes com água (B) e da adição do ácido nítrico na água (C).



Fotos: R. Silva (2012).

Em cada ponto de coleta de peixes foram coletados quatro recipientes com água, sendo um para verificar a concentração dos metais pesados da água com o sedimento; outro para medir a concentração de metais pesados na água sem o sedimento, após ser filtrada; os outros dois recipientes eram reservas, caso houvesse necessidade de repetição das análises. O procedimento de verificar a concentração de metais pesados na água, com e sem sedimento, é necessário devido à concentração total de um metal na água ser igual à somatória do resultado da concentração em ambas as águas, como especificado pela APHA (2012) e cuja fórmula é demonstrada abaixo.

$$Mt = M_{ag} + M_{ag.sed.}$$

Onde: Mt = concentração total do metal na água;

M_{ag} = concentração do metal na água sem sedimento;

$M_{ag.sed.}$ = concentração do metal na água com sedimento.

5.4.1.1 Parâmetros físico-químicos da água

Antes da coleta das amostras de água foram mensurados os valores do oxigênio dissolvido (OD) e da temperatura (ºC) com uso do oxímetro e do potencial hidrogeniônico (pH) por meio do pHmetro (Figura 20).

Figura 20 - Ilustração da mensuração do oxigênio dissolvido e temperatura (A) e do pH (B) da água.

Fotos: (A) R. Silva (2012) e (B) A. Ribeiro (2012).

5.4.2 Preparo das amostras para análises da concentração de metais

O preparo das amostras de água com sedimento foi realizado no Laboratório de Solos Embrapa Amapá, já o da água sem sedimento ou filtrada foi realizada no Laboratório de Recursos Hídricos do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá – IEPA. Ambos os preparos seguiram os padrões estabelecidos pela APHA (2012).

5.4.2.1 Água com sedimento

Os recipientes com a água foram retirados da geladeira para atingirem temperatura ambiente. Depois homogeneizou-se e retirou-se uma alíquota de 100 mL de cada amostra em erlenmeyers, que foram levados a placa aquecedora em temperatura de 150 ºC para realizar a digestão da água. Esta digestão consistiu na adição de 5 mL de ANU a cada 15 minutos até o volume de 20 mL, quando então foram retiradas da placa e colocadas em capela para esfriamento. Quando frias, as amostras foram rediluídas com água destilada ao aferimento inicial de 100 mL, depois filtradas em filtro de papel quantitativo acoplado a funis, acondicionado-as em recipientes de vidro até o momento da leitura dos metais.

5.4.2.2 Água sem sedimento ou Filtrada

No laboratório do IEPA as amostras de água foram homogeneizadas e retiradas uma alíquota de 200 mL, que foram filtradas em membrana de celulose num sistema de bomba a vácuo. A água filtrada foi transferida para um recipiente de teflon etiquetado e fez-se a adição de 0,5 mL de ANU para sua conservação até a leitura da concentração de metais.

Com o material retido na membrana de celulose ainda se quantificou a carga de sólidos suspensos (SS) na água de cada ponto amostral, sendo SS composto por material partícula e matéria orgânica.

5.5 LEITURA DAS CONCETRAÇÕES DE METAIS PESADOS

5.5.1 Leitura do Cádmio, Cromo, Cobre, Chumbo e Zinco

A leitura das concentrações dos metais pesados Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nas amostras de peixes e nas de água foram realizadas no Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Chama (F-AAS), modelo AA-6300 (Figura 21), do Laboratório de Absorção Atômica é Bioprospecção (LAAB) da Universidade Federal do Amapá (UNIFAP).

Figura 21 - Ilustração do Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Chama (F-AAS), modelo AA-6300.

Foto: próprio autor (2013).

5.5.1.1 O equipamento – Atomic Absorption Spectrometry (AAS)

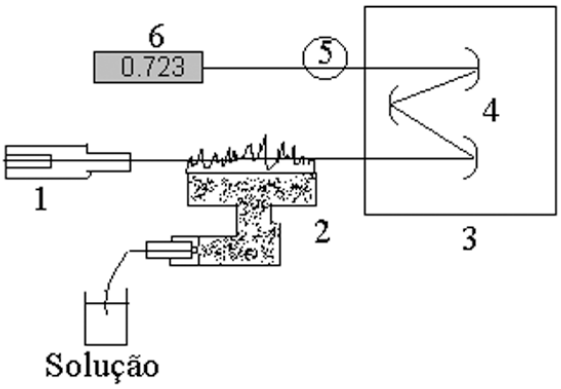
O Espectrofotômetro de Absorção Atômica (AAS) é um dos equipamentos mais utilizados para análise de metais em níveis de parte por milhão (ppm). De acordo com Pedreira Filho *et al*. (2009) o AAS consiste nas seguintes partes:

- Uma fonte de energia radiante para gerar luz no comprimento de onda característico ao elemento a ser analisado. A lâmpada de cátodo oco é a mais usada frequentemente, por ser uma fonte de energia estreita e intensa (outras fontes são as lâmpadas de descarga eletrônica, EDLs, ou lâmpadas de cátodo oco estimuladas por descargas, chamadas de superlâmpadas);
- Um atomizador para criar uma população de átomos metálicos do elemento de interesse no estado gasoso. A amostra é introduzida como um aerossol na chama ou no gerador de hidretos, que se encontram alinhados ao caminho óptico da luz radiante;

- Um monocromador para isolar a raia de ressonância de todas as outras raias emitidas pela fonte de radiação e o ambiente em que não serão absorvidas;
- Um sistema óptico para direcionar a luz proveniente da fonte por meio da população atômica dentro do monocromador;
- Um detector sensível à luz (usualmente um tubo fotomultiplicador);
- Amplificador de sinais: Para transformar sinal eletrônico em medida analítica.

O instrumento de leitura pode ser de vários modelos. Instrumentos antigos utilizam aparelhagem separada de medidores de leitura. Estes têm sido substituídos por instrumentações modernas usando interface direta de computadores, como o espectrofotômetro utilizado neste estudo. Um esquema simplificado do equipamento e mostrado na Figura 22.

Figura 22 - Esquema do Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Chama (F-AAS).



Fonte: Pedreira Filho *et al*. (2009).

As partes que compõe o equipamento são:

1. Fonte de luz;
2. Atomizador;
3. Monocromador;
4. Sistema óptico;
5. Detector sensível à luz;
6. Amplificador de sinais.

5.5.1.2 Preparação do Material

Antes da utilização do equipamento todo material (tubos de teflon e vidrarias) foi desinfectado e esterilizado em solução de Permanganato de Potássio ($KMnO_4$). O material ficou em repouso na solução por 24 h, sendo retirado e lavado com água destilada e colocado em água oxigenada por 30 minutos para remoção de vestígios do permanganato. Depois foram novamente lavados com água destila para limpeza e retirada dos resquícios de água oxigenada, estando pronto para uso.

5.5.1.3 Preparação do Equipamento

Para utilização do F-AAS foram geradas curvas de calibração para cada metal analisado, a partir de soluções padrões certificadas para AAS fornecido pelo Instituto Nacional para Ciência e Tecnologia dos Estados Unidos da América (NIST-USA).

Para geração das curvas foram preparados padrões de 10, 5, 1, 0,5 e 0,1 ppm da solução certificada com concentração de 1.000 mg/g, pelo seguinte método:

- 10 ppm: adição de 1 mL da solução padrão em 100 mL de água destilada;
- 5 ppm: adição de 500 µL da solução padrão em 100 mL de água destilada;
- 1 ppm: adição de 100 µL da solução padrão em 100 mL de água destilada;
- 0,5 ppm: adição de 50 µL da solução padrão em 100 mL de água destilada;
- 0,1 ppm: adição de 10 µL da solução padrão em 100 mL de água destilada.

Os padrões foram passados no equipamento e as curvas geradas com os resultados mensurados dos diferentes padrões (SHIMADZU, 2006). Obtendo-se as curvas para cada metal, as amostras foram analisadas em triplicatas, sendo o resultado expresso em ppm (partes por milhão) e depois convergidos para unidade de $\mu g.g^{-1}$ de peso seco (P.S.) para os peixes e de $mg.L^{-1}$ para água.

5.5.1.4 Validação do Método

Todos os processos de validação foram realizados conforme as normas estabelecidas pela Shimadzu (2006), fabricante do equipamento.

5.5.1.4.1 Precisão e Exatidão do Método

A precisão e exatidão da metodologia foram testadas por meio do emprego de mostras de 2 ppm preparadas da solução padrão (200 µL da solução padrão em 100 mL de água destilada). Estas foram aferidas 5 vezes no equipamento para obtenção do valor médio de concentração. De posse deste valor, o mesmo foi inserido na formula abaixo para calcular o percentual de recuperação.

$$R = \frac{100\ x\ Cmed.}{2}$$

Onde: R = valor de recuperação;

$C_{med.}$ = valor médio da concentração padrão de 2 ppm lidas pelo equipamento.

5.5.1.4.2 Absorbância

Os valores médios de absorbância foram extraídos das leituras das amostras de 2 ppm de cada metal, já fornecida pelo equipamento.

5.5.1.4.3 Limites de Detecção

Os limites de detecção do equipamento foram calculados com base na seguinte fórmula:

$$LD = \frac{2\ x\ 3\ x\ S}{A}$$

Onde: LD = valor do limite de detecção;

S = valor médio da concentração da solução padrão;

A = valor médio da absorbância.

5.5.2 Leitura do Mercúrio Total nas Amostras de Peixes e Água

As análises da concentração de mercúrio total nas amostras de peixes e de água foram realizadas num Analisador Semiautomático de Mercúrio modelo Hg-201 (Figura 23), no Laboratório de Toxicologia Humana e Ambiental do Núcleo de Medicina Tropical da Universidade Federal do Pará (NMT/UFPA). A descrição deste equipamento, assim como os procedimentos de preparo e de leitura do aparelho, são definidas por Akagi (2004).

5.5.2.1 Características e fundamento do Hg-201

O Analisador Semiautomático de Mercúrio Hg-201 é um tipo de espectrofotômetro de absorção atômica (Figura 23). Ele utiliza a metodologia conhecida como método Akagi, validada em 2004, que é aplicado em amostras biológicas, como peixe, molusco, sangue humano, cabelo e tecidos como cordão umbilical; e amostras líquidas, como a água e urina.

Figura 23 - Ilustração do Analisador Semiautomático de Mercúrio Modelo Hg -201 (lado esquerdo) com impressora acoplada (lado direito).

Foto: próprio autor (2013).

O método envolve redução e espectrometria de absorção atômica por vapor frio e inclui redução de íons Hg^{2+} na solução da amostra com cloreto estanhoso para gerar vapor de mercúrio elementar (Hg^0) e a introdução de vapor de mercúrio na célula de foto-absorção para a medida de absorbância a 253,7 nm.

O equipamento possui uma bomba de diafragma, recipiente de reação, armadilha de gás ácido, armadilha de umidade (banho de gelo) e uma válvula de 4 estágios. Durante sua operação, o vapor elementar gerado pela adição de cloreto estanhoso é circulado via válvula de 4 estágios para homogeneizar a concentração na fase gasosa. A válvula de 4 estágios é então virada a 90° para introduzir a fase gasosa toda de uma só vez na célula de foto-absorção. A medição é completada dentro de um minuto por amostra podendo medir até mesmo 0,1 ng de mercúrio com alta precisão.

5.5.2.2 Descontaminação das vidrarias

Previamente aos procedimentos analíticos todas as vidrarias e frascos utilizados foram submersos em uma solução detergente de extran 1% por um período de 24 horas e retirada com água corrente, em seguida um leve enxague com solução de permanganato de potássio ($KMnO_4$), para retirada de qualquer resíduo de Hg presente nas vidrarias; após retirada do $KMnO_4$ e lavagem com água corrente, as vidrarias foram então lavadas com solução de hidroxilamina a 1% (NH_2OH) , para retirada total do $KMnO_4$ e finalmente lavadas com água destilada e secas à temperatura ambiente.

5.5.2.3 Preparação das soluções para a curva de calibração

Para o preparo das soluções padrões referente à curva de calibração da análise de mercúrio total, foi necessário o preparo de solução padrão de metilmercúrio (MeHg) de 100 ppm (parte por milhão), uma solução padrão de MeHg de 1 ppm (1 ml da solução de 100 ppm) e uma Solução de L-Cysteina a 0,01% (Anexo A).

A partir disso, quatro pontos foram criados para a curva de calibração, de 0, 20, 50 e 100 ppm. A curva de calibração é utilizada para avaliar os resultados das amostras assim como a reprodutibilidade do equipamento.

5.5.2.4 Preparação do Padrão de Referência

No preparo do padrão foi utilizada amostra certificada de referência DORM-2 (tecido muscular de Dogfish), fornecido pela “Marine Analytical Chemistry Standard Programs”, Canadá.

Pesou-se 0,02 g do DORM-2 em balança analítica de precisão transferindo para um balão volumétrico de 50 mL. No balão foram acrescentados 1 mL de água destilada, 2 mL de ácido nítrico com perclórico (HNO_3-$HClO_4$) na proporção de 1:1 (um para um) e 5 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) para digestão.

A digestão ácida foi realizada em uma chapa aquecedora a uma temperatura de 210 ºC por 30 minutos, sendo retiradas e quando o padrão digerido alcançou à temperatura ambiente acrescentou-se água destilada até o volume final de 50 mL, estando pronto para leitura no aparelho.

5.5.2.5 Procedimentos de análise no equipamento

Durante o procedimento da análise foi transferido suavemente volumes fixos de 5 mL com uma pipeta volumétrica de cada uma das soluções de branco ou padrão ou da amostra no equipamento. Para o inicio do processo analítico foi adicionado 1 mL de solução de Cloreto Estanhoso ($SnCl_2$) a 10 %.

Ao final da análise de cada elemento da curva de calibração ou de cada amostra, os resultados (o pico de concentração de mercúrio total) foram registrados em uma impressora conectada ao equipamento Hg-201, sendo o registro realizado na forma de uma reta, medida com régua em cm (Figura 24).

Figura 24 - Imagem do pico de concentração de mercúrio total.

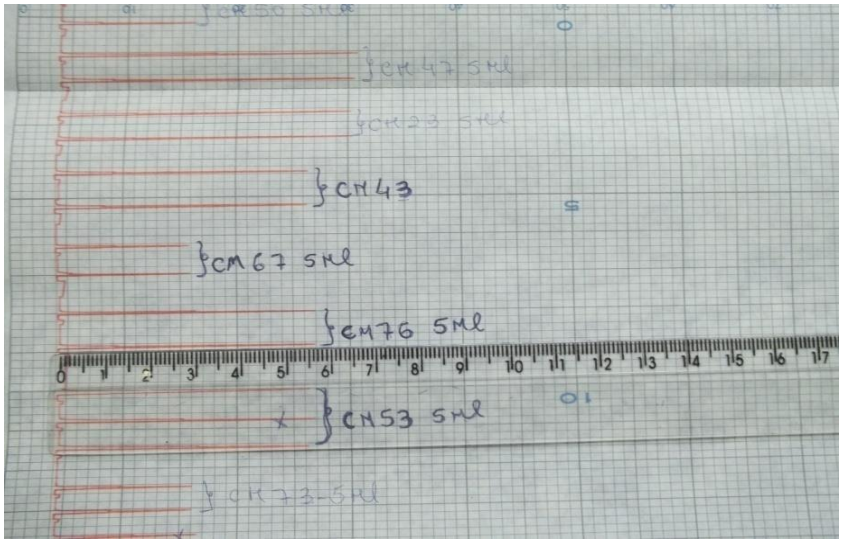


Foto: C. Amaro (2013).

Posteriormente, a concentração em valor numérico ($\mu g.g^{-1}$ de pesco seco) de Hg total foi calculada através da fórmula matemática abaixo e com o auxilio dos valores obtidos pelos elementos da curva de calibração.

$$Hg_t = \frac{(Ps - Pbl)/(Pstd - Pbl)}{Pa}$$

Onde: Hg_t = Concentração de mercúrio total na amostra ($\mu g.g_{-1}$)

Ps = padrão da amostra;

Pbl = padrão do branco;

Pstd = padrão dos pontos das curvas;

Pa = peso da amostra (g)

5.6 ANÁLISE DOS DADOS

Para análise dos dados utilizou-se o programa Sigma, versão 3.5. O nível de significância usado para as análises e conclusão dos testes estatísticos foi de 5%.

De início foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk para verificar se os dados apresentavam distribuição normal ou não. O teste demonstrou que os dados não eram normais, logo foram aplicados testes estatísticos não paramétricos para as demais análises (ZAR, 2010).

Dada ao grande número de espécies de peixes capturadas e analisadas, os testes estatísticos da concentração de metais pesados nos peixes entre os períodos sazonais, entre os locais de coleta e entre os níveis tróficos, foram realizados englobando todas as espécies.

Para comparar a concentração de metais pesados nos peixes entre os períodos sazonais, foi utilizado o teste de Mann-Whitney, conhecido como teste-U. O próprio teste também foi aplicado na comparação da concentração de metais na água entre os dois períodos estudados, excetuando o mercúrio, que teve leitura somente no período seco.

O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para comparar a concentração de metais pesados nos peixes entre os diferentes locais de coleta, assim como para água. A comparação da concentração dos metais entre os níveis tróficos também foi realizado pelo respectivo teste.

6 RESULTADOS

6.1 BIOTA CAPTURADA E PARÂMETROS DA ÁGUA

No total foram capturados 246 indivíduos pertencentes a 55 espécies, as quais estão distribuídas em 21 famílias de 9 ordens diferentes, cuja classificação taxonômica está descrita no Anexo B. No Anexo C são apresentadas ilustrações das espécies, sequenciadas por ordem filogenética, da mais basal a mais derivada, de acordo com Buckud e Menezes (2002), com o intuito de melhorar o conhecimento e visualização das mesmas.

As ordens Characiformes e Siluriformes foram as que obtiveram maior número de exemplares, com 92 (37,4%) e 91 (37,0%) respectivamente. Em termos de família, a Heptapteridae foi a mais representativa com 44 indivíduos (17,9%), seguida por Characidade com 30 (12,2%) e Pimelodidae com 25 (10,2%). Já em relação à espécie, *Pimelodella cristata* (jandiá) foi a que obteve o maior número de espécimes capturados num total de 39 (15,9%), mais que o dobro de *Pimelodus blochii* (mandi casaca) na segunda posição, com 18 (7,3%), seguido por *Plagioscium squamosissimus* (pescada branca) com 14 (5,7%).

Na Tabela 4 são informados os níveis tróficos aos quais as espécies coletadas pertencem, bem como os locais e períodos sazonais em que foram coletadas. No período chuvoso foram coletados 93 indivíduos pertencentes a 30 espécies. Estes valores são menores em relação ao do período seco, em que foram coletados 153 indivíduos de 48 espécies.

Entre os locais de coleta, o ponto Ponte Cassiporé foi o que obteve o maior número de exemplares capturados, 77 no geral (31,3%), seguido de Vila Velha, Lourenço e Vila Taperebá, com 67 (27,2%), 62 (25,2%) e 40 (16,3%) indivíduos, respectivamente (Figura 25).

Em termos de níveis tróficos, os onívoros e carnívoros apareceram com as maiores quantidades de indivíduos coletados, tendo o primeiro nível um total de 83 indivíduos (33,7%), um a mais do que o segundo com 82 (33,3%). Posteriormente, em ordem decrescente, temos os herbívoros com 39 (15,9%), os insetívoros com 25 (10,2%) e os detritívoros com apenas 17 indivíduos (6,9%), como ilustrado na Figura 26.

Tabela 4 - Relação das espécies capturadas com determinação de seus níveis tróficos e distribuição quanto ao local e período de coleta.

Espécies	N.T.	Ponto				Período	
		LO	PC	VV	VT	Seco	Chuvoso
Acestrohyncus falcatus	Carnívoro	X				X	X
Ageneiosus ucayalensis	Carnívoro		X	X		X	
Anableps anableps	Onívoro				X	X	
Aspredo aspredo	Detritívoro				X	X	
Aspredo cf. aspredo	Detritívoro				X		X
Astyanax bimaculatus	Herbívoro	X	X				X
Astyanax sp.	Herbívoro	X				X	
Bagre bagre	Carnívoro				X	X	
Brachyplatystoma rousseauxii	Carnívoro			X	X	X	X
Brachyplatystoma vaillantii	Carnívoro				X	X	
Bryconops caudomaculatus	Insetívoro	X				X	X
Cathorops spixii	Carnívoro				X	X	
Crenicichla cf. ternetzi	Carnívoro	X				X	
Crenicichla saxatilis	Carnívoro		X			X	X
Crenicichla sp.	Carnívoro		X			X	
Curimata cf. cyprinoides	Detritívoro		X	X		X	X
Cyphocharax aff. spilurus	Herbívoro	X					X
Cyphocharax cf. gouldingi	Herbívoro	X				X	X
Cyphocharax cf. spilurus	Herbívoro	X				X	X
Doras cf. micropoeus	Detritívoro		X			X	
Eigenmannia trilineta	Insetívoro	X				X	
Eigenmannia virescens	Insetívoro			X		X	
Guianacara cf. geayi	Onívoro	X				X	X
Hoplias aimara	Carnívoro		X			X	X
Hoplias malabaricus	Carnívoro			X		X	X
Hypostomus cf. ventromaculatus	Detritívoro			X		X	X
Hypselecara temporalis	Carnívoro		X			X	
Krobia cf. guianensis	Onívoro	X				X	
Leporinus friderici	Onívoro	X				X	X
Megalops atlanticus	Carnívoro				X	X	
Moenkhausia cf. surinamensis	Herbívoro	X				X	
Moenkhausia grandisquamis	Herbívoro		X			X	X
Mugil cf. incilis	Onívoro				X	X	
Myleus cf. rhomboidalis	Herbívoro		X			X	
Myleus cf. torquatus	Herbívoro		X			X	
Myloplus rubripinnis	Herbívoro	X					X
Pellona flavipinnis	Carnívoro		X	X	X	X	X
Pimelodella cf. eigenmanni	Onívoro			X		X	
Pimelodella cristata	Onívoro	X	X	X		X	X
Pimelodella geryi	Onívoro		X			X	
Pimelodus blochii	Onívoro		X	X	X	X	X
Pimelodus ornatus	Onívoro	X	X			X	X
Plagioscion squamosissimus	Carnívoro		X	X	X	X	X
Poptella cf. compressa	Detritívoro	X				X	X
Potamotrygon hystrix	Carnívoro				X	X	
Pseudoplatystoma fasciatum	Carnívoro		X	X		X	X
Pygocentrus nattereri	Carnívoro		X	X		X	X
Rhamdia cf. quelen	Carnívoro				X	X	

Espécies	N.T.	Ponto				Período	
		LO	PC	VV	VT	Seco	Chuvoso
Sciades couma	Carnívoro				X	X	X
Sciades passany	Carnívoro				X	X	
Sciades proops	Carnívoro				X	X	
Serrasalmus cf. eigenmanni	Carnívoro		X				X
Serrasalmus rhombeus	Carnívoro			X			X
Serrasalmus spilopleura	Carnívoro		X			X	
Sternopygus macrurus	Insetívoro			X		X	

Nota: N.T.= nível trófico, LO= Lourenço, PC= Ponte Cassiporé, VV= Vila Velha, VT= Vila Taperebá, X= Captura.

Figura 25 - Número de indivíduos capturados nos diferentes pontos de amostragem na bacia do Rio Cassiporé nos períodos chuvoso e seco do ano de 2012.

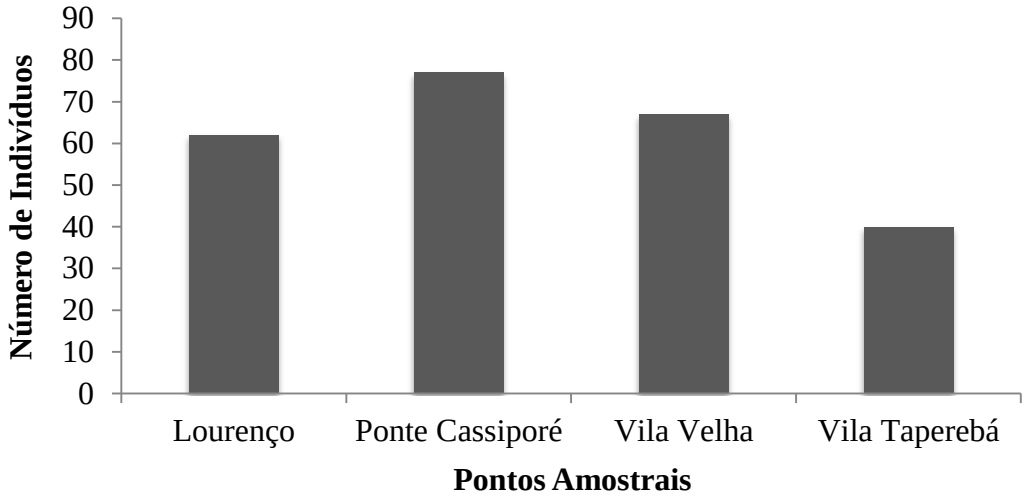
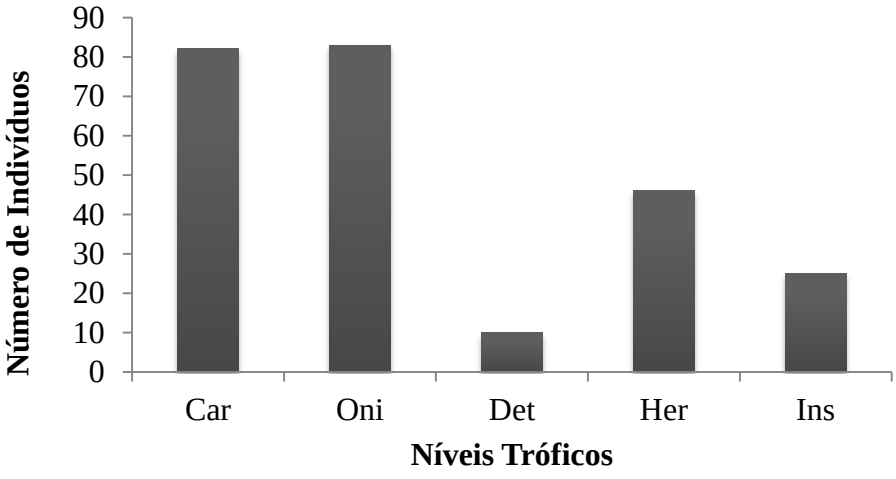
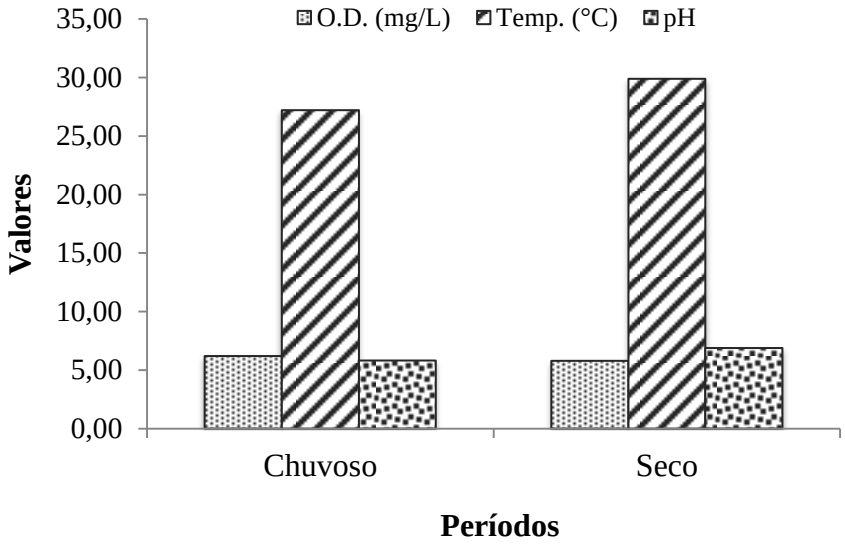


Figura 26 - Número de indivíduos capturados para os diferentes níveis tróficos avaliados. Car = Carnívoro, Oni = Onívoro, Det = Detritívoro, Her = Herbívoro e Ins = Insetívoro.



A maior concentração de oxigênio dissolvido (OD) foi obtida no período chuvoso (6,2 $mg.L^{-1}$) e a menor no período seco (5,8 $mg.L^{-1}$). Para temperatura, o valor obtido no período chuvoso (27,2 °C) foi menor em relação ao do período seco (29,9 °C), assim como para o pH, 5,81, e 6,89, respectivamente (Figura 27). Diferenças estatísticas não foram evidenciadas para nenhum dos três parâmetros entre os períodos chuvoso e seco ($p>0,05$).

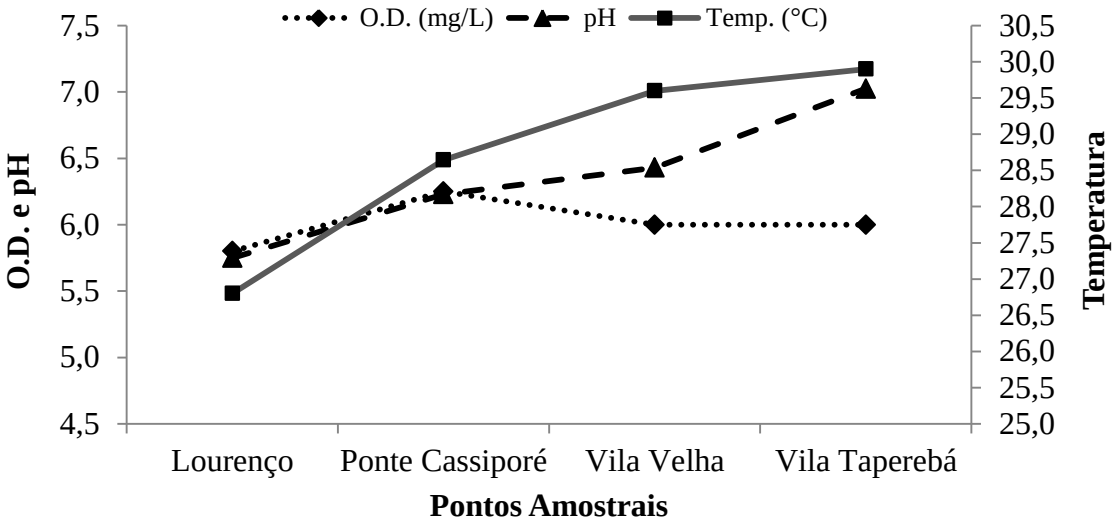
Figura 27 - Valores de oxigênio dissolvido (O.D.), temperatura e pH da água, mensurados nos períodos chuvoso e seco.



Variações do OD, temperatura e pH da água foram observadas ao longo dos pontos amostrais, no entanto diferenças estatísticas não foram encontradas entre os locais para nenhum parâmetro ($p>0,05$). A água apresentou uma temperatura média de 28,7 °C e aumentou ao longo dos locais de coleta, sendo a mínima de 26,8 °C em Lourenço e a máxima de 29,9 °C em Vila Taperebá. Ponte Cassiporé e Vila Velha expuseram, respectivamente, temperaturas de 28,6 e 29,6 °C. Por sua vez, OD ficou na média de 6 $mg.L^{-1}$, com menor concentração em Lourenço (5,8 $mg.L^{-1}$) e maior na Ponte Cassiporé (6,3 $mg.L^{-1}$), com constância em Vila Velha e Vila Taperebá, ambos com valores de 6 mg/L (Figura 28).

Assim como a temperatura, o pH da água também indicou um crescimento ao longo dos pontos amostrais, com valores de 5,75, 6,23, 6,43 e 7,03 para os pontos de Lourenço, Ponte Cassiporé, Vila Velha e Vila Taperebá, respectivamente. A média do pH ficou em 6,4 (Figura 28).

Figura 28 – Valores de oxigênio dissolvido (O.D.), temperatura e pH da água, mensurados ao longo dos quatro pontos amostrais.



O ponto de Lourenço apresentou a maior carga de sólidos suspensos (SS) na água, enquanto Ponte Cassiporé, a menor. Vila Velha e Vila Taperebá apresentaram cargas de SS semelhantes (Tabela 5).

Tabela 5 – Cargas de sólidos suspensos (SS; em $mg.L^{-1}$) na água dos quatro pontos amostrais na bacia do Rio Cassiporé.

Pontos	Lourenço	Ponte Cassiporé	Vila Velha	Taperebá
SS[a] (mg.L^{-1})	6556,25	10,25	1632,50	1619,25

Nota: sólido suspenso é formado por material particulado e matéria orgânica.

6.2 ANÁLISE DOS METAIS PESADOS

6.2.1 Exatidão do método e limite de detecção (LD)

Os testes realizados com os padrões certificados de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn (NIST) e Hg (DORM-2) demonstraram uma ótima exatidão da metodologia empregada. Os valores de recuperação dos respectivos metais foram de: Cd = 108%, Cr = 95%, Cu = 102%, Pb = 107%, Zn = 92% e Hg = 96%. O limite de detecção (em nanogramas – ng) para os metais analisados foram de: Cd = 0,01, Cr = 0,01, Cu = 0,02, Pb = 0,01, Zn = 0,03 e Hg = 0,01.

6.2.2 Metais Pesados nos Peixes

No geral, com os dados unificados de toda BRC, nenhuma espécie apresentou concentração de Cd, Cu, Pb e Zn acima do limite permitido pela legislação brasileira (Tabela 6). Por outro lado, das 55 espécies capturadas, 13 (23,6%) apresentaram concentrações acima do permitido por lei para o Cr, sendo maiores em *Poptella cf. compressa* (matupiri) 0,525 $\mu g.g^{-1}$; *Pimelodus ornatus* (mandi casaca) 0,411 $\mu g.g^{-1}$; e *Acestrorhynchus falcatus* (uéua) 0,346 $\mu g.g^{-1}$. Para o Hg três espécies apresentaram concentrações acima do limite permitido, sendo elas *Hoplias aimara* (trairão; 0,535 $\mu g.g^{-1}$), *Pseudoplatystoma fasciatum* (Surubim; 0,530 $\mu g.g^{-1}$) e *Plagioscion squamosissimus* (pescada branca; 0,508 $\mu g.g^{-1}$). Na Tabela 7 são apresentados os valores das concentrações médias com desvio padrão e intervalo de variação, mensurados para cada metal analisado para todas as espécies de peixes coletadas.

Tabela 6 - Limite máximo de concentração de Cd, Cr, Cu, Pb, Zn e Hg no tecido muscular de peixes estabelecidos pela legislação brasileira.

Metais	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Concentração $\mu g.g^{-1}$	1,0[a,b]	0,1[b]	30,0[b]	0,5 [a,b]	2,0 [a,b]	50,0[b]

[a]ANVISA, Portaria n° 685, de 27 de agosto de 1998;
[b]BRASIL, Decreto n° 55.871, de 26 de março de 1965.

Analisando de forma individual, indivíduos de cada espécie separadamente em cada local, alguns exemplares das espécies *P. squamosissimus* e *P. compressa* apresentaram concentrações acima do tolerável para o Cd e para o Pb, respectivamente (Tabela 8). Do mesmo modo, vários indivíduos de outras espécies exibiram concentrações acima do limite permitido por lei para o Cr, saltando de 13 para 23 (41,9%) espécies contaminadas por este metal. Em relação ao Hg, indivíduos das espécies *Hoplias malabaricus* (traíra; 0,570 $\mu g.g^{-1}$) e *Serrasalmus rhombeus* (piranha preta; 0,548 $\mu g.g^{-1}$) também apresentaram concentrações acima do aceitável, aumentando para cinco o número de espécies contaminadas por mercúrio (Tabela 8). Na Tabela 8 também se observa que a maioria dos indivíduos capturados, com concentrações irregulares, estava centrada nos pontos de Lourenço e Ponte Cassiporé, que ficam, respectivamente, nas imediações da região de atividade garimpeira do Lourenço e próximo a ela (em torno de 70 km).

Tabela 7 - Concentrações médias ± desvio padrão e intervalos de variação (entre parênteses) dos metais pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn e Hg) no tecido muscular das espécies de peixes capturadas na bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil.

Espécies	**Nome Vulgar**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Pb**	**Zn**	**Hg**
A. falcatus	Uéua	0,010±0,006 (0,003-0,019)	**0,346±0,02** (0,305-0,379)	0,063±0,01 (0,045-0,73)	0,125±0,07 (0,058-0,231)	0,352±0,12 (0,169-0,482)	0,320±0,06 (0,270-0,410)
A. ucayalensis	Mandubé	0,004±0,002 (0,002-0,007)	0,012±0,004 (0,007-0,017)	0,044±0,02 (0,016-0,071)	0,127±0,01 (0,113-0,141)	0,143±0,003 (0,141-0,145)	N/M
A. anableps	Tralhoto	0,017±0,003 (0,014-0,022)	0,026±0,001 (0,025-0,028)	0,040±0,005 (0,034-0,048)	0,180±0,02 (0,154-0,203)	0,400±0,05 (0,334-0,483)	N/M
A. aspredo *****	Rebeca	0,027	0,010	0,012	0,189	0,247	N/M
A. cf. aspredo	Rebeca	0,003±0,001 (0,002-0,004)	0,038±0,001 (0,036-0,039)	0,030±0,002 (0,027-0,033)	0,021±0,004 (0,016-0,025)	0,404±0,10 (0,286-0,523)	0,091±0,004 (0,085-0,096)
A. bimaculatus	Matupiri vermelho	0,007±0,002 (0,006-0,008)	0,009±0,006 (0,001-0,017)	0,064±0,002 (0,062-0,066)	0,099±0,02 (0,072-0,127)	0,433±0,04 (0,382-0,483)	0,135±0,004 (0,130-0,140)
Astyanax sp.	Matupiri	0,007±0,002 (0,005-0,008)	0,002±0,001 (0,001-0,003)	0,018±0,002 (0,016-0,020)	0,068±0,02 (0,051-0,085)	0,999±0,12 (0,882-1,116)	N/M
B. bagre *****	Bandeirado	0,034	0,008	0,057	0,244	1,073	N/M
B. rousseauxii		0,033±0,01 (0,012-0,054)	0,015±0,005 (0,008-0,021)	0,064±0,03 (0,025-0,103)	0,158±0,12 (0,009-0,307)	0,143±0,01 (0130-0,155)	0,225±0,10 (0,100-350)
B. vaillantii *****	Dourada	0,016	0,035	0,038	0,196	0,294	0,0001
B. caudomaculatus	João duro	0,013±0,005 (0,005-0,022)	0,070±0,01 (0,011-0,312)	0,043±0,01 (0,028-0,067)	0,187±0,06 (0,106-0,272)	0,647±0,10 (0,501-0,792)	0,050±0,001 (0,040-0,060)
C. spixii *****	Uricíca	0,032	0,010	0,030	0,203	0,264	N/M
C. cf. ternetzi *****	Jacundá	0,010	0,006	0,015	0,023	1,234	0,230
C. saxatilis	Jacundá	0,002±0,0002 (0,001-0,004)	**0,125±0,01** (0,006-0,245)	0,044±0,02 (0,016-0,073)	0,096±0,03 (0,065-0,127)	0,463±0,23 (0,184-0,742)	0,250±0,02 (0,230-0,270)
Crenicichla sp. *****	Jacundá	0,002	**0,252**	0,006	0,120	0,609	0,200
C. cf. cyprinoides	Branquinha	0,008±0,006 (0,004-0,020)	0,082±0,008 (0,028-0,232)	0,068±0,02 (0,040-0,085)	0,068±0,03 (0,025-0,113)	0,267±0,07 (0,165-0,344)	N/M

Espécies	Nome Vulgar	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Hg
C. aff. spilurus	Piaba	0,005±0,003 (0,001-0,009)	**0,173±0,10** (0,003-0,260)	0,050±0,01 (0,031-0,063)	0,051±0,04 (0,009-0,113)	0,638±0,04 (0,576-0,696)	0,200 **
C. cf. gouldingi	Piaba	0,016±0,005 (0,009-0,024)	**0,136±0,02** (0,010-0,509)	0,048±0,005 (0,043-0,57)	0,093±0,04 (0,030-0,175)	0,763±0,12 (0,487-0,897)	0,205±0,01 (0,190-0,220)
C. cf. spilurus	Piaba	0,012±0,005 (0,004-0,021)	0,098±0,01 (0,003-0,252)	0,052±0,01 (0,039-0,076)	0,156±0,08 (0,037-0,272)	0,585±0,18 (0,150-0,745)	0,203±0,07 (0,130-0,310)
D. cf. micropoeus *	Peixe cutia	0,013	0,006	0,014	0,106	0,172	N/M
E. trilineta	Ituí navalha	0,013±0,002 (0,010-0,016)	0,016±0,01 (0,003-0,043)	0,052±0,006 (0,002-0,176)	0,134±0,07 (0,044-0,258)	1,138±0,51 (0,153-1,452)	0,345±0,02 (0,320-0,375)
E. virescens	Ituí navalha	0,021±0,002 (0,002-0,049)	0,027±0,002 (0,020-0,55)	0,050±0,02 (0,005-0,080)	0,180±0,06 (0,113-0,258)	0,583±0,03 (0,317-0,804)	N/M
G. cf. geayi	Acará	0,008±0,003 (0,002-0,013)	0,062±0,01 (0,003-0,377)	0,030±0,003 (0,002-0,087)	0,057±0,02 (0,044-0,113)	0,979±0,20 (0,705-1,355)	0,108±0,01 (0,100-0,120)
H. aimara	Trairão	0,0012±0,005 (0,010-0,013)	0,080±0,001 (0,078-0,082)	0,047±0,02 (0,017-0,077)	0,092±0,04 (0,044-0,141)	0,162±0,04 (0,118-0,206)	**0,535±0,03** (0,500-0,570)
H. malabaricus	Traíra	0,033±0,005 (0,027-0,043)	0,026±0,01 (0,011-0,056)	0,048±0,02 (0,007-0,079)	0,141±0,08 (0,005-0,224)	0,286±0,17 (0,020-0,548)	0,329±0,11 (0,200-0,570)
H. cf. ventromaculatus	Acarí	0,009±0,001 (0,008-0,010)	0,025±0,01 (0,011-0,039)	0,052±0,006 (0,044-0,059)	0,065±0,05 (0,002-0,127)	0,193±0,01 (0,180-0,205)	N/M
H. temporalis	Acará vermelho	0,005±0,002 (0,002-0,007)	**0,245±0,003** (0,242-0,249)	0,040±0,002 (0,038-0,042)	0,120±0,006 (0,113-0,127)	0,455±0,03 (0,414-0,496)	N/M
K. cf. guianensis	Acará	0,012±0,008 (0,002-0,022)	**0,291±0,03** (0,003-0,572)	0,045±0,03 (0,006-0,083)	0,044±0,02 (0,023-0,065)	0,855±0,09 (0,750-0,960)	0,190 **
L. friderici	Aracu piau	0,008±0,004 (0,002-0,013)	0,065±0,01 (0,003-0,291)	0,030±0,002 (0,016-0,063)	0,113±0,02 (0,078-0,161)	0,190±0,05 (0,136-0,268)	0,235±0,04 (0,180-0,290)
M. atlanticus	Pirapema	0,030±0,0004 (0,029-0,031)	0,010±0,005 (0,004-0,015)	0,019±0,005 (0,013-0,25)	0,220±0,003 (0,217-0,224)	0,390±0,13 (0,231-0,549)	0,001±0,0004 (0,001-0,002)
M. cf. surinamensis *	Matupiri	0,008	0,267	0,063	0,101	0,167	N/M
M. grandisquamis	Matupiri cascudo	0,024±0,02 (0,004-0,056)	0,058±0,01 (0,003-0,360)	0,043±0,02 (0,021-0,075)	0,138±0,07 (0,051-0,251)	0,255±0,18 (0,073-0,495)	0,180±0,02 (0,160-0,200)

Espécies	Nome Vulgar	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Hg
M. cf. incilis	Tainha	0,026±0,006 (0,016-0,34)	0,016±0,004 (0,008-0,021)	0,040±0,002 (0,039-0,043)	0,201±0,02 (0,189-0,231)	0,360±0,04 (0,319-0,434)	N/M
M. cf. rhomboidalis	Pacu curupeté	0,005±0,001 (0,003-0,007)	**0,146±0,04** (0,034-0,201)	0,020±0,008 (0,007-0,051)	0,096±0,006 (0,085-0,113)	0,160±0,11 (0,021-0,404)	N/M
M. cf. torquatus *****	Pacu curupeté	0,003	0,006	0,051	0,085	0,151	N/M
M. rubripinnis *****	Pacu branco	0,013	0,021	0,071	0,072	0,234	0,140
P. flavipinnis	Sarda	0,017±0,007 (0,006-0,028)	0,014±0,01 (0,003-0,035)	0,037±0,02 (0,012-0,054)	0,052±0,03 (0,030-0,113)	0,127±0,04 (0,093-0,175)	0,335±0,02 (0,310-0,360)
P. cf. eigenmanni	Mandi branco	0,050±0,001 (0,049-0,51)	0,018±0,003 (0,014-0,021)	0,048±0,003 (0,040-0,052)	0,272±0,006 (0,265-0,279)	0,040±0,002 (0,037-0,043)	0,090±0,01 (0,080-0,100)
P. cristata	Jandiá	0,006±0,004 (0,001-0,013)	**0,131±0,01** (0,003-0,485)	0,047±0,007 (0,002-0,416)	0,081±0,04 (0,002-0,191)	0,408±0,27 (0,013-0,888)	0,213±0,09 (0,140-0,316)
P. geryi *****	Lambisca	0,008	**0,161**	0,012	0,134	0,623	N/M
P. blochii	Mandi bagre	0,017±0,002 (0,002-0,056)	0,071±0,009 (0,008-0,282)	0,032±0,02 (0,007-0,089)	0,149±0,07 (0,058-0,293)	0,201±0,12 (0,065-0,475)	0,203±0,01 (0,150-0,349)
P. ornatus	Mandi casaca	0,008±0,006 (0,001-0,015)	**0,411±0,09** (0,303-0,520)	0,042±0,02 (0,012-0,073)	0,123±0,03 (0,085-0,161)	0,094±0,04 (0,044-0,144)	0,330±0,05 (0,269-0,390)
P. squamosissimus	Pescada branca	0,460±0,05 (0,003-1,066)	0,0130±0,006 (0,003-0,035)	0,045±0,03 (0,009-0,091)	0,102±0,04 (0,018-0,251)	0,127±0,04 (0,087-0,796)	**0,508±0,10** (0,050-0,670)
P. compressa	Matupiri	0,014±0,001 (0,001-0,034)	**0,525±0,06** (0,020-1,800)	0,077±0,06 (0,010-0,238)	1,580±0,29 (0,002-4,280)	0,881±0,76 (0,336-2,690)	0,102±0,05 (0,080-0,170)
P. hystrix *****	Raia	0,022	0,007	0,079	0,175	0,261	N/M
P. fasciatum	Surubim	0,034±0,02 (0,002-0,066)	0,006±0,001 (0,005-0,007)	0,061±0,02 (0,041-0,082)	0,175±0,01 (0,044-0,307)	0,099±0,07 (0,010-0,187)	**0,530±0,08** (0,430-0,630)
P. nattereri	Piranha vermelha	0,046±0,001 (0,003-0,100)	0,053±0,007 (0,003-0,245)	0,036±0,02 (0,028-0,045)	0,073±0,04 (0,002-0,127)	0,182±0,07 (0,111-0,396)	0,365±0,06 (0,200-0,400)
R. cf. quelen	Jandiá do mangue	0,011±0,001 (0,009-0,013)	0,034±0,001 (0,034-0,035)	0,022±0,001 (0,021-0,023)	0,006±0,003 (0,002-0,009)	0,228±0,04 (0,175-0,282)	N/M
S. couma	Bagre	0,022±0,010 (0,003-0,032)	0,012±0,006 (0,007-0,022)	0,044±0,01 (0,022-0,073)	0,130±0,09 (0,016-0,237)	0,681±0,49 (0,180-1,790)	0,047±0,03 (0,001-0,100)

Espécies	Nome Vulgar	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Hg
S. passany *****	Tacariuna	0,024	0,036	0,067	0,203	0,985	0,0009
S. proops	Bagre branco	0,021±0,002 (0,018-0,024)	0,006±0,004 (0,001-0,011)	0,059±0,02 (0,040-0,078)	0,206±0,003 (0,203-0,210)	1,147±0,06 (1,070-1,223)	0,008±0,001 (0,007-0,009)
S. cf. eigenmanni *****	Piranha amarela	0,005	0,073	0,062	0,113	0,253	0,210
S. rhombeus	Piranha preta	0,004±0,002 (0,001-0,006)	0,041±0,001 (0,040-0,042)	0,087±0,003 (0,083-0,091)	0,070±0,03 (0,032-0,108)	0,168±0,03 (0,130-0,207)	0,459±0,04 (0,370-548)
S. spilopleura	Piranha branca	0,005±0,003 (0,001-0,009)	**0,236±0,001** (0,235-0,238)	0,029±0,003 (0,025-0,033)	0,120±0,006 (0,113-0,127)	0,415±0,06 (0,339-0,491)	0,165±0,03 (0,130-0,200)
S. macrurus	Ituí	0,024±0,01 (0,003-0,046)	0,056±0,04 (0,006-0,080)	0,048±0,020 (0,013-0,098)	0,235±0,08 (0,092-0,410)	0,951±0,61 (0,159-1,790)	0,110±0,08 (0,087-0,132)

Nota: Valores em negrito estão acima do limite permitido pela legislação brasileira. N/M = Não Mensurado. Concentrações em $\mu g.g^{-1}$ de peso seco. *****Apenas um indivíduo capturado. ******Concentração de Hg em um espécime.

Tabela 8 – Concentrações de Cd, Cr, Pb e Hg acima do permitido no tecido muscular de exemplares das espécies de peixes coletadas na bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil.

Metal	**Espécie (*n*)**	**Concentração**	**CP (cm)**	**P (g)**	**Ponto**
Cádmio	*P. squamosissimus* (4)	1,061±0,38	32,6±3,1	715,1±183,6	Vila Velha
Cromo	*A. falcatus* (3)	0,346±0,03	17,3±5,5	195±18,7	Lourenço
	B. caudomaculatus (2)	0,216±0,08	8,45±0,04	8,85±0,04	Lourenço
	C. aff. spilurus (2)	0,258±0,001	9,9±0,08	25,65±0,12	Lourenço
	C. cf. cyprinoides (1)	0,232	18,5	165,7	Ponte Cassiporé
	C. cf. gouldingi (2)	0,364±0,12	11,0±0,2	36,55±0,2	Lourenço
	C. cf. spilurus (3)	0,249±0,01	10,1±0,6	30,9±5,6	Lourenço
	C. saxatilis (1)	0,245	16,0	59,5	Ponte Cassiporé
	Crenicichla sp.(1)	0,256	12,0	24,3	Ponte Cassiporé
	G. cf. geayi (1)	0,378	8,6	22,3	Lourenço
	H. temporalis (2)	0,245±0,003	10,8±0,2	51,6	Ponte Cassiporé
	K. cf. guianensis (1)	0,578	8,9	30,9	Lourenço
	L. friderici (1)	0,290	15,5	99,9	Ponte Cassiporé
	M. cf. rhomboidalis (3)	0,183±0,02	11,4±1,5	86,5±28,7	Ponte Cassiporé
	M. cf. surinamensis (1)	0,267	9,3	24,6	Lourenço
	M. grandisquamis (2)	0,281±0,08	8,9±0,6	25,1±5,7	Ponte Cassiporé
	P. blochii (2)	0,218	15,5±1,9	69,9±16,1	Vila Velha
	P. blochii (2)	0,386	18,9±4,7	121,5±34,4	Ponte Cassiporé
	P. compressa (5)	0,937±0,5	7,5±0,4	11,7±1,8	Lourenço
	P. cristata (15)	0,206	12,4±4,9	29,8	Ponte Cassiporé
	P. cristata (4)	0,463±0,03	12,3±1,06	21,4±4,9	Lourenço
	P. geryi (1)	0,160	10,5	14,1	Ponte Cassiporé
	P. nattereri (2)	0,214±0,04	13,8±1,8	163,5±46,8	Ponte Cassiporé
	P. ornatus (1)	0,303	22,0	153,2	Ponte Cassiporé
	P. ornatus (1)	0,520	18,0	74,0	Lourenço
	S. macrurus (1)	0,363	51,0	219,0	Vila Velha
	S. spilopleura (2)	0,236±0,002	11,5±1,2	51,5±6,5	Ponte Cassiporé
Chumbo	*P. compressa* (1)	4,2800	7,5	11,7	Lourenço
Mercúrio	*H. aimara* (2)	0,540	36,8±0,5	846,5±63,5	Ponte Cassiporé
	H. malabaricus (1)	0,570	36,0	975,5	Vila Velha
	P. fasciatum (1)	0,630	56,7	1497,5	Ponte Cassiporé
	P. squamosissimus (1)	0,670	40,0	1336,0	Ponte Cassiporé
	P. squamosissimus (1)	0,510	36,5	976,1	Vila Velha
	S. rhombeus (1)	0,548	22,5	415,4	Vila Velha

Nota: *n* é número de indivíduos da espécie com concentrações acima do tolerável. Espécies com nomes repetidos representam locais diferentes. Concentração em $\mu g.g^{-1}$ de peso seco. CP = comprimento padrão, P = peso.

As comparações dos resultados entre os períodos sazonais, entre os locais de coleta e entre os níveis tróficos para os metais analisados no tecido muscular dos peixes, assim como as análises estatísticas, estão demonstradas englobando todas as espécies devido ao grande número de espécies coletadas nos diferentes pontos, não tendo sido capturada a mesma espécie nos quatro pontos amostrais, no máximo em apenas três.

As maiores concentrações de Cd e Hg nos peixes foram encontrados no período chuvoso, enquanto que o Cr, Cu, Pb e Zn apresentaram concentrações mais altas nos peixes no período seco (Tabela 9). Entretanto, o teste U mostrou que somente as concentrações de Cu e de Pb diferem estatisticamente entre os dois períodos sazonais ($p<0,05$). Para os demais metais não houve diferenças estatísticas ($p>0,05$) entre as concentrações.

Tabela 9 – Concentração (±DP) dos metais pesados no tecido muscular dos peixes nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS) e comparação das concentrações entre os períodos.

Metais	**Período Chuvoso**	**Período Seco**	**Valor *p***	***n* PC**	***n* PS**
Cd	5,214±0,573	2,589 ±0,207	0,0658 $^{n/s}$	93	153
Cr	6,856±0,709	14,501 ±1,175	0,8875 $^{n/s}$	93	153
Cu	5,231±0,534	5,566 ±0,448	<0,0001 *	93	153
Pb	6,027±0,615	27,373 ±2,218	<0,0001 *	93	153
Zn	31,190±3,190	75,690 ±6,077	0,0729 $^{n/s}$	93	153
Hg	11,845±1,560	9,742 ±1,357	0,8603 $^{n/s}$	55	49

Nota: DP = desvio padrão; *n* é o número de indivíduos analisados em cada período; *significativo; n/s = não significativo; concentração em $\mu g.g^{-1}$ de peso seco.

As concentrações dos metais pesados no tecido muscular dos peixes apresentaram resultados variados nos diferentes pontos de coleta das amostras. O Cd no ponto de Vila Velha indicou maior concentração em relação aos demais pontos. O Cr e Zn apresentaram maiores concentrações em Lourenço, decrescendo em direção a Vila Taperebá. A concentração de Cu manteve-se acima de 3,0 $\mu g.g^{-1}$ em Lourenço, Ponte Cassiporé e Vila Velha, reduzindo em Vila Taperebá. O Pb teve sua concentração variando entre os pontos, sendo maior em Lourenço. Já o Hg teve um aumento gradativo em sua concentração de Lourenço a Vila Velha, diminuindo em Vila Taperebá. As concentrações dos metais pesados no tecido muscular dos peixes e suas comparações estatísticas entre os pontos estão indicadas na Tabela 10.

Tabela 10 - Concentração (±DP) dos metais pesados (em $\mu g.g^{-1}$ de peso seco) no tecido muscular dos peixes nos pontos de amostrais e comparação das concentrações entre os pontos.

Metais	Pontos			
	[a]LO (62)	**[b]PC (77)**	**[c]VV (40)**	**[d]VT (67)**
Cd	[b,c,d] 0,661±0,034	[a,c,d] 0,633±0,065	[a,b] 5,685±1,078	[a,b] 0,805±0,050
Cr	9,807±0,702	8,620±0,754	2,172±0,198	0,743±0,038
Cu	3,954±0,147	3,139±0,340	3,279±0,161	[b] 1,420±0,093
Pb	[b,c,d] 10,464±1,100	[a] 7,810±0,585	[a] 9,609±0,667	[a] 5,506±0,317
Zn	[b,c,d] 43,895±2,235	[a] 23,486±2,542	[a,d] 21,197±2,058	[a,c] 18,307±1,437
Hg	6,090[d]±0,299	[d] 7,067±0,242	[d] 7,232±0,665	[a,b,c] 1,188±0,211

Nota: [a,b,c,d] Representam os pontos amostrais; letras na mesma linha mostram diferenças significativas da concentração do metal entre os pontos; valores entre parênteses representam o número indivíduos (*n*) analisados em cada ponto; DP = desvio padrão; LO = Lourenço, PC = Ponte Cassiporé, VV = Vila Velha e VT = Vila Taperebá.

A concentração de Cr não foi estatisticamente diferente entre nenhum dos pontos ($p>0,05$). Em relação ao Cd, a sua concentração em Lourenço se difere estatisticamente dos demais locais de coleta ($p<0,05$), assim como o ponto Ponte Cassiporé ($p<0,05$). As concentrações de Cd em Vila Velha e Vila Taperebá não diferiram estatisticamente, mas ambas são diferentes de Lourenço e Ponte Cassiporé ($p<0,05$). Diferenças estatísticas na concentração de Cu ocorrem apenas de Vila Taperebá ($p<0,05$) para os demais pontos. No caso do Pb, a concentração no tecido muscular dos peixes coletados no Lourenço é estatisticamente diferente das concentrações nos peixes da Ponte Cassiporé, Vila Velha e Vila Taperebá ($p<0,05$). Esse resultado também foi constatado para o Zn, além de diferenças da concentração nos peixes entre Vila Velha e Vila Taperebá. Para o Hg, a sua concentração nos peixes de Vila Taperebá difere estatisticamente da concentração nos peixes dos pontos de Lourenço, Ponte Cassiporé e Vila Velha ($p<0,05$). Entre estes três últimos pontos, a concentração de Hg nos peixes não diferiu (Tabela 10).

Os carnívoros apresentaram as maiores concentrações de Cd, Cu, Pb e Hg, reduzindo-os para os níveis inferiores e de forma mais acentuada para Cd e Hg. As maiores concentrações de Cr e Zn foram observadas nos peixes onívoros, seguido pelos carnívoros. Na Tabela 11 estão demonstradas as concentrações dos metais pesados no tecido muscular dos peixes para cada nível trófico, assim como as comparações estatísticas das concentrações dos metais pesados entre os níveis tróficos.

Tabela 11 - Concentração (±DP) dos metais pesados (em $\mu g.g^{-1}$ de peso seco) no tecido muscular dos peixes de cada nível trófico e comparação das concentrações entre os níveis.

Metais	Níveis tróficos				
	[a]Car (82)	[b]Oni (83)	[c]Her (46)	[d]Ins (25)	[e]Det (10)
Cd	[b] 5,614±0,870	[a] 0,946±0,102	0,628±0,077	0,498±0,065	0,097±0,011
Cr	4,315±0,248	8,895±1,535	6,418±0,789	1,244±0,243	0,469±0,134
Cu	3,566±0,146	[c] 3,340±0,554	[b] 2,302±0,188	1,123±0,129	0,460±0,107
Pb	[d] 9,461±0,384	[d] 9,168±1,087	[d] 9,057±1,348	[a,b,c,e] 4,966±0,613	[d] 0,737±0,087
Zn	[c,d] 27,659±1,272	[d] 32,556±4,885	[a,d] 24,083±2,091	[a,b] 19,905±2,028	2,682±0,386
Hg	12,895±0,697	4,902±0,572	2,590±0,235	1,009±0,305	0,181±0,081

Nota: [a,b,c,d,e]Representam os níveis tróficos; letras na mesma linha mostram diferenças significativas da concentração do metal entre os níveis tróficos; valores entre parênteses representam o número indivíduos (*n*) analisados em dada nível trófico; DP = desvio padrão; Car = Carnívoro, Oni = Onívoro, Her = Herbívoro, Ins = Insetívoro, Det = Detritívoro.

O teste de Kruskal-Wallis monstrou diferenças estatisticamente significativas das concentrações de Cd, Cu, Pb e Zn entre os níveis tróficos ($p<0,05$), não sendo observadas diferenças para as concentrações de Cr e Hg ($p>0,05$). No caso do Cd, a diferença foi evidenciada entre os carnívoros e onívoros, ao passo que para o Cu, a diferença esteve entre os onívoros e os herbívoros. A concentração de Pb nos insetívoros se diferencia dos demais níveis tróficos. Nos insetívoros a concentração de Zn também é diferente dos carnívoros, onívoros e herbívoros, e vice-versa. Além disso, diferenças estatísticas também foram observadas na concentração de Zn entre carnívoros e herbívoros (Tabela 11).

6.2.3 Metais Pesados na Água

No geral, com exceção do Zn, todos os metais apresentaram concentrações na água acima do limite permitido pela legislação brasileira. Contudo, concentrações de Zn em Vila Velha (0,195 $mg.L^{-1}$) e Vila Taperebá (0,188 $mg.L^{-1}$) se apresentaram acima do tolerável, enquanto que o Hg (0,0001 $mg.L^{-1}$) em Vila Taperebá teve concentração abaixo do nível de referência. As concentrações dos metais pesados (média ± desvio padrão) na água com seus valores mínimos e máximos mensurados, assim como os limites permitidos por lei para cada metal na água, são demonstrados na Tabela 12.

Tabela 12 - Concentração média com desvio padrão, mínima e máxima dos metais pesados na água (em $mg.L^{-1}$), com os respectivos limites de referência.

	Cd(8)	**Cr(8)**	**Cu(8)**	**Pb(8)**	**Zn(8)**	**[c]Hg(4)**
Média±DP[a]	0,164±0,04	2,693±2,16	0,377±0,03	1,187±0,57	0,139±0,07	0,040±0,06
Mínimo	0,027	0,243	0,028	0,433	0,029	0,0001
Máximo	0,813	6,530	1,030	2,160	0,195	0,150
Limites[b]	0,001	0,050	0,009	0,010	0,180	0,0002

Nota: [a]Desvio Padrão; [b]Limites estabelecidos pelo CONAMA, resolução n° 357, de 17 de março de 2005; [c] Concentrações apenas da coleta no período seco; valores entre parênteses (*n*) representam o número de amostras analisadas.

Análises da concentração de Hg nas amostras de água do período chuvoso não foram realizadas. Em relação ao Zn, suas concentrações na água foram similares entre os períodos chuvoso e seco. Os demais metais apresentaram maiores concentrações no período chuvoso em relação ao período seco, como mostrado na Tabela 13.

Tabela 13 - Concentração (±DP) dos metais pesados na água (em $mg.L^{-1}$) nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS) e comparação das concentrações entre os períodos.

Metais	**Período Chuvoso**	**Período Seco**	**valor *p***	***n* PC**	***n* PS**
Cd	0,276±0,181	0,052±0,016	0,1489 n/s	4	4
Cr	3,443±0,147	1,944±0,982	0,2482 n/s	4	4
Cu	0,616±0,156	0,139±0,058	0,0433*	4	4
Pb	1,750±0,169	0,625±0,087	0,0209*	4	4
Zn	0,114±0,031	0,164±0,044	0,1489 n/s	4	4
Hg	-	0,041±0,036	1,0000 n/s	0	4

Nota: DP = desvio padrão; *significativo; n/s = não significativos.

O teste U mostrou diferenças estatisticamente significativas entre os períodos sazonais somente para as concentrações na água de Cu e Pb ($p<0.05$). Os outros metais não apresentaram diferenças significativas das concentrações entre os períodos de acordo com o teste ($p>0,05$) (Tabela 13).

As concentrações dos metais pesados na água nos pontos amostrais foram diversificadas. Em Lourenço a concentração de Cd, Cu, Pb e Hg foram maiores do que nos demais locais (Tabela 14). A partir da Ponte Cassiporé o Cd, Cu e Pb apresentaram concentrações crescentes na água até Vila Taperebá. O Hg apresentou sentido inverso, com a concentração decrescendo na água de Lourenço até Vila Taperebá. Para o Cr, a maior

concentração na água foi verificada em Vila Velha seguido por Lourenço. O Zn teve concentrações similares em Vila Velha e Vila Taperebá, sendo maiores em relação a Lourenço e Ponte Cassiporé (Tabela 14). Na comparação da concentração dos metais pesados na água entre os locais, não houve diferença estatisticamente significativa para nenhum local ($p>0,05$).

Tabela 14 - Concentração (±DP) dos metais pesados na água (em $mg.L^{-1}$) nos pontos amostrais e comparação das concentrações entre os pontos.

Metais	**Pontos**				**valor *p***
	LO(2)	**PC(2)**	**VV(2)**	**VT(2)**	
Cd	0,442±0,370	0,023±0,004	0,062±0,029	0,130±0,043	$0,2123^{n/s}$
Cr	4,235±1,150	0,652±0,408	5,330±1,230	0,558±0,235	$0,1386^{n/s}$
Cu	0,918±0,362	0,153±0,124	0,312±0,205	0,376±0,260	$0,4180^{n/s}$
Pb	1,680±0,669	0,892±0,458	1,090±0,559	1,278±0,561	$0,6444^{n/s}$
Zn	0,141±0,033	0,033±0,003	0,195±0,032	0,188±0,029	$0,1979^{n/s}$
Hg ¥	0,150	0,010	0,003	0,0001	$0,3916^{n/s}$

Nota: n/s = não significativo; ¥Apenas uma amostra analisada; valores entre parênteses (*n*) representam o número de amostras analisadas; DP = desvio padrão; LO = Lourenço, PC = Ponte Cassiporé, VV = Vila Velha, VT = Vila Taperebá.

7 DISCUSSÃO

Neste estudo foram analisadas as concentrações de metais pesados no tecido muscular de uma variedade de peixes para entender a carga destes contaminantes nos peixes de diferentes níveis tróficos, permitindo uma avaliação do potencial perigo dos metais para os peixes e para os seres humanos. Além disso, ao ser selecionada uma diversidade de peixes para estudo, pode-se usá-las como bioindicadoras da exposição local há um ou mais contaminantes e em geral ao longo do trecho estudado na bacia do Rio Cassiporé.

A discussão abordará inicialmente as concentrações de metais nos peixes de forma individual, avaliando depois as diferenças de concentração dos metais entre os períodos sazonais, os pontos de coleta e os níveis tróficos. E posteriormente a concentração dos metais pesados na água e suas variações entre os períodos e locais de coleta.

7.1 METAIS PESADOS NOS PEIXES

O Cd é um metal de alta toxicidade, elemento não essencial de difícil excreção e está amplamente difundido no ambiente (CARDOSO; CHASIN, 2001), inclusive no solo da região estudada. O fato do Cd ser encontrado acima da Concentração Máxima Permitida (CMP) em indivíduos de *P. squamosissimus* (Tabela 8), pode ser um reflexo de seu incremento no ambiente aquático da região pela ação dos garimpos. Os níveis de Cd no solo das áreas garimpadas na BRC são altos (43 ppm; COSTA, 1992), e no processo de lavra e beneficiamento do ouro esse metal está se desprendendo do solo, se concentrando e é liberado junto com os rejeitos no curso d'água da BRC, resultando no aumento de sua concentração no meio acima do permitido (Tabela 12) e possibilitando sua acumulação na ictiofauna. A liberação de Cd pela atividade garimpeira em rios foi evidenciada na região de Poconé – MT por Rodrigues-Filho e Maddock (1997); e no Rio Gelado, na região de Carajás - PA, os peixes carnívoros *Clicha* ssp. e *Serrasalmus* ssp. (mesmo nível trófico de *P. squamosissimus*) também apresentaram altas concentrações de Cd (>1,67 $ug.g^{-1}$), sendo a principal fonte deste metal os rejeitos liberados da mineração (BARROS *et al*., 2011), reforçando o reportado anteriormente neste trabalho.

Mesmo em níveis baixos como encontrados aqui, o Cd pode causar disfunção fisiológica em peixes impossibilitando sua sobrevivência no ambiente e reprodução (BARHOUMI *et al*., 2009; JEZIERSKA *et al*., 2009; LIMA JR *et al*., 2002). Em altas

concentrações nos peixes o Cd causa déficits de crescimento, natação errática, alterações hematológicas e mortalidade (ATCHISON *et al*., 1987; COSTA; HARZ, 2009; CUI *et al*., 2011). Nos seres humanos ocasiona disfunção renal, enfisema pulmonar, distúrbios imunológicos e osteoporose (CARDOSO; CHASIN, 2001; LARSON; WEINCK, 1994). Por isso, para este metal, maior cuidado deve ser adotado pela população quanto ao consumo de *P. squamosissimus* devido estar aparentemente contaminada. As demais espécies tiveram índices de Cd aceitáveis, não apresentando risco de contaminação para os peixes e para a população.

Em relação ao Cr, concentrações acima de 0,1 $\mu g.g^{-1}$ em músculo de peixes, são consideradas prejudiciais ao animal e oferece risco os seus consumidores (WHO, 1988), sendo o limite máximo permitido no Brasil (Tabela 6; BRASIL, 1965). O fato de indivíduos de 23 espécies de peixes (41,9%) apresentarem níveis de Cr acima do permitido (Tabelas 7 e 8) indica que o ambiente está fortemente impactado por esse metal, que apresenta grande potencial de bioacumulação quando disponível (VELMA *et al*., 2009). Apesar do Cr fazer parte da geoquímica local (Cr = 90 ppm; COSTA, 1992; FARACO; THÉVENIAUT, 2011), a principal fonte de liberação deste contaminante para o meio aquático na região estudada é por meio da atividade dos garimpos, assim como evidenciado pra o Cd. Outra evidência forte para isso foi a maior captura de espécies contaminadas nos pontos de Lourenço e Ponte Cassiporé (Tabela 4), que ficam na região garimpada e próxima a ela, respectivamente. A proximidade com a área de exploração de ouro e liberação de Cr do solo por esta atividade, foram fatores importantes para os altos níveis deste metal em peixes da região de Carajás (BARROS *et al*., 2011), relevando o argumento apresentado.

A maior disponibilização do Cr na água torna-o mais susceptível a absorção pelos peixes, diretamente pela água ou indiretamente pelo alimento ingerido (PALANIAPPAN; KARTHIKEYAN, 2009), além disso, a locomoção do organismo no ambiente, tempo e local de exposição e hábito alimentar interferem na sua acumulação (IKEM, *et al*., 2003; JORDÃO *et al*., 1997; MIRANDA-FILHO *et al*., 2011). Neste estudo, estes fatores aparentam ter influência na absorção de Cr nos peixes da BRC, visto a variedade de espécies capturadas de distintos níveis tróficos em diferentes locais (Tabelas 4, 7 e 8) e alta concentração deste metal na água (2,693 $mg.L^{-1}$; Tabela 12). O Cr acima da CMP causa déficit de natação, irregularidade na respiração e na alimentação, ulcerações e morte nos peixes (BURGUER *et al*., 2001, 2002; REPULA *et al*., 2012) e, no homem, a principal consequência é o câncer (LARSON; WEINCK, 1994; SILVA; PEDROZO, 2001). A contaminação de peixes pelo Cr é

bem acentuada na BRC e o risco de exposição a este metal para as pessoas que vivem na BRC é alto, devido à diversidade de espécies existentes com níveis elevados do referido metal e que são de consumo diário da população ribeirinha.

Ao contrário do Cr, nenhuma espécie de peixe ou indivíduo (Tabelas 7 e 8) coletado no presente estudo apresentou concentração de Cu em seu tecido muscular acima do limite legal (Tabela 5). Isso pode estar relacionado ao fato do Cu ser um elemento essencial para o organismo e ser facilmente regulado pelo metabolismo dos peixes, assim como nos humanos (KALAY; CANLI, 2000; NOR, 1987). Além disso, vários trabalhos relatam níveis baixos de Cu em músculo de peixes, sendo fígado e gônadas mais propícios a acumularem este metal quando em grandes concentrações (BOOCK; MACHADO NETO; 2000; FERNADES *et al*., 2007; TAJIRI *et al*., 2011). Em baixa concentração no peixe o presente metal pode resultar em anemia, distúrbios gastrointestinais e no desenvolvimento dos ossos e morte (MAZON *et al*., 2002a; PAGENKOPF *et al*., 1974). Esta última consequência, também está relacionada com altas concentrações de Cu em peixes, assim como os efeitos subletais na respiração, comportamento, crescimento, metabolismo e reprodução (JEZIERSKA *et al*., 2009; MAZON *et al*., 2002b; RODRIGUES, 2006; YILMAZ, 2003). No ser humano concentrações elevadas de Cu no organismo provocam vômito, hipotensão e morte (LARSON; WEINCK, 1994; PEDROZO; LIMA, 2001). As baixas concentrações de Cu encontrados em peixes neste estudo para a BRC, não representam ameaça para os peixes e risco para a população local, sendo considerados dentro da normalidade.

O Pb não apresenta efeitos benéficos ou nutricionais para os organismos, sendo extremamente tóxico (BILANDZIC *et al*., 2011; ERSOY; CELIK, 2010) requerendo maiores cuidados quanto a ingestão deste metal. Mas no presente estudo, o Pb se apresentou em baixa concentração no músculo dos peixes avaliados, exceto na espécie *P. compressa* que teve alta concentração (Tabelas 7) e um indivíduo com concentração muito acima da admissível (Tabela 8). Tal espécie tem hábito detritívoro (Tabela 4) com dieta alimentar a base de matéria orgânica (MO) de fundo e húmus (PLANQUETTE *et al*., 1996) e pode estar se alimentando de MO com grandes quantidades de Pb. Isso porque no local onde foi coletada *P. compressa*, tem muita MO que segundo Rodrigues-Filho e Maddock (1997) apresenta um grande potencial de fixar Pb; e este metal é abundante no solo da região (93 ppm; COSTA, 1992) sendo liberado em maiores concentrações nos curso d'água durante as atividades nos garimpos proporcionando sua fixação na MO. Isso poderia justificar a maior concentração de Pb em *P. compressa*. Do mesmo modo, espécies herbívoras com alimentação a base de MO

em certos períodos do ano, também mostraram altas concentrações de Pb em seus tecidos musculares próximo de áreas contaminadas no Mar Mediterrâneo (CANLI; ATLI, 2003; PEREIRA *et al*., 2010) e no Rio Yellow – China (CUI *et al*., 2011), devido a grandes níveis deste metal junto a MO ingerida pelos peixes, reforçando o argumento anterior.

Em altas concentrações nos peixes o Pb causa déficits comportamentais, além de redução do crescimento, desenvolvimento, aprendizagem, mudanças no metabolismo e aumento na formação de muco (CESTARI *et al*., 2004; FERRARO *et al*., 2004; MARTINEZ *et al*., 2004; SIPPEL *et al*., 1983; SCHMITT *et al*., 2007). Em humanos, altos níveis de Pb causam alterações neurológicas, inibição do sistema enzimático e distúrbios no metabolismo (LARSON; WEINCK, 1994; PAOLIELLO; CHASIN, 2001). O risco de exposição da população ao Pb pelo consumo de peixe na região estudada é baixo, mas ocorre, pois a população local não se alimenta de *P. compressa*, mas as espécies de peixes que a predam sim, o que causa os processos de bioacumulação e biomagnificação. Por consequência, essas espécies predadoras com alta concentração de Pb acabam sendo capturadas e consumidas pela população.

Em todas as espécies avaliadas a concentração de Zn no tecido muscular dos peixes (Tabela 7) esteve bem abaixo do limite permitido por lei, sendo consideradas normais. Estudos revelam que maiores concentrações de Zn são encontrados nas gônadas dos peixes, devido à sua participação na divisão celular, processo de crescimento e reprodução (CAMPENHOUT *et al*., 2007; LIMA JR *et al*., 2002; MURUGAN *et al*., 2008). Este fato poderia ter resultado nos baixos níveis de Zn obtidos no estudo, já que foi avaliado o tecido muscular e não o tecido gonadal. Outra questão, é que as concentrações de Zn nos animais possam ser de origem não antrópica, visto a quantidade do metal disponível no ambiente terrestre da área (260 ppm; COSTA, 1992) e que são transferidos para o meio aquático principalmente pela lixiviação do solo durante as chuvas (SANTANA; BARRONCAS, 2007; WARREN, 1981).

Embora o Zn seja um elemento essencial para a fisiologia dos organismos, em altas concentrações no corpo humano pode resultar em doenças pulmonares, gastrointestinais, febre, vômito, problemas de coordenação muscular e desidratação (LARSON; WEINCK, 1994; MUDGAL *et al*., 2010) Nos peixes, pode obstruir os espaços interlamelares, bloqueando o movimento respiratório (ENEJI *et al*., 2011; ROCHA *et al*., 1985; SINDAYIGAYA *et al*., 1994) bem como promover atraso na maturação e crescimento (ATLI; CANLI, 2010; JEZIERSKA *et al*., 2009; SEN *et al*., 2011). No geral, esse metal não

evidência grande risco de contaminação aos peixes e seus consumidores na BRC, pois apresentou-se em concentrações bem abaixo da CMP.

O Hg é considerado o mais tóxico dos metais pesados (CLARCKSON, 1990, 1997) e, por isso, é alvo de vários estudos, especialmente na região Amazônica, próximos às áreas de garimpos (BRABO *et al*., 2003; CORDY *et al*., 2011; HACON *et al*., 2008; KEHRIG *et al*., 2008). Em todos os estudos, a contaminação por Hg é preocupante e evidenciada principalmente nos peixes predadores (BIDONE *et al*., 1997a,b; GUIMARÃES *et al*., 1999; BASTOS *et al*., 2006, 2007, 2008;). Essa tendência foi comprovada neste estudo, em que apenas as espécies predadoras (*H. aimara, H. malabaricus P. fasciatum, P. squamosissimus, S. rhombeus*; Tabelas 7 e 8) apresentaram concentrações de Hg no tecido muscular acima da CMP. Todas estas espécies são de hábito carnívoro (Tabela 4) e estão no topo da cadeia alimentar aquática, acumulando assim a carga de metais transferida ao longo da cadeia pelo alimento ingerido (DÓREA *et al*., 2004, MALM *et al*., 1995, 2004; NEVADO *et al*., 2010). Este processo de bioacumulação é responsável pelos valores de concentração de Hg acima da CMP, devido a disponibilidade deste metal no ambiente (MOREL *et al*., 1998; NYLAND *et al*., 2011). A liberação de Hg nos cursos d'água da BRC pelos garimpos já tem mais de um século, estando este metal presente no meio em grandes quantidades (DNPM, 1981, 1982a,b; PINTO *et al*., 1999), o que propicia sua acumulação pelos organismos aquáticos.

Apesar de não terem sido encontrados peixes em Lourenço com concentração de Hg superior a CMP, a presença deste metal na área é alta, pois seu uso é realizado em diversas áreas de garimpo por muitos anos. Dados de 1986 apontam que a liberação de Hg nos rios da região de Lourenço quase ultrapassou uma tonelada (DNPM, 1986), passando ser maior nos anos seguintes pela entrada de grandes mineradoras na área, de uma a duas toneladas ao ano (MATHIS *et al*., 1997; MATHIS; SILVA, 2003). Todavia, os baixos níveis de Hg nos peixes desse local podem ser explicados pelos seus níveis tróficos (Tabela 4), pois estudos mostram que peixes insetívoros, herbívoros e onívoros apresentam menores taxas de acumulação de Hg devido suas dietas serem a base de alimentos que retêm pouco Hg, como larvas de insetos, vegetais, frutos (CHEN *et al*., 2005; EPA, 2001; KASPER *et al*., 2009, 2012; SILVA *et al*., 2006; YI; ZANG, 2012). Entretanto, as concentrações encontradas nos peixes em Lourenço são relevantes, pois estão acima das registradas para algumas espécies em outras regiões da Amazônia, como *Myloplus rubripinis* (pacu branco), *Leporinus friderici* (aracu piau), *Bryconops caudomaculatus* (joão duro) (DÓREA *et al*., 2006); assim como dos indivíduos

dos demais locais amostrados, a exemplo de *Serrasalmus eigenmami* (piranha branca; LACERDA *et al*., 1991) e *Pygocentrus nattereri* (piranha vermelha; LACERDA *et al*., 1994).

Nos peixes o Hg em dose elevada causa mutações genéticas, sangramento pelo corpo, distúrbios neurológicos e imunológicos, bem como alterações bioquímicas (AZEVEDO, 1993; CLARCKSON, 1997; SHAFFI, 1981). Nos seres humanos, a alta concentração de Hg no corpo resulta em fadiga, febre, tremores, tosses, edema e inflamação pulmonar, alterações nos sistemas nervoso, digestivo e respiratório, efeitos carcinogênicos e mutagenicidade, como má formação do feto (FORSBERG *et al*., 1999; LARSON; WEINCK, 1994; NASCIMENTO; CHASIN, 2001). O risco de contaminação por Hg nos peixes é alto, e a exposição ao Hg das pessoas residentes nas comunidades ao longo da BRC segue a mesma proporção, pois se averiguou no presente estudo que as principais espécies de peixes por elas consumidas (*H. aimara*, *H. malabaricus*, *P. fasciatum* e *P. squamosissimus*) encontram-se com níveis de Hg acima da CMP.

7.1.1 Variações de metais nos peixes entre os períodos sazonais

As diferenças entre as concentrações de Cu e Pb no tecido muscular dos peixes entre os dois períodos, pode ser atribuída as maiores concentrações de ambos os metais em várias espécies de peixes capturadas durante o período seco, assim como evidenciado em peixes de rios da Nigéria por Kpee *et al*. (2009), Obasohan e Oronsaye (2004). Isto pode estar relacionado com a maior temperatura e menor índice de OD na água (Figura 27 e Tabela 3) no período seco. Altas temperaturas reduzem os níveis de oxigênio e elevam a taxa metabólica dos peixes induzindo a sessão de alimentação mais frequente, que por sua vez, resulta num aumento das concentrações de metais, quando estes metais são absorvidos através de cadeia alimentar (OBASOHAN, 2008; ORIBHABOR; OGBEIBU, 2009).

Além disso, temperaturas mais elevadas causam maior atividade e frequência respiratória em peixes. Isto é devido ao aumento das temperaturas que diminuem a afinidade para oxigênio no sangue e aumenta a taxa de acumulação de poluentes (ABIOTA *et al*., 2010; KAKULU *et al*., 1987; OBASOHAN; EGUAVOEN, 2008; OGAMBA *et al*., 2010), no qual é acelerada quando menores níveis de OD são registrados (DJERESA; OLALEYE, 2009; RODRIGUES *et al*., 2005), como obtido neste trabalho. Maiores temperaturas também influenciam diretamente a propriedade de Cu e Pb, alterando o efeito do equilíbrio entre a forma molecular e ionizada. Quando maior a temperatura, a forma mais ionizada destes

metais são produzidas, resultando em uma maior toxicidade para os peixes (KALAY, CANLI, 2000; KPEE *et al*., 2009; RODRIGUES, 2006).

Além da temperatura e oxigênio, outros fatores como dureza e pH são de importância primordial para altos níveis de Cu e Pb em peixes em rios. Howarth e Sprague (1978) verificaram que quando a dureza da água diminuía, a toxicidade do Cu aumentava em peixes, sendo o inverso para o pH, que em alto nível (7-8) a toxidade de Cu diminuía. Bambic (2006) e Zrnic (2013) constataram a mesma situação para o Cu nos peixes no Rio Monte (USA) e no Rio Danúbio (Croácia), respectivamente. Do mesmo modo, Scheuhammer (1991) verificou tal padrão para o Pb em sua revisão sobre o presente elemento. Neste trabalho, o maior valor de pH foi encontrado no período seco, tendo, possivelmente, contribuído para maiores concentrações de Cu e Pb em peixes neste período e diferenças entre os períodos.

Maiores temperaturas da água, baixo nível de OD e pH também são apontados como fatores que elevam o nível de acumulação de Cr e Zn em tecido muscular de peixes na estação seca (CANPOLAT, 2013; VAN DER BROEK, 1979a,b), assim como observado neste estudo (Tabela 13). Contudo, estes elementos apresentam maior solubilidade em água e consequentemente baixa biodisponibilidade, sendo facilmente absorvidos pelos peixes (BAMBIC, 2006; VELMA *et al*., 2009), circunstância que pode ter influenciado para a não comprovação de diferenças sazonais dos metais Cr e Zn entre os períodos, sendo ainda mais evidente pelo grande número de espécies com concentrações acentuadas destes elementos (Tabela 6).

As maiores concentrações de Cd e Hg no tecido muscular dos peixes no período chuvoso, pode estar relacionado aos rejeitos liberados pelos garimpos (Tópico 6.1) e pela lixiviação do solo pelas chuvas, pois transporta grande parte das partículas de solo trabalhado pelos garimpos para os cursos d'água, que geralmente são contaminadas por mercúrio (BIDONE *et al*., 1997a; GUIMARÃES *et al*., 1999; ROULET, 1998b, 1999). Entretanto, a exploração de ouro nos garimpos da BRC é constante entre os dois períodos, resultando na biodisponibilidade destes metais na água na mesma proporção e, por isso, não ocorrem diferenças (HALE, 1977; TKATCHEVA *et al*., 2004) como constatado nas análises estatísticas.

Diferenças nas concentrações de Cd e Hg no tecido muscular dos peixes entre os períodos chuvoso e seco não foram evidenciadas neste trabalho. Entretanto, diferenças foram verificadas por vários autores na região amazônica brasileira, sendo maiores no período das chuvas (BARLETTA *et al*., 2012; DÓREA *et al*., 2006; PYLE *et al*., 2005; SILVA *et al*.,

2005; SILVA *et al*., 2009a). Nestes estudos, as inundações de áreas húmidas e baixo nível de pH na água, foram os fatores que influenciaram a maior concentração de Cd e Hg nos peixes no respectivo período. Para o Hg, os autores relatam que quando as zonas húmidas (florestas de várzea e campos alagáveis) são inundadas, elas passam por frequentes períodos de anoxia (ausência de oxigênio) e alta concentração de MO (GUIMARÃES *et al*., 2000a,b); fatores que favorecem o crescimento das bactérias de metilação de Hg elevando os níveis de Hg na água (ROULET *et al*., 1998b, 2000, 2001a,b) e consequentemente dos peixes (BELGER; FORSBERG, 2006).

Os baixos níveis de pH decorrentes da elevação da profundidade dos cursos d'água, ocasiona a acidificação da água resultando na maior disponibilidade de Hg no meio e maiores concentrações nos peixes (BARBOSA *et al*., 2003; SILVA *et al*., 2006, 2009b). Ambos os fatores apresentados são constatados na BRC e podem ter influência sobre o acúmulo de Hg nos peixes, mas de forma determinante. Isto porque as áreas estudadas pelos autores citados anteriormente são lagos de várzea e áreas alagadas o ano inteiro, com níveis de pH variando de 3-9 na água. Em compensação na BRC, áreas alagadas ocorrem durante 5 meses na estação chuvosa e depois secam (ICMBIO, 2010) e o pH na água vária pouco de 5,8 a 6,9. No entanto, esta possibilidade não pode ser negligenciada, visto a biodisponibilidade de Hg na água e acúmulo em peixes, serem relatados em áreas com baixa variação de pH (BOWLES *et al*., 2005; BURGER, 1997; BURGER; GOCHFELD, 2011, 2012).

7.1.2 Variações de metais nos peixes entre os pontos amostrais

A diferença da concentração de Cd, Pb e Zn nos peixes em LO dos demais pontos (Tabela 10), pode estar relacionado à diferentes variáveis como: característica do próprio local, ações antrópicas e ictiofauna local. LO por si só já apresenta altas concentrações destes metais em seu solo (COSTA, 1992), que aliado à derrubada da floresta pela exploração mineral, expondo o solo a eventos climáticos em áreas abertas, proporciona a entrada dos presentes elementos no curso d'água local com posterior absorção pelos peixes; seja pela lavagem superficial do solo pela água das chuvas (MORRIS, 1974) ou por partículas no ar atmosférico (KIM; FERGUSSON, 1994; STEINNES, 1990). A lavra do solo pelos garimpos locais na extração de ouro representa outra fonte de liberação de Cd, Pb e Zn no curso hídrico e consequentemente maior acumulação pela ictiofauna, como evidenciado por Hale (1977).

Além disso, o ponto LO está situado em uma área de elevada altitude, em que o trecho d'água até o ponto PC apresenta muitas pedras e cachoeiras íngremes, assim como grande carga sedimentalógica dos rejeitos de garimpos, impossibilitando o deslocamento dos peixes para outros pontos tornando-os sedentários ao local. Isso contribuiu para diferenças na concentração de Cd, Pb e Zn nos peixes em LO sobre os demais pontos, pois a fauna íctica vive maior parte do tempo neste ponto sem ligação com os outros, se locomovendo para outros córregos e igarapés no período chuvoso quando as águas crescem. O sedentarismo da ictiofauna também foi apontado como principal fator da concentração de metais nos peixes entre locais de amostragem por Bambic *et al*. (2006), Burger *et al*. (2001, 2002), Yi e Zang (2012), e Mwandya *et al*. (2010).

A diferença da concentração de Cd nos peixes no ponto PC em relação aos outros, está ligado a sua maior concentração nas espécies *Moenkhausia grandisquamis* (matupiri cascudo; 0,259 $\mu g.g^{-1}$) e *Pimelodella cristata* (jandiá; 0,0189 $\mu g.g^{-1}$). Isso pode ser atribuído ao fato de ambas às espécies viverem especificamente no local e em áreas próximas, pois todos os exemplares de *M. grandisquamis* e quase 80 % dos indivíduos de *P. cristata* foram capturados neste ponto, no qual podem ser também consideradas sedentárias ao ambiente.

O fato das espécies de peixes passarem maior tempo em LO e maior número de espécimes de *P. cristata* em PC (Tabela 8) pode ter contribuído para maior concentração de Cr pela ictiofauna nos respectivos locais, assim como, permanência dos peixes em LO para concentrações consideráveis de Cu e Hg. Por outro lado, a não diferenciação entre os locais de coleta para Cr e entre LO, PC e VV para Cu e Hg, esteja relacionado à biodisponibilidade destes elementos na água dos presentes locais, como demonstrado na Tabela 14; o que resulta em uma acumulação mais uniforme também constatado por Obasonhan e Eguavoen (2008).

Outra questão relevante é presença das espécies de peixes de hábitos não sedentários em PC, VV e VT. Espécies com mobilidade aquática, em geral, carnívoros e onívoros, se locomovem pelos cursos hídricos em busca de alimento, de hábitat, de locais para reprodução e por necessidades biológicas próprias, como para crescimento (VAZZOLER, 1996). Por se deslocarem na água entre áreas a montante e a jusante dos rios, essas espécies são mais susceptíveis a se exporem a contaminação de várias áreas de forma integrada do que individualmente (VERMEULEN; WEPENER, 1999), sendo difícil verificar diferenças entre locais quando representantes deste grupo são capturados (FARKAS, *et al*., 2003; WRIGHT; MASON, 1999); como ocorrido no presente estudo (Tabelas 7 e 8).

As espécies de peixes em VT apresentam alta mobilidade aquática e são principalmente de origem marinha (Anexo B), capturas no período seco quando a água do mar alcança à costa. Essa questão é importante para compreender as menores concentrações de Cr, Cu, Pb, Zn e Hg nos peixes em VT e a diferença da concentração destes quatro últimos metais nos peixes em relação aos dos demais pontos de amostragem. Como são oriundos do mar, essas espécies tem menor contato com a água contaminada por metais pesados que saem da BRC (Tabelas 10 e 12) e, consequentemente, menores concentrações de Cr, Cu e Hg são absorvidas por estes organismos. Tal situação também foi observado em *Mugil cephalus* e *Trachurus mediterraneus* na Turquia por Yilmaz *et al*. (2003) e em bagres costeiros no sul do Mar Caspio – Irã, por Tabari *et al*. (2010).

7.1.3 Variações de metais nos peixes entre os níveis tróficos

Diversos trabalhos mostram a maior acumulação de metais pesados por peixes predadores (SHINN *et al*., 2009; PEREIRA *et al*., 2010; JOYEUX *et al*., 2004). Essa relação também foi evidenciada no presente trabalho. Dos seis metais avaliados, os peixes carnívoros (Tabela 11) apresentaram as maiores concentrações em quatro, sendo eles Cd, Cu, Pb e Hg. Isso significa que as espécies carnívoras capturadas na BRC estão passando pelo processo de bioacumulação, se alimentando de presas contaminadas, como *M. grandisquamis* (Cr), *P. compressa* (Cr, Pb), *P. cristata* (Cr), ou com níveis elevados de metal, a exemplo de *Eigemnannia trelineata* (ituí; Zn= 1,138 µg.g^{-1}; Hg= 0,345 µg.g^{-1}), *Sternopygus macrurus* (ituí; Zn= 0,951 µg.g^{-1}) e *Pimelodus ornatus* (Hg = 0,330 µg.g^{-1}) (Tabela 7). Ocorrência similar foram registradas em peixes predadores no Rio Savana (USA) por Burger *et al*. (2001) e no lago Taihu (China) por Tao *et al*. (2012).

O processo de biomagnificação também contribuíu para maior acúmulo de Cd, Cu, Pb e Hg nos peixes carnívoros. Esse processo ocorre quando o contaminante é transferido na cadeia trófica do nível inferior para o superior (KASPER *et al*. 2009; PHILLIPS *et al*., 1980), fato comprovado neste trabalho para os respectivos metais (Tabela 11), em que a contaminação seguiu a tendência detritívoros < insetívoros < herbívoros < onívoros < carnívoros. Na Amazônia brasileira esse padrão de acumulação é obtido com grande frequência para o Hg (SILVA *et al*., 2005, 2009a, NEVADO *et al*., 2010) e foi encontrado por Cui *et al*. (2011) para Cd e Pb no delta do Rio Yellow na China.

Em Cr e Zn também ocorreu o processo de biomagnificação, mas os peixes onívoros foram os que tiveram maior acumulação destes metais (Tabela 11). A tendência de contaminação seguiu a ordem: detritívoros < insetívoros < herbívoros < carnívoros < onívoros. Vastas pesquisas em literaturas foram realizadas com finalidade de realizar comparações e verificar este padrão, no entanto nenhum estudo abordando o tema foi encontrado. Contudo, os maiores níveis de Cr e Zn em onívoros no presente trabalho, está relacionado à maior concentração de ambos em *P. cristata* (Cr= 5,110 $\mu g.g^{-1}$; Zn= 15,905 $\mu g.g^{-1}$) e *Pimelodus blochii* (mandi bagre; Cr= 1,285 $\mu g.g^{-1}$; Zn= 3,610 $\mu g.g^{-1}$), representantes da família Pimelodidae que retêm estes elementos em maiores taxas a partir dos nutrientes adquiridos pelo alimento (VINOT; PIHAN, 2005).

As espécies *P. blochii* e *P. cristata* juntas, também corresponderam a 60 % da concentração de Cd em onívoros, 0,312 $\mu g.g^{-1}$ e 0,239 $\mu g.g^{-1}$, respectivamente, ao passo que, *P. squamosissimus* correspondeu a 78 % da concentração de Cd em carnívoros. Esses fatos podem ser responsáveis pela diferença entre ambos os níveis tróficos, visto que nenhuma outra espécie se destacou com uma concentração elevada de Cd nos onívoros e carnívoros e nos outros níveis tróficos. O mesmo raciocínio serve para o Cu, mas com diferença entre os herbívoros. Isso porque 72 % da concentração de Cu em onívoros foram novamente representados por *P. blochii* e *P. cristata* (0,570 $\mu g.g^{-1}$ e 1,849 $\mu g.g^{-1}$, respectivamente), enquanto nos herbívoros, 75 % foram apresentados por *M. grandisquamis* (0,477 $\mu g.g^{-1}$), *Cyphocharax cf. spirilus* (piaba; 0,414 $\mu g.g^{-1}$) e *Cyphocharax cf. gouldingi* (piaba; 0,288 $\mu g.g^{-1}$). Isso pode refletir maior sensibilidade de tais espécies aos presentes metais no qual podem ser utilizadas como bioindicadoras.

A concentração de Pb nos peixes insetívoros foi diferente dos demais níveis tróficos, assim como em Zn, excetuando os detritívoros (Tabela 11). Isso pode estar relacionado à captura das espécies deste nível trófico no período seco (Tabela 4) e sua alimentação. Em tal período, peixes insetívoros habitam principalmente a vegetação marginal (macrófitas) dos rios (ABUJANRA *et al*., 2009) devido servir de hábitat para insetos aquáticos e lavas de insetos terrestres (Odonatas e dípteras), sua principal dieta alimentar (PLANQUETTE *et al*., 1996). Estes insetos e larvas, por sua vez, alimentam-se da MO das raízes das plantas aquáticas e dos próprios microfiletes das raízes, onde mais se acumula metais pesados em plantas aquáticas, especialmente Pb e Zn (BELINI, 2007; BOUDET *et al*., 2011). Quando as larvas e insetos alimentam-se absorvem os metais retidos nas raízes acumulando-os em seus organismos (MASON *et al*., 2000; WREN; STEPHENSON, 1991), e consequentemente transferindo-os

ao seu consumidor, no caso, os peixes (ABUJANRA *et al*., 2009). Processo este, provavelmente, ocorrido na área estudada explicando as maiores concentrações de Pb e Zn encontradas nos peixes insetívoros.

Por outro lado, as concentrações Cr e Hg não apresentaram diferenças entre os níveis tróficos. Possivelmente isso esteja ligado as suas acumulações em várias espécies de peixes dos diferentes níveis avaliados (tabela 4) entre os quatro pontos amostrais e o baixo número de indivíduos amostrados nos níveis tróficos inferiores (insetívoros e detritívoros; Tabela 11). Além disso, a maior biodisponibilidade de ambos os metais na água pelos rejeitos oriundos da atividade garimpeira pode ter contribuído para esse resultado, como retratado anteriormente (tópico 6.1).

7.2 METAIS PESADOS NA ÁGUA

Como exposto anteriormente, todos os metais pesados avaliados (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn e Hg) apresentaram concentrações acima do limite permitido por lei (Tabela 12), com níveis superiores de Cr e Pb em relação aos demais metais. A tendência de contaminação na água seguiu a ordem: Hg < Zn < Cd < Cu < Pb < Cr. Menores concentrações de Hg na água pode ser resultado de sua leitura apenas no período seco.

A concentração de metais, acima da CMP na água, mostra que o principal curso d'água ao longo da BRC, composto pelos rios Reginá e Cassiporé, encontra-se contaminado. O fato da região alta da BRC (de Lourenço a Ponto Cassiporé) possuir níveis naturais destes elementos (COSTA, 1992) pode ter contribuído para este cenário. Mas, possivelmente, não seja a principal fonte de entrada dos presentes metais nos cursos hídricos avaliados, pois estudos relatam que a taxa de transferência de metais do ambiente terrestre para o aquático é de 0,032 $\mu g.m^{2(-1)}$ num período de 10 anos (BIDOGLIO *et al*., 1994; SELVENDIRAN *et al*., 2008). Provavelmente, essa contaminação, seja o reflexo da atividade garimpeira na região de Lourenço, pois no processo de lavra e beneficiamento do ouro, os metais pesados retidos no solo são liberados diretamente na água sem nenhuma ligação com material particulado (COUTO, 1988; PFEIFFER *et al*. 1989) e também concentrados ao sedimento que os transporta pela extensão do curso d'água (CESAR *et al*., 2009). Além disso, os garimpos são responsáveis pela liberação de 72 $\mu g.m^2$ por ano de metais contidos no solo para o meio aquático (FOSTIER *et al*., 2000; ZABOWSKI *et al*., 2001).

A contaminação da água por metais pesados na BRC é mais um registro da poluição por rejeitos de garimpos em cursos hídricos no Estado do Amapá, especialmente com Hg. Bidone *et al*. (1997a) foi o primeiro a contatar este problema em águas do Rio Tartarugalzinho, onde estavam altamente contaminada por Hg. Guimarães *et al*. (1999) e Gonçalves *et al*. (2000) comprovaram novamente a contaminação por Hg de águas em dois lagos do município de Pracuúba e do Rio Vila Nova, respectivamente. Além do Hg, Fostier *et al*. (2000) menciona a contaminação de córregos em Serra do Navio por Al, Fe, Mn, Zn provenientes de atividades minerais locais e do desflorestamento na área estudada. Isso evidência o fato de que os cursos d'água no Amapá, onde a exploração mineral ocorre, estão sujeitos à contaminação por metais pesados, como comprovado neste estudo.

A presença de fazendas criadoras de gado, efluentes domésticos das moradias e comunidades e atividades de agricultura ao longo da BRC, também podem ter contribuído para contaminação da água. Estes fatores são apontados em diversos estudos onde a água de rios foi encontrada contaminada, por serem fontes antropogênicas de liberação de metais (DEMIRAK *et al*., 2006; DSIKOWITZKY *et al*., 2013; KPEE *et al*., 2009; SANTOS *et al*., 2006; IKEM *et al*., 2003).

7.2.1 Metais na água entre os períodos sazonais

No período chuvoso foram encontradas as maiores concentrações de metais pesados (Tabela 13), não sendo observada para Hg devido à ausência de dados neste período. Águas de rios na Nigéria (OBASOHAN, 2007, 2008) e do Chile (PIZARRO *et al*., 2010) que recebiam rejeitos de áreas garimpeiras também apresentam maiores cargas de contaminantes na estação das chuvas. E conforme os autores, o elevado fluxo de água nos decorrentes rios pela alta pluviosidade, ocasiona a maior diluição dos rejeitos, proporcionando maiores taxas de biodisponibilidade dos metais na coluna d'água no período das chuvas. Do mesmo modo, tal evento foi relatado e abordado por Bambic *et al*. (2006); Broman *et al*. (1994); Ekpo e Ibok (1999), Pizarro *et al*. (2010) e Silva *et al*. (2005; 2009a). Isso contraria a hipótese de que as maiores concentrações de metais pesados seriam encontradas no período seco, quando o nível da coluna de água está reduzido e os poluentes concentrados em um menor espaço.

Em Serra do Navio, outra área de exploração mineral do Estado do Amapá, Fostier *et al*. (2000) verificaram altos níveis de Al, Fe, Cu e Hg em córregos da área no período chuvoso. Mas, além do argumento apresentado acima, os autores também mencionam a

questão da maior temperatura (20-35 °C) no período seco ter influenciado no resultado. As altas temperaturas provocaram maior emissão dos metais do solo da floresta e da água dos córregos para atmosfera, ocasionando redução nas concentrações dos presentes elementos em nos solos das florestas desmatadas e abertas e cursos d'água atingidos pela mineração. Schoroeder e Munthe (1998) também chamam a atenção para a temperatura obtendo maiores concentrações de Hg em sistemas terrestres e aquáticos na estação de chuvas em relação ao de estiagem. Isso pode ser mais um fator a justificar as maiores concentrações de metais no período chuvoso neste estudo, pois foi verificada maior temperatura da água no período seco (Figura 27) e o ambiente local apresenta temperaturas variando entre 21 a 34 °C (OLIVEIRA, 2007).

Apesar das maiores concentrações dos metais na água no período chuvoso, diferenças estatísticas entre os dois períodos foram verificadas somente para Cu e Pb (Tabela 13). Isso pode estar relacionado às maiores concentrações destes metais nos pontos no período chuvoso, principalmente em LO (Cu = 1,030 $mg.L^{-1}$ e Pb = 2,160 $mg.L^{-1}$), ao passo que, no período seco, as concentrações foram menores e mais equilibradas entre os locais. Maiores concentrações Cu e Pb em LO pode ser resultado de fontes naturais (COSTA, 1992) e antrópicas (tópico 6.1) no local. Além disso, fatores como o baixo pH na área e presença de grande quantidade de MO e material particulado (Tabela 5), possivelmente, contribuíram para a decorrente questão. Obasohan (2008) verificou níveis altos de Cu na água do Rio Ogba relacionado ao baixo pH e graus consideráveis de MO, enquanto Kpee *et al*. (2009), evidenciou essa relação para Pb na água do córrego Ipo, sendo ambos trabalhos na Nigéria.

7.2.2 Metais na água entre os pontos amostrais

As concentrações de Cd, Cr, Cu, Pb, Zn e Hg na água não se diferenciaram entre os pontos amostrais (Tabela 14). Vários fatores podem ter contribuir para esse resultado, como ações antropogênicas, geologia local, estações climáticas e variáveis ambientais da água.

Independente do período sazonal, podendo ser um pouco mais elevada no período seco, quando estradas e solos estão secos facilitando a extração de ouro, a atividade garimpeira libera continuamente rejeitos no curso d'água estuda na BRC, fazendo com que os elementos químicos sempre estejam biodisponíveis na água. Além disso, a presença dos metais pesados no relevo da bacia ajuda a manter as concentrações destes no curso hídrico, mesmo que em baixas proporções.

Por outro lado, a distribuição das fazendas agropecuárias, áreas de roça para agricultura, propriedades particulares e comunidades ribeirinhas ao longo da BRC, nas imediações dos rios Reginá e Cassiporé, também contribuiu para não diferenciações entre os locais de coleta. Pois os impactos ambientais gerados por estas ações antropogênicas, como: substâncias orgânicas (fezes animal), descapagem do solo (desflorestamento), resíduos e efluentes domésticos, não estão centradas em um único local e sim, em toda área da BRC. Proporcionando liberação mais uniforme de metais na água. Além disso, a utilização de embarcações pela população por quase todo curso d'água da BRC propícia a entrada de Cd, Cu e Pb na água, pois estes metais são constituintes da gasolina e óleos lubrificantes usados nos motores, no qual chegam aos cursos hídricos que a partir da queima ou do próprio derramamento destes combustíveis na água (CASTRO, 2006).

Apesar dos maiores níveis de metais na água no período chuvoso, a diferença para o período seco não é evidenciada para todos os metais, e no caso Cu e Pb apenas em LO no primeiro período, no qual possibilita inferir que os metais avaliados estão possivelmente distribuídos de forma equilibrada entre os locais de amostragem, contribuindo para que não houve-se diferenças estatísticas comprovadas.

A região de planície da BRC recebe influencia da maré, que transporta águas de maior pH (TAKIYAMA, 2007) e elevada sedimentação (FERNADES *et al*., 2006). A primeira variável proporciona maior biodisponibilidade de Zn em água (BAMBIC *et al*., 2006) e a segunda pode concentrar todos os metais estudados em sua molécula, agrupados ou individualmente (GUIMARÃES *et al*., 2000a,b). Por isso ambos os fatores auxiliam na homogeneização dos metais na água entre os pontos amostrais, principalmente em VV e VT, fazendo com que estes dois locais não apresentem concentrações menores em relação de LO e PC.

8 CONCLUSÕES

As concentrações de Cu e Zn encontradas no tecido muscular dos peixes são consideradas normais e sem risco de contaminação aos peixes e humanos, assim como Cd e Pb, exceto para as espécies *P. squamosissimus* e *P. compressa*, respectivamente. Contudo, Cr e Hg são os metais que apresentaram maior contaminação nos peixes com níveis bem acima da CMP, proporcionando grandes riscos de exposição da população devido ao consumo das espécies de peixes contaminadas.

A influência da sazonalidade sobre as concentrações de metais pesados nos peixes foi evidenciada apenas para Cu e Pb, pelo acúmulo deste elementos no organismo mediante o maior índice alimentar das espécies no período seco.

Para as concentrações de metais nos peixes nos pontos amostrais, algumas conclusões são pontuadas, como: (I) peixes em LO apresentam maiores concentrações de metais dado a proximidade com as áreas de garimpos; (II) LO é o local mais propício a acumulação e contaminação por Cd, Pb e Zn em peixes; (III) a concentração de Hg nos peixes é acentuada e indiferente entre os pontos amostrais, exceto para VT, por ser um local não impactado e mais distante dos garimpos; (IV) peixes concentram Cr e Cu na mesma proporção independente do local.

Maiores concentrações de Cd, Cu, Pb e Hg foram verificadas nos peixes carnívoros, ao passo que Cr e Zn, nas espécies onívoros. Todavia, as espécies insetívoras demonstraram ser bons bioindicadores da concentração de Pb e Zn na BRC.

Em relação à água, constatou-se a sua contaminação por todos os metais avaliados (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Hg), tanto nos períodos sazonais quanto nos pontos amostrais (exceto VT), resultante das fontes e ações antropogênicas que norteiam os cursos d'água, especialmente a atividade garimpeira.

No período chuvoso as concentrações de metais pesados foram relativamente maiores do que no período seco, exceto para Hg, pois não foi analisado no período chuvoso. No entanto, a sazonalidade influenciou apenas nas concentrações de Cu e Pb na água.

Apesar dos pontos amostrais serem distantes um do outro, não foram verificadas tendências de contaminação local para nenhum dos metais avaliados na água, o que representa distribuição dos presentes elementos na água de maneira uniforme ao longo da BRC.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O grande número de espécies de peixes (Tabelas 7 e 8) com concentrações de metais acima do permitido, principalmente em LO e PC, pode ser um reflexo da ação garimpeira na região do Lourenço para a BRC. Logo, mais estudos sobre estas espécies poderiam proporcionar maior compreensão da real situação da região.

Com base nos resultados, verifica-se que a sazonalidade provoca variações nas concentrações de metais nos peixes e na água de maneiras peculiares, sendo maiores nos peixes no período seco e maiores na água no período chuvoso. Mas, a sazonalidade teve maior influência sobre as concentrações de Cu e Pb tanto nos peixes quanto na água, nos seus respectivos períodos de maior concentração em ambas as variáveis, período seco e período chuvoso, respectivamente. Logo, a hipótese de que as maiores concentrações de metais seriam encontradas no período seco é valida apenas para os peixes em Cu e Pb, e nula para água. Em compensação para água, as maiores concentrações de metais são encontradas no período chuvoso e também para Cu e Pb.

Apesar das variações nas concentrações de metais pesados nos peixes entre os locais, a hipótese de que os peixes existentes nos pontos de coleta mais próximos dos garimpos apresentem maiores concentrações de metais é válida. Isso ocorre, porque as maiores concentrações de metais pesados foram relatadas em LO e PC, incluindo diferenças destes pontos em relação aos outros. Além disso, mesmo que os peixes em LO sejam de pequeno porte e de hábito herbívoro (na maioria), eles concentram metais em uma taxa mais acentuada do que os peixes dos pontos mais distantes com o mesmo hábito alimentar, pois para concentrar os níveis de metais que os peixes em LO apresentam, os peixes em PC, VV e VT precisariam ingerir uma quantidade maior de alimento para atingirem as mesmas concentrações que os peixes de LO, mesmo sendo de tamanhos maiores.

Do mesmo modo que nos peixes, variações das concentrações de metais pesados na água foram obtidas entre os locais de amostragem, assim como maiores níveis em LO e PC. Contudo, diferenças não foram evidenciadas entre os locais para nenhum dos metais aferidos, o que leva a nulidade da hipótese das concentrações de metais serem maiores nos pontos amostrais próximos dos garimpos para água na BRC.

Os peixes carnívoros evidenciaram as maiores concentrações de metais pesados em seus organismos, confirmando a hipótese inicial de que os peixes carnívoros na BRC apresentam as maiores concentrações de metais em relação aos demais níveis tróficos.

O fato de varias espécies de peixes terem apresentado concentrações de Cd, Cr, Cu e Hg mostra que tanta a biota estudada quanto as pessoas residentes na BRC estão sujeitas a contaminação por estes elementos, assim como pela água. Com isso, estudos futuros na região da BRC devem ser realizados para maior compreensão dos efeitos da atividade garimpeira sobre a ictiofauna e a água. Do mesmo modo, faz-se necessário a adoção de monitoramentos destas variáveis ambientais, visto o tempo de liberação dos metais estudados nos cursos d'água da BRC e a importância desta bacia para as diversas comunidades ribeirinhas que ali residem e tem nos peixes e na água, a sua principal fonte de proteína e de sobrevivência.

Por outro lado, o consumo de peixes contaminados pela população ribeirinha da BRC, como a pescada, trairão, piranha, surubim, que são espécies de consumo diário, representa um risco eminente de contaminação e danos à saúde local, podendo chegar à morte. Tanto é, que dois moradores da comunidade de Vila Velha, morreram em 2012 supostamente contaminados por metais após o consumo diário destas espécies capturadas no Rio Cassiporé, em que os principais sintomas relatados pelos familiares das vítimas e pessoas da comunidade foram: feridas externas e internas, febre, diarréia, vômitos, desidratação, queda de pressão, tumores nos órgãos e a morte em apenas uma semana. Sintomas estes, que ocorrem quando há a ingestão de metais pesados em excesso, como exposto na Tabela 1 no inicio deste trabalho.

A morte pela suposta contaminação dessas duas pessoas em Vila Velha pode ser ainda um agravante da contaminação da água nos rios da BRC, como evidenciado no trabalho. Inevitavelmente a população da BRC utiliza a água destes rios tanto para beber, como para preparar as refeições, higiene pessoal, alimentação de animais, irrigação de hortas e dos roçados, que depois são consumidos pelos mesmos. Essa contaminação da água foi evidenciada em toda a extensão da BRC, sendo mais agravante próximo das áreas de garimpos, comprovando que esta atividade está impactando os cursos hídricos que recebem seus rejeitos na BRC, provocando à contaminação do meio aquático e problema a saúde da população local.

REFERÊNCIAS

ABDEL-BAKI, A. S.; DKHIL, M. A.; AL-QURAISHY, S. Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 13, p. 2541-2547, 2011.

ABIOLA O. P.; ANIFOWOSE O.A.; BAMIGBOYE A. Y. Determination of total chromium, cadmium, mercury, lead and arsenic in adult *clarias* species (african catfish) living or bred in different habitats. **International Journal of Applied Science, Technology and Engineering Research**, v. 1, n. 2, p. 48-55, 2012.

ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, suppl. 2, p. 469-479, 2009.

ALLISONA, M. A.: LEEB, M. L. Sediment exchange between Amazon mudbanks and shore-fringing mangroves in French Guiana. **Marine Geology**, v. 208, p. 169-190, 2004.

ALLISON, M. A.; LEEB, M. T.; OGSTON, A. S.; ALLER, R. C. Origin of Amazon mudbanks along the northeastern coast of South America. **Marine Geology**, v. 163, p. 241-256, 2000.

ALLISON, M. A.; NITTROUER C. A.; FARIA JR, L. E. C. Rates and mechanisms of shoreface progradation and retreat downdrift of the Amazon river mouth. **Marine Geology**, v. 125, p. 373-392, 1995a.

ALLISON, M. A.; NITTROUER, C. A.; FARIA, JR. L. E. C.; SILVEIRA, O. M.; MENDES, A. C.. Sources and sinks of sediment to the Amazon margin: the Amapa coast. **Geo-Marine Letters**, v. 16, p. 36-40, 1996.

ALLISON, M. A.; NITTROUER, C. A.; KINEKE, G. C. Seasonal sediment storage on mudflats adjacent to the Amazon River. **Marine Geology**, v. 125, p. 303-328, 1995b.

AKAGI, H. **Manual de análises de mercúrio**. Japão: Ministério do Meio Ambiente, 2004. 119p. (Versão em Português).

AKAGI, H.; MALM, O.; KINJO, Y.; HARADA, M.; BRANCHESB, F. J. P.; PFEIFFERB, W. C.; KATE, H. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 175, p. 85-95, 1995.

AKAGI, H.; NAGANUMA, A. Human exposure to mercury and the accumulation of methylmercury that is associated with gold mining in the Amazon Basin, Brazil. **Journal of Health Science**, v. 46, n. 5, 323-328, 2000.

AMARAL, E. V. **Inventário sócio-econômico da província aurífera do Lourenço**. Belém: DNPM, 1980. 55p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and watwater**. 22 ed. Washington: AWWA, 2012. 1496p.

ARAI, T.; OHJI, M.; HIRATA, T. Trace metal deposition in teleost fish otolith as an environmental indicator. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 179, p. 255–263, 2007.

ARTAXO, P.; CAMPO, R. C.; FERNANDES, E. T.; MARTINS, J. H. V.; XIAO, Z. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. Atmospheric Environment, v. 34, p. 4085-4096, 2000.

ASHE, K. Elevated Mercury Concentrations in Humans of Madre de Dios, Peru. **Plos ONE**, v. 7, n. 3, p. 1-6, 2012.

ATCHISON, G. J.; HENRY, M. G.; SANDHEINRICH, M. B. Effects of metals on fish behavior: a review. **Environmental Biology of Fishes**, v. 18, n. 1, p. 11-25, 1987.

ATLI, G.; CANLI, M. Response of antioxidant system of freshwater fish *Oreochromis niloticus* to acute and chronic metal (Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) exposures. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 1884-1889, 2010.

AZCUE, J. M.; MUDROCH, A.; ROSA, F.; HALL, G. E. M.; JACKOSN, T. A. Trace elements in water, sediments, porewater, and biota polluted by tailings from an abandoned gold mine in British Columbia, Canada. **Journcll of Grochrmical Exploration**, v. 52, p. 75-34, 1995.

AZEVEDO, F. A. Dinâmica ambiental e riscos do mercúrio. **TECBAHIA R. Baiana Tecnologia**, v. 1, n. 1, p. 32-48, 1993.

AZEVEDO, F. A.; NASCIMENTO, E. S.; CHASIN, A. Aspectos atualizados dos riscos toxicológicos do Mercúrio. **TECBAHIA R. BaianaTecnologia**, v. 16, n. 3, p.87-104, 2001.

BALTZER, F.; ALLISON, M.; FROMARD, F. Material exchange between the continental shelf and mangrove-fringed coasts with special reference to the Amazon–Guianas coast. **Marine Geology**, v. 208, p. 115-12, 2004.

BAMBIC, D. G.; ALPERS, C. N.; GREEN, P. G.; FANELLI, E.; SILK, W. K. Seasonal and spatial patterns of metals at a restored copper mine site. I. Stream copper and zinc. **Environmental Pollution**, v. 144, p. 774-782, 2006.

BARBOSA, A. C.; SOUZA, J.; DÓREA, J. G.; JARDIM, W. F.; FADINI, P. S. Mercury Biomagnification in a Tropical Black Water, Rio Negro, Brazil. **Archives Environmental Contamination and Toxicology**, v. 45, p. 235-246, 2003.

BARHOUMI, S.; MESSAOUDI, I.; DELI, T.; SAID, K.; KERKENI, A. Cadmium bioaccumulation in three benthic fish species, *Salaria basilisca*, *Zosterisessor ophiocephalus* and *Solea vulgaris* collected from the Gulf of Gabes in Tunisia. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, p. 980–984, 2009.

BARLETTA, M.; LUCENA, L. R. R.; COSTA, M. F.; BARBOSA-CINTRA, S. C. T.; CYSNEIROS, F. J. A. The interaction rainfall vs. weight as determinant of total mercury concentration in fish from a tropical estuary. **Environmental Pollution**, v. 167, p. 1-6, 2012.

BARROS, B. C. V.; PEREIRA, S. F. P.; PALHETA, D. C.; SILVA, C. S. Cd, Cr and Al determination in fish tissue from Gelado River/APA, Carajás-PA Florest. **HOLOS Environmental**, v. 10, n. 2, p. 195-208, 2011.

BASTOS, W. R.; GOMES, J. P. P.; OLIVEIRA, R. C.; ALMEIDA, R.; NASCIMENTO, E. L. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 368, p. 344-351, 2006.

BASTOS, W. R.; ALMEIDA, R.; DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, v. 16, p. 341-346, 2007.

BASTOS, W. R.; REBELO, M. F.; FONSECA, M. F.; ALMEIDA, R. MALM, O. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, 431-438, 2008.

BATISTA, D. M. **Avaliação de dados de sensores remotos no reconhecimento e monitoramento de ambientes costeiros tropicais: Cabos Cassiporé e Orange, Amapá**. 2006. 130 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Belém, 2006.

BATISTA, E. M.; MARTINS, P. W.; SOUZA FILHO, S.; SILVEIRA, O. F. M. Fusão de dados SRTM com dados Landsat TM 5 para estudo geomorfológico: região dos Cabos Orange e Cassiporé, Amapá. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., Goiânia. **Anais**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Goiânia, 2005. pp. 1741-1743.

BELGER; L.; FORSBERG, B. R. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. The Science of the Total Environment, v. 367, p. 451-459, 2006.

BIDOGLIO, G.; COLE, T. G.; SOUPIONI, M.; GUTIERREZ, M. G.; LLANO, A. Y. Advective and diffusive transport of trace metals in soil-water systems as studied by radiotracer methodologies. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 179, n. 2, 243-250, 1994.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SANTOS, T. J. S.; SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapa State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 95, p. 9-15, 1997a.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. Fish Contamination and Human Exposure to Mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil: A Screening Approach. **Bulletin Environmental Contamination Toxicology**, v. 59, p. 194-201, 1997b.

BILANDZIC, N.; DOKIC, M.; SEDA, M. Metal content determination in four fish species from the Adriatic Sea. **Food Chemistry**, v. 124, p. 1005-1010, 2011.

BOOCK, M. V.; MACHADO NETO, J. G. Estudos toxicológicos do oxicloreto de cobre para tilápia vermelha (*Oreochromis* sp.). **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 67, n. 2, p. 215-221, 2000.

BONUMÁ, N. B. **Avaliação da qualidade da água sob impacto das atividades de implantação de garimpo no município de São Martinho da Serra**. 2006. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BOUDET, L. C.; ESCALANTE, A.; VON HAEFTEN, G.; MORENO, M.; GERPE, M. Assessment of heavy metal accumulation in two aquatic macrophytes: a field study. **Journal of Brazilian Society Ecotoxicology**, v. 6, n. 1, p. 57-64, 2011.

BRABO, E. S.; ANGÉLICA, R. S.; SILVA, A. P.; FAIAL, K. R. F. MASCARENHAS, A. F. S. Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and fishes of acre state in Brazilian Amazon. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 147, p. 61-77, 2003.

BRANDÃO, J. A. S.; FEIJÓ, F. J. Bacia da foz do Amazonas. **Boletim Geociências PETROBRÁS**, v. 8, n. 1, p. 91-99, 1994.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Decreto 55.871 de 26 de março de 1965**, Diário Oficial da União: Brasília, 1965 (09 de abril de 1965).

BROMAN, D.; LUNDBERGH, I.; NÃF, C. Spatial and seasonal variation of major and trace elements in settling particulate matter in an estuarine-like archipelago area in the northern baltic proper. **Environmental Pollution**, v. 85, p. 243-257, 1994.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A. (eds.). Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil. 2 ed. Rio de Janeiro: UFRJ, 2003. URL: http://www.mnrj.ufrj.br/catalogo/

BUENO, G. W.; MARENGONI, N. G.; GONÇALVES JÚNIOR, A. C.; BOSCOLO, W. R.; TEIXEIRA, R. A. Estado trófico e bioacumulação do fósforo total no cultivo de peixes em tanques-rede na área aquícola do reservatório de Itaipu. **Acta Scienturiam Biology Science**, v. 30, n. 3, p. 237-243, 2008.

BURGER, J. Ecological effects and biomonitoring for mercury in tropical ecosystems. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 265-272, 1997.

BURGER, J.; GAINES, K. F.; BORING, C. S. ; STEPHENS JR, W. L.; SNODGRASS, J. Mercury and Selenium in Fish from the Savannah River: species, trophic level, and locational Differences. **Environmental Research**, v. 87, p. 108-118, 2001.

BURGER, J.; GAINES, K. F.; BORING, C. S.; STEPHENS, W. L.; SNODGRASS, J.; DIXON, C. Metal Levels in fish from the Savannah River: potential hazards to fish and other receptors. **Environmental Research**, v. 89, p. 85-97, 2002.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Mercury and selenium levels in 19 species of saltwater fish from New Jersey as a function of species, size, and season. **The Science of the Total Environment**, v. 409, p. 1418-1429, 2011.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Selenium and mercury molar ratios in saltwater fish from New Jersey: Individual and species variability complicate use in human health fish consumption advisories. Environmental Research, v. 114, p. 12-23, 2012.

CAJUSTE, L. J.; CARRILLO, G. R.; COTA G. E.; LAIRD, R. J. The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 57-58, p. 763-771,1991.

CAMPENHOUT, K. V.; BERVOETS, L.; BLUST, R. Assimilation efficiencies of Cd and Zn in the common carp (Cyprinus carpio): Effects of metal concentration, temperature and prey type. **Environmental Pollution**, v. 145, p. 905-914, 2007.

CANLI, M.; ATLI, G. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. **Environmental Pollution**, v. 121, p. 129–136, 2003.

CARDOSO, L. M. N.; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos. Salvador: CRA, 2001. 122p. (Cadernos de referência ambiental, v. 6).

CARLING, G. T.; DIAZ, X; PONCE, M; PEREZ, L; NASIMBA, L. Particulate and Dissolved Trace Element Concentrations in Three Southern Ecuador Rivers Impacted by Artisanal Gold Mining. **Water Air Soil Pollution**, v. 224, p. 1415-131, 2013.

CARRERAS, H. A.; WANNAZ, E. D.; PIGNATA, M. L. Assessment of human health risk related to metals by the use of biomonitors in the province of Córdoba, Argentina. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 117-122, 2009.

CARVALHO, C. E. V.; FARIA, V. V.; CAVALCANTE, M. P. O.; GOMES, M. P.; REZENDE, C. E. Heavy Metal distribution in bentonic coastal fish from Macaé Region, R.J., Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Restoration**, v. 3, n. 2, p. 64-68, 2000.

CARVALHO, C. E. V.; LACERDA, L. D.; GOMES, M. P. Heavy metal contamination of the marine biota along the Rio de Janeiro Coast, SE-Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 57-58, p. 645-653, 1991.

CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES-FILHO, S.; RODRIGUES, A. P. C.; VILLAS-BÔAS, R. C. Mercury contamination in fish from gold mining areas in Indonesia and human health risk assessment. **The Science of the Total Environment**, v. 368, p. 320-325, 2006.

CASTRO, N. **Cádmio, chumbo, cromo, mercúrio e níquel nos rios do Estado de São Paulo e em peixes do Rio Sorocaba**. 2002. 120 f. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de recursos) - Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2002.

CASTRO, S. V. **Efeitos de metais pesados presentes na água sobre a estrutura das comunidades bentônicas do alto Rio das Velhas - MG**. 2006. 110 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Minas, Belo Horizonte, 2006.

CAUX, A. C. P. S. **Aspectos ecológicos de um córrego urbano antes e após Programa de remoção de fontes pontuais de poluição**. 2007. 94 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, Coronel Fabriciano, 2007.

CESAR, R. G.; EGLER, S. G.; POLIVANOV, H.; RODRIGUES, A. P. C.; FERNANDES, V. A.; SILVA, M. B.; CASTILHOS, Z. C. ARAUJO, P. C. **Metais pesados em solos e sedimentos fluviais em antiga área de garimpo de ouro em Descoberto, Minas Gerais**. Rio de Janeiro: CETEM, 2009. 9p. (Comunicação Técnica).

CESTARI, M. M.; LEMOS, P. M. M.; RIBEIRO, C. A. O.; COSTA, J. R. M. A.; PELLETIER, E. Genetic damage induced by trophic doses of lead in the neotropical fish *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) as revealed by the comet assay and chromosomal aberrations. **Genetics and Molecular Biology**, v. 27, n. 2, p. 270-274, 2004.

CHAGAS, M. A. A. **Conflitos, gestão ambiental e o discurso do desenvolvimento sustentável na mineração no Estado do Amapá**. 2010. 235 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Pará, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Belém, 2010.

CHAGAS, M. A. A. Gestão ambiental e conflitos da mineração no Amapá. In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 6., Belém. **Anais**… Belém, 2012. p.1-3.

CHEN, C. Y.; STEMBERGER, R. S.; KAMMAN, N. C.; MAYES, B. M.;. FOLT, C. L. Patterns of Hg Bioaccumulation and transfer in aquatic food webs across multi-lake studies in the Northeast US. **Ecotoxicology**, v. 14, p. 135-147, 2005.

CLARKSON, T. W. Human health risks from methylmercury in fish. **Environmental Toxicology and Chemislry**, v. 9, p. 957-961, 1990.

CLARKSON, T. W. The Toxicology of Mercury. **Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences**, v. 34, n. 3, p. 369-403, 1997.

CANPOLAT, O. The determination of some heavy metals and minerals in the tissues and organs of the *Capoeta umbla* fish species in relation to body size, sex, and age. **Ekoloji**, v. 22, n. 87, p. 64-72, 2013.

CONCEIÇÃO, J. C. J.; ZALON, P. V.; WOLFF, S. Mecanismo, evolução e cronologia do rift Sul-Atlântico. **Boletim Geociências PETROBRÁS**, v. 2, n. 2/4, p.255-265, 1988.

CORDY, P.; VEIGA, M. M.; SALIH, I.; AL-SAADI, S.; CONSOLE, S.; GARCIA, O. Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. **The Science of the Total Environment**, v. 410-411, p. 154–160, 2011.

CORRÊA, T. L. **Bioacumulação de metais pesados em plantas nativas a partir de suas disponibilidades em rochas e sedimentos: o efeito na cadeia trófica**. 2006. 157 f.

Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) – Universidade de Ouro Preto, Ouro Preto, 2006.

COSTA, S. C.; HARTZ, S. M. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinus obtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 1, p. 241-250, 2009.

COSTA, J. A. V. **Geoquímica dos lateritos auríferos do Morro da Mina – Cassiporé (Amapá)**. 1992. 119 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Belém, 1992.

COSTA, J. A. V.; COSTA, M. L. O padrão de distribuição do ouro no perfil laterítico do Morro da Mina, região do Cassiporé, AP. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 3., Belém. **Anais**... Belém, 1991. p. 421-434.

COSTA, J. R. **Distribuição de metais em peixes marinhos ao longo do litoral sudeste do Brasil**. 2007. 43 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2007.

COSTA, S. C.; HARTZ, S. M. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinus obtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 1, p. 241-250, 2009.

COUTO, R. C. S.; CÂMARA, V. M.; SABROSA, P. C. Intoxicação mercurial: resultados preliminares em duas áreas garimpeiras. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 4, n. 3, p. 301-315, 1988.

COUTO, A. A.; CALVOSA, V. S.; LACERDA, R.; CASTRO, F.; ROSA, E. S.; NASCIMENTO, J. M. Control of malaria transmission in a gold-mining area in Amapá State, Brazil, with participation by private enterprise. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 17, n. 4, p. 897-907, 2001.

CUI, B.; ZHANG, Q.; ZHANG, K.; LIU, X.; ZHANG, H. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 1297-1306, 2011.

DA SILVA, E. F. G. **Análise da implementação dos planos de recuperação de áreas degradadas pela mineração em Lourenço (AP)**. 2005. 175 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento do Desenvolvimento) – Universidade Federal do Pará, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Belém, 2005.

DALLINGER, R.; PROSI, F.; SEGNER, H.; BACK, H. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. **Oecologia**, v. 73, p. 91-98, 1987.

DEMIRAK, A.; YILMAZ, F.; TUNA, A. L.; OZDEMIR, N. Heavy metals in water, sediment and tissues of Leuciscus cephalus from a stream in southwestern Turkey. **Chemosphere**, v. 63, 2006, p. 1451–1458.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Projeto estudo dos garimpos brasileiros - Área Amapá**. Belém: DNPM/CPRM, 1981. 33p. (Relatório Anual).

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Projeto estudo dos garimpos brasileiros - Área Amapá**. Belém: DNPM/CPRM, 1982a. 29p. (Relatório Semestral).

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Projeto estudo dos garimpos brasileiros - Área Amapá**. Belém: DNPM/CPRM, 1982b. 32p. (Relatório Anual).

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Inventário sócio-econômico das regiões auríferas do Território Federal do Amapá - Fase I: Louenço, Cassiporé e Vila Nova**. Belém: DNPM, 1986. 40p.

DESCHAMPS, E.; MOREIRA, R.; MATTOS, S.; WEMECK, G. **Pesquisa da contaminação por mercúrio em garimpo do Estado de Minas Gerais, seu impacto na saúde e no meio ambiente**. 2010. Disponível em: <*www.bvsde.paho.org/bvsea/ fulltext/text.pdf*>. Acesso em: 05 jan. 2011.

DJERESA, J. O.; OLALEYE, V. F. Levels of selected heavy metals in *Synodontis membranaceous* Geoffr., in Forcados River, Niger Delta, Nigeria. **African Journal of Ecology**, v. 47, p.441-444, 2009.

DIRETORIA DE HIDROLOGIA E NAVEGAÇÃO DA MARINHA. Da Baía do Oiapoque à barra norte do Rio Amazonas. **Folheto DHN**, n. 8/12, p. 43-50, 2013.

DOMINGUES, E. (coord.). **Uso da terra no Estado do Amapá**. Macapá: IBGE, 2004. 143p. (Relatório Técnico).

DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C.; SILVA, G. S. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 142, p. 275-283, 2006.

DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C.; SOUZADE, J.; FADINI, P.; JARDIM, W. F. Piranhas (*Serrasalmus* spp.) as markers of mercury bioaccumulation in Amazonian ecosystems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 59, p. 57-63, 2004.

DSIKOWITZKY, L; MENGESHA, M.; DADEBO, E.; CARVALHO, C. E. V.; SINDERN, S. Assessment of heavy metals in water samples and tissues of edible fish species from Awassa and Koka Rift Valley Lakes, Ethiopia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 3117-3131, 2013.

EKPO, B. O.; IBOK, U. J. Temporal variation and distribution of trace metals in freshwater and fish from Calabar River, S.E. Nigeria. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 21, p. 51–66, 1999.

ENEJI, I. S.; SHA'ATO, R.; ANNUNE, P. A. Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish (*Tilapia Zilli* and *Clarias Gariepinus)* Organs from River Benue, North . Central Nigeria. **Pakistan Journal Analytical and Environmental Chemistry**. v. 12, n. 1/2, p. 25-31, 2011.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENGY. **Fact sheet - Mercury update: impact on fish advisories**. Washington: EPA, 2001. 10p.

ERSOY, B.; CELIK, M. The essential and toxic elements in tissues of six commercial demersal fish from Eastern Mediterranean Sea. **Food and Chemical Toxicology**, v. 48, p. 1377-1382, 2010.

FARACO, M. T. L.; THÉVENIAUT, H. **Geologia da porção brasileira da folha Oiapoque – NA.22-V-B, Estado do Amapá, Escala 1:250.000**. Belém: CPRM, 2011. 112 p.

FARID, L. H.; MACHADO, J. E.; CONZAGA, M. P.; PEREIRA FILHO, S. R.; CAMPOS, A. E. F.; FERREIRA, N. S. **Preliminary diagnosis of the environmental impacts caused by gold prospecting in Alta Floresta/MT: A case study**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1992. 185p. (Série Tecnologia Ambiental, n. 2).

FEIJÃO, A. **Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Recursos Ambientais e Minerais do Lourenço – REDRAM**. Macapá: IMAP, 2008. 23p.

FERNANDES, E. A. N.; FERRAZ, E. S. B.; OLIVEIRA H. Trace elements distribution in the Amazon floodplain soils. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 179, n. 2, p. 251-258, 1994.

FERNANDES, E. F. TAKIYAMA, L. R. AQUINO, R. W. P.; SANTOS, S. K. CALDAS, U. M. **Caracterização da qualidade da água superficial do PARNA do Cabo Orange**. Macapá: IEPA, 2006. 31p. (Relatório Técnico).

FERNANDES, A. F.; CARDOSO, J. F.; SANTOS, S. G.; MONTEIRO, S. M.; CARROLA, J. MATOS, FERNANDES, A. F. Histopathological changes in liver and gill epithelium of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, exposed to waterborne copper. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 27, n. 3, p. 103-109, 2007.

FERNADES, P. S.; CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P. C. Avaliação preliminar da bioacumulação do mercúrio em três espécies de peixes na Baia de Guanabara. **Boletim CETEM**, v. 16, p. 263-269, 2008.

FERRAN, A. Depósito de ouro de Salamangone, e Mutum, Calçoene, Amapá. In: SCHOBBENHAUS, C.; COELHO, C. E. S. **Principais depósitos minerais do Brasil**, vol. 3. Brasília: DNPM, 1988. pp. 581-588.

FERRAN, A. **Classificação tipológica das jazidas auríferas do escudo brasileiro**. 1994. 210f. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas) – Universidade de Coimbra, Centro de Geociências, Lis Boa, 1994.

FERRARO, M. V. M.; FENOCCHIO, A. S.; MANTOVANI, M. S.; RIBEIRO, C. O.; CESTARI, M. A. M. Mutagenic effects of tributyltin and inorganic lead (Pb II) on the fish *H. malabaricus* as evaluated using the comet assay and the piscine micronucleus and chromosome aberration tests. **Genetics and Molecular Biology**, v. 27, n. 1, p. 103-107, 2004.

FERRAZ, E. S. B.; FERNANDES, E. A. N.; OLIVEIRA, H. Similarity between trace-element composition of river and seabed sediments in the Amazon system. **Geo-Marine Letters**, v. 16, p. 27-30, 1996.

FERREIRA, L. C. As **relações sociais no garimpo de Lourenço: um estudo de caso**. 1990. 45 f. Monografia (Graduação em Filosofia) – Universidade Federal do Amapá, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Belém, 1990.

FORSBERG, M. C. S.; FORBERG, B. R.; ZEIDEMAM, V. K. Mercury contamination I human linked to river chemistry in the Amazon Basin. **Ambio**, v. 28, n. 6, p. 519-521, 1999.

FOSTIER, A. H.; FORTI, M. C.; GUIMARÃES, J. R. D.; MELFI, A. J.; BOULET, R.; ESPÍRITO SANTO, C. M.; KRUG, F. J. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment, Serra do Navio, Amapá State, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 260, p. 201-211, 2000.

GOMES, F. S. Fronteiras e mocambos: o protesto negro na Guiana Brasileira. In: GOMES, F. S. (org.). **Nas terras do Cabo Norte: fronteiras, colonização, e escravidão na Guiana Brasileira – séculos XVIII/XIX**. Belém: Editora Universitária/UFPA, 1999. pp. 225-318.

GOMES, M. V. T.; SATO, Y. Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes do Rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 24-30, 2011.

GONÇALVES, C.; FÁVARO, D. J. T.; MELFI, J. A.; OLIVEIRA, S. M. B.; GUIMARÃES, J. R. D.; VASCONCELLOS, M. B. A.; FOSTIER, A. H.; BOULET, R.; FORTI, M. C. Evaluation of Mercury levels in sediment and soil samples from Vila Nova river basin, in Amapá State, Brazil, using radiochemical neutron activation analysis. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 243, n. 3, p. 789-796, 2000.

GUIMARÃES, J. R. D.; FOSTIER, A. H.; FORTI, M. C.; MELFI, J. A.; KEHRIG, H.; MAURO, J. B. N.; MALM, O.; KRUG, J. F. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brasilian Amazon. Ambio, v. 28, n. 4, p. 296-301, 1999.

GUIMARÃES, J. R. D.; MEILIB, M.; HYLANDER, L. D.; SILVA, E. C.; ROULET, M.; MAURO,J. B. N.; 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, 2000b.

GUIMARÃES, J. R. D.; ROULET, M.; LUCOTTE, M. MERGLER, D. Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajó river floodplain, Bazilian Amazon: seasonal e vertical variations. **The Science of the Total Environmental**, v. 261, p. 91-98, 2000a.

HACON, S.; BARROCAS, P. R. G.; VASCONCELLOS, A. C. S.; BARCELLO, C.; WASSERMAN J. C. An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 24, n. 7, p. 1479-1492, 2008.

HACON, S.; ROCHEDO E. R.; CAMPOS, R.; ROSALES, G.; LACERDA, L. D. Risk assessment of mercury in Alta Floresta, Amazon basin – Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 91-105, 1997a.

HACON, S.; ROCHEDO, E. R. R.; CAMPOS, R. R. R.; LACERDA, L. D. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin . **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, p. 209-216, 1997b.

HALBACH, S.; KREMERS, L.; WILLRUTH, H.; MEHL, A.; WELZL, G.; WACK, F. X.; HICKEL, R.; GREIM, H. Systemic Transfer of Mercury from Amalgam Fillings before and after Cessation of Emission. **Environmental Research**, v. 77, p. 115-123, 1998.

HALE, J. G. Toxicity of Metal Mining Wastes. **Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology**, v. 17, n. 1, p. 66-73, 1977.

HOWARTH, R. S.; SPRAGUE, J. B. Copper lethality to rainbow trout in waters of various hardness and pH. Water Research, v. 12. p. 455-462, 1978.

IKEM, A.; EGIEBOR, N. O.; NYAVOR, K. Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee Lake, Southeastern USA. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 149, p. 51–75, 2003.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Plano de Manejo Parque Nacional do Cabo Orange**. Brasília: ARPA, 2010. 157p.

INSTITUTO DE PESQUIAS CIENTÍFICAS E TECONLÓGICAS DO AMAPÁ/INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS RENOVÁVEIS. **Plano de Desenvolvimento Sustentável Participativo para o entorno do PARNA do Cabo Orange - AP**. Macapá: IEPA/IBAMA, 2003. 40 p.

JEZIERSKA, B.; ŁUGOWSKA, K.; WITESKA, M. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). **Fish Physiology Biochemistry**, v. 35, p. 625-640, 2009.

JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. L.; JHAM, G. N. Chromium contamination in sediment, vegetation and fish caused by tanneries in the State of Minas Gerais, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 207, p. l-11, 1997.

JOYEUX, J. C.; CAMPANHA FILHO, E. C.; JESUS, H. C. Trace metal contamination in estuarine fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 5, p. 765-774, 2004.

KAKULU, S. E.; OSIBANJO, O.; AJAYI, S. O. Trace metal content of fish and shellfishes of the Niger delta area of Nigeria. **Environment International**, v. 13, p. 247-251, 1987.

KALAY, M.; CANLI, M. Elimination of Essential (Cu, Zn) and Non-Essential (Cd, Pb) Metals from Tissues of a Freshwater Fish Tilapia zilli. **Turkish Journal of Zoology**, v. 24, p. 429-436, 2000.

KASPER, *D.; BOTARO, D.; PALERMO, E. F. A.; MALM, O.* Mercúrio em peixes – fontes e contaminação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p.228-239, 2007.

KASPER, D.; PALERMO, E. F. A.; DIAS, A. C. M. I.; FERREIRA, G. L. LEITÃO, R. P. Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 4, p. 751-758, 2009.

KASPER, D.; PALERMO, E. F. A.; BRANCO, C. W. C.; MALM, O. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. **Hydrobiologia**, v. 694, p. 87-98, 2012.

KAY, K. Toxicology of Pesticides: Recent Advances. **Environmental Research**, v. 6, p. 202-243, 1973.

KEHRING, H. A.; FERNANDES, K. W. G.; MALM, O.; SEIXAS, T. G.; DI BENEDITO, A. P. M.; SOUZA, C. M. M. Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1822-1828, 2009.

KEHRIG, H. A.; HOWARD, B. M.; MALM, O. Methylmercury in a predatory fish (*Cichla* spp.) inhabiting the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 154, p. 68-76, 2008

KEHRIG, H. A.; MALM, O.; PALERMO, E. F. A.; SEIXAS, T. G.; BAETA, A. P.; MOREIRA, I. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 34, n. 3, p. 377-384, 2011.

KEITH, P.; LE BAIL, P.Y.; PLANQUETTE, P. **Atlas dês poissons d'eau douce de Guyane, Tome 2-Fascicule 1**. Paris: MNHN/IRD, 2000.

KIM, N. D.; FERGUSSON, J. E. The concentrations, distribution and sources of cadmium, copper, lead and zinc in the atmosphere of an urban environment. **The Science of the Total Environment**, v. 144, p. 179-189, 1994.

KINEKE, G. C.; STERNBERG, R .W. Distribution of fluid muds on the Amazon continental shelf. **Marine Geology**, v. 125, p. 193-233, 1995.

KPEE, F.; OZIOMA, E.; IHUNWO, L. Seasonal variation of Cd, Ni, Cu and Pb in catfish, sediment and water samples from Ipo Stream in Ikwerre District of Rivers State, Nigeria. **Journal of Applied Sciences & Environmental Management**, v. 13, n. 2, p. 63-67, 2009.

LACERDA, L. D.; PFEIFFER, W. C.; MARINS, R. V.; RODRIGUES, S.; SOUZA, C. M. M.; BASTOS W. R. Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of a gold mining tailing deposit drainage in Poconé, Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 55, p. 283-294, 1991.

LACERDA, L. D.; BIDONE, E. D.; GUIMARÃES, A. F.; PFEIFFER, W. C. Mercury concentration in fish from the Itacaiúnas-Parauapebas River System, Carajás Region, Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 66, n. 3, p. 373-379, 1994.

LARSON, K. A.; WEINCEK, J. M., Mercury removal from aqueous streams utilizing micro emulsion liquid membranes. **Environmental Progress**, v. 11, n. 2, p. 456-464, 1994.

LALL, S. P. The minerals. In: HALVER, J. E., HARDY, R. W. **Fish Nutrition**. USA: Elsevier Science, 2002. p. 259-308.

LE BAIL, P.Y.; KEITH, P.; PLANQUETTE, P. **Atlas dês poissons d'eau douce de Guyane, Tome 2-Fascicule 2**. Paris: MNHN/IRD, 2000.

LEE, Y. H.; HULTBERG, H.; ANDERSSON, I. Catalytic effect of various metal ions on the methylation of mercury in the presence of humic substances. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 25, p. 391-400, 1985.

LEBEL, J.; ROULET, M.; MERGLER, D.; LUCOTFE, M.; LARRIBE, F. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 31-44, 1997.

LESTRA, A. D.; NARDI, J. I. S. **O ouro da Amazônia Oriental: o mito e realidade**. Belém: Grafisa, 1982. 395p.

LIMA, H. M. **Estudo de flotação de mercúrio metálico**. 1993. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia metalúrgica e de Minas) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1993.

LIMA JUNIOR, R. G. S.; ARAÚ JO, F. G.; MAIA, M. F.; PINTO, A. S. S. B. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Research Section**, v. 89, p. 171-179, 2002.

LIMA, M. I. C.; BEZERRA, P. E. L.; ARAÚJO, H. J. T. Sistematização da geologia do Estado do Amapá. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA. 3., Belém. **Anais**. Sociedade Brasileira de Geologia Núcleo Norte, Belém, 1991. pp.

LINS, D. C.; MEIRELLES, M. E.; MALM, O.; LIMA, N. R. W. Mercury concentration in the freshwater bonefish *Cyphocharax gilbert* (Curimatidae) and its parasite the crustacean *Riggia paranensis* (Cymothoidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 2, p. 283-288, 2008.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental.** São Paulo: Prodquímica, 1994. 95p.

MALM, O.; BRANCHES, F. J. P.; AKAGI, H.; CASTRO, M. B. PFEIFFER, W. C. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 175, p. 141-150, 1995.

MALM, O.; GUIMARÃES, J. R. D.; CASTRO, M. B; BASTOS, W. R.; VIANA, J. P.; BRANCHES, F. J. P; SILVEIRA, E. G.; PFEIFFER, W. C. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós Basins, Amazon, Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 45-51, 1997.

MALM, O.; PALERMO, E. F. P.; SANTOS, H. S. B. REBELO, M. F.; KEHRIG, H. A. Transport and cycling of Mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. **RMZ-M&G**, v. 51, p. 1195-1198, 2004.

MANGAL, M. J. **Assessing mercury contamination in the Amazon Basin**. 2001. 26p. Disponivel em: <www.mangal.dk/mercury.pdf>. Acesso em: 23. abril. 2013.

MANAHAN, S. E. **Toxicological Chemistry**. Michigan: Lewis Publishers, 1991.

MARCENIUK, A. P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **Boletim Instituto de Pesca**, v. 31, n. 2, p. 89-101, 2005.

MARTINEZ, C. B. R.; NAGAE, M. Y.; ZAIA, C. T. B. V.; ZAIA, D. A. M. Acute morphological and physiological effects of lead in the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 797-807, 2004.

MARTINS, C. R.; SILVA, L. A.; ANDRADE, J. B. Sulfetos: por que nem todos são insolúveis?. Química Nova, v. 33, n. 10, p. 2283-2286, 2010.

MASON, R. P.; LAPORTE, J. M.; ANDRES, S. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by Freshwater Invertebrates and Fish. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 38, p. 283–297, 2000.

MATHIS, A.; BRITO, D. C.; BRÜSEKE, F. J. **Riqueza volátil: a mineração de ouro na Amazônia**. Belém: Cejup, 1997. 290p.

MATHIS, A.; SILVA, E. G. Lourenço – O desafio de se tornar sustentável. In: VILLA-BÔAS, R. C.; ARANIBAR, A. M. **Pequeña mineria y artesanal em Iberoamérica: conflictos, ordenamiento, soluciones**. Rio de Janeiro: CETEM/CYTED/CONACYT, 2003. pp. 11-22.

MAZON, A. F.; CERQUEIRA, C. C. C.; FERNANDES, M. N. Gill Cellular Changes Induced by Copper Exposure in the South American Tropical Freshwater Fish *Prochilodus scrofa*. Environmental Research, v. 88, p. 52-63, 2002b.

MAZON, A. F.; MONTEIRO, E. A. S.; PINHEIRO, G. H. D.; FERNANDES, M. N. Hematological and physiological changes induced by short-term exposure to copper in the freshwater fish, *Prochilodus scrofa*. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 4, p. 621-631, 2002a.

MCREATH, I.; FARACO, M. T. L. Paleoproterozoic greenstone-granite belts in northern Brazil and the former Guyana shield - west African craton province. **Geologia USP Série Científica**, v. 5, n. 2, p. 49-63, 2006.

MEDEIROS, A. D.; DELGADO, D. G.; SOUZA, L. M. R.; SILVA, L.; SILVA, M. A. M. **Garimpo e devastação ambiental**. Cuiabá: UNIC, 2006. 18p.

MEIRA, S. **Fronteiras sangrentas: hérois do Amapá**. 2 ed. Rio de Janeiro: Luna, 1977. 130p.

MEIRA, S. **Fronteiras setentrionais: 3 séculos de lutas no Amapá**. Belo Horizonte: Itatiaia, 1989. 189p.

MENDES, A. C. **Estudo sedimentológico e estratigráfico de sedimentos hologênicos da costa do Amapá**. 1994. 269 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Belém, 1994.

MENESES, T. S. **Fauna, pesca e contaminação por metais pesados em pescado no litoral de Sergipe**. 2008. 115 f. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente) – Universidade Tiradentes, Aracaju, 2008.

MIGUENS, A. P. Navegação Fluvial: a navegabilidade em rios. In: MIGUENS, A. P. Navegação: a ciência e a arte, vol. 3. Rio de Janeiro: Marinha, 2000. pp. 1489-1540.

MILANI, E. J.; THOMAZ FILHO, A. Sedimentary basins of South America. In: CORDANI, U. G.; MILANI, E. J.; THOMAZ FILHO, A.; CAMPOS, D. A. **Tectonic evolution of South America**. Rio de Janeiro: BRASIL, 2000. pp. 389-449.

MINISTÉRIO DO MAIO AMBIENTE. **Texto básico sobre impactos ambientais no setor de extração mineral**. Brasília: MMA, 2001. 65p.

MIRANDA, A. L. C. **Bioacumulação de poluentes organopersistentes (pops) em traíra (*Hoplias malabaricus*) e seus efeitos *in vitro* em células do sistema imune de carpa (*Cyprinus carpio*)**. 2006. 66 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular e Molecular) - Departamento de Biologia Celular, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

MIRANDA FILHO, A. L.; MOTA, A. K. M.; CRUZ, C. C.; MATIAS, C. A. R.; FERREIRA, A. P. Cromo hexavalente em peixes oriundos da Baía de Sepetiba no Rio de Janeiro, Brasil: uma avaliação de risco à saúde humana. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 3, P. 200-209, 2011.

MOISEENKO, T. I.; KUDRYAVTSEVA, L. P. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by minig and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. **Environmental Pollution**, v. 114, p. 285-297, 2001.

MONTEIRO, L. R.; COSTA, V.; FURNESS, R. W.; SANTOS, R. S. Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic Environments. **Marine Ecology progress series**, v. 141, p. 21-25, 1996.

MONTEIRO, M. A. Meio século de mineração industrial na Amazônia e suas implicações para o desenvolvimento regional. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 187-207, 2005a.

MONTEIRO, M. A. Mineração industrial na Amazônia e suas implicações para o desenvolvimento regional. **Novos Cadernos NAEA**, v. 8, n. 1, p. 141-187, 2005b.

MONTEIRO-NETO, C.; ITAVO, R. V.; MORAES, L. E. S. Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. **Environmental Pollution**, v. 123, p. 319-324, 2003.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370-374, 2002.

MOREIRA, J. C. Threats by heavy metals: human and environmental contamination in Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 188, Suppl. 1, p. 61-71, 1996.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematcs**, v. 29, p. 543-66, 1998.

MORRIS, A. W. Seasonal variation of dissolved metals in inshore waters of the Menai Straits. **Marine Pollution Bulletin**, p. 54-59, 1974.

MUDGAL, V.; MADAAN, N.; MUDGAL, A.; SINGH, R.B.; MISHRA, S. Effect of toxic metals on human health. The Open Nutraceuticals Journal, v. 3, p. 94-99. 2010.

MURUGAN, S. S.; KARUPPASAMY, R.; POONGODI, K.; PUVANESWARI, S. Bioaccumulation pattern of zinc in freshwater fish C*hanna punctatus* (Bloch.) after chronic exposure. **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 8, p. 55-59, 2008.

MUTO, E. Y.; SOARES, L. S. H.; SARKIS, J. E. S.; HORTELLANI, M. A.; PETTI, M. A. V.; CORBISIER, T. N. Biomagnificação de mercúrio na teia trófica marinha da baixada Santista (SP). **Oceanografia e Políticas Públicas**, v. 43, p. 12-17, 2011.

MWANDYA, A. W.; GULLSTRÖM, M.; ANDERSSON, M. H.; ÖHMAN, M. C.; MGAYA, Y. D.; BRYCESON, I. Spatial and seasonal variations of fish assemblages in mangrove creek systems in Zanzibar (Tanzania). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 89, p. 277-286, 2010.

NASCIMENTO, E. S. CHASIN, A. A. M. **Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 176p. (Cadernos de referência ambiental, v. 1).

NEVADO, J. J. B.; MARTÍN-DOIMEADIOS, R. C. R.; BERNARDO, F. J.; MORENO, M. J. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. **Environment International**, v. 36, p. 593–608, 2010.

NEVES, D. G.; OLIVEIRA, CUNHA, A. C.; JESUS, E. S.; AMANAJÁS, J. C. MARQUES, A. D. Estimativa do balanço hídrico normal para o município de Oiapoque localizado no setor costeiro do Amapá. In: WORKSHOP ECOLAB, 8., Macapá. **Anais**. IEPA/Associação ECOLAB Brasil, Macapá, 2007. pp. 96-99.

NITTROUER, C. A.; KUEHL, S. A.; STERNBERG, R. W.; FIGUEIREDO JR., A. G.; FARIA, L. E. C. An introduction to the geological significance of sediment transport and accumulation on the Amazon continental shelf. **Marine Geology**, v. 125, p. 177-192, 1995.

NITTROUER, C. A.; KUEHL, S. A.; STERNBERG, R. W.; FIGUEIREDO JR., A. G.; ALLISON, M. A.; SOMMERFIELD, C. K.; SILVEIRA, O. M. The geological record preserved by Amazon shelf sedimentation. **Continental Shelf Research**, v. 16, n. 5/6, p. 817-841, 1996.

NOGUEIRA, S. A. A.; BITTENCOURT, J. S. B.; TASSINARI, C. C. G. Geochronology of the granitoid hosted Salamangone gold deposit Lourenço District Amapá, Brazil. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 30, n. 2, p. 261-264, 2000.

NOR, Y. M. Ecotoxicity of Copper to Aquatic Biota A Review. **Environmental Research**, v. 43, p. 274-282, 1987.

NORDBERG, G. F. Human health effects of metals in drinking water. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 9, p. 887-894, 1990.

NRIAGU, J. O. Mercury pollution from the past mining of gold and silver in the Americas. **The Science of the Total Environment**, v. 149, p. 167-181, 1994.

NYLAND, J. F.; FILLION, M.; BARBOSA JR. F.; SHIRLEY, D. L.; CHINE, C. Biomarkers of methylmercury exposure immunotoxicity among fish consumers in Amazonian Brazil. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, n. 12, 2011.

OBASOHAN, E. E. Bioaccumulation of chromium, copper, maganese, nickel and lead in a freshwater cichlid, *hemichromis fasciatus* from Ogba River in Benin City, Nigeria. **African Journal of General Agriculture**, v. 4, n. 3, p. 141-152, 2008.

OBASOHAN E. E. Heavy metals concentrations in the offal, gill, muscle and liver of a freshwater mudfish (*Parachanna obscura*) from Ogba River, Benin City, Nigeria. **African Journal of Biotechnology**, v. 6, n. 22, p. 2620-2627, 2007.

OBASOHAN, E. E.; EGUAVOEN, O. I. Seasonal variations of bioaccumulation of heavy metals in a freshwater fish (*Erpetoichthys calabaricus*) from Ogba River, Benin City, Nigeria. **African Journal of General Agriculture**, v. 4, n. 3, p. 153-163, 2008.

OBASOHAN, E. E.; ORONSAYE, J. A. O. Bioaccumulation of heavy metals by some cichlids from Ogba River, Benin City, Nigeria. **Nigerian Annals of Natural Sciences**, v. 5, n. 2, p. 11-27, 2004.

OBASOHAN, E. E.; ORONSAYE, J. A. O.; EGUAVOEN, O. I. A comparative assessment of the heavy metal loads in the tissues of a common catfish (*Clarias Gariepinus*) From Ikpoba and Ogba Rivers in Benin City, Nigeria. **African Scientist**, v. 9, n. 1, p. 13-23, 2008.

OGAMBA, E. N.; INYANG, I. R.; SEIYABOH, E. I. Levels of cadmium and lead in the tissue and liver of fish (*Clarias gariepinus*) around some oil-flow stations in Bayelsa State, Niger delta. **African Journal of Applied Zoology & Environmental Biology**, v. 12, n. 1, p. 1-6, 2010.

OLIVEIRA, M. J. (org.). **Diagnostico do setor mineral do Amapá**. Macapá: IEPA, 2010. 148p.

OLIVEIRA, L. L.; NEVES, D. G.; CUNHA, A. C.; JESUS, E. S. AMANÁS, J.; MARQUES, A. D. Análise da precipitação pluviométrica e do número de dias com chuva em Calçoene localizado no setor costeiro do Amapá. In: WORKSHOP ECOLAB, 8., Macapá. **Anais**. IEPA/Associação ECOLAB Brasil, Macapá, 2007. pp. 104-107.

OOST, R. V. D.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57-149, 2003.

ORIBHABOR B. J.; OGBEIBU, A. E. Concentration of heavy metals in a Niger delta mangrove creek, Nigeria. **Global Journal of Environmental Sciences**, v. 8, n. 2, p. 1-10, 2009.

PAGENKOPF, G. K.; RUSSO, R. C.; TNUNSRON, R. V. Effect of complexation on toxicity of copper to fishes. **Journal Fisheries Research Board of Canada**, v. 31, n. 4, p. 462-465, 1974.

PALANIAPPAN, PL. RM.; KARTHIKEYAN, S. Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, p. 229-236, 2009.

PAOLIELLO, M. M. B. CHASIN, A. A. M. **Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 144p. (Cadernos de referência ambiental, v. 3).

PASSOS; C. J. S.; MERGLER, D. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 24, supl. 4, p. 503-520, 2008.

PAULA, M. Inimigo invisível: metais pesados e a saúde humana. **Tchê-Química**, v. 3, n. 6, p. 37-44, 2006.

PEDREIRA FILHO, W. R.; RIBEIRO, E. F.; LIZARTE NETO, F. S. Elementos metálicos em pescados comercializados na cidade de São Paulo. **Conscientia e Saúde**, v. 2, p. 61-65, 2009.

PEDROZO; M. F. M.; LIMA, I. V. **Ecotoxicologia do cobre e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 128 p.

PEREIRA, A. C. L. **Garimpo e fronteira amazônica: as transformações dos anos 80**. 1990. 303 f. Dissertação (Mestrado em Economia) – Universidade Federal de Minas, Belo Horizonte, 1990.

PEREIRA, P.; PABLO, H.; PACHECO, M.; VALE, C. The relevance of temporal and organ specific factors on metals accumulation and biochemical effects in feral fish (*Liza aurata*) under a moderate contamination scenario. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 805–816, 2010.

PFEIFFER, W. C.; LACERDA, L. D.; MALM, O.; SOUZA, C. M. M. Mercury concentrations in inland waters of gold-mining areas in Rondonia, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 87/88, p. 233-240, 1989.

PINTO, A. P.; FARIAS, R. T.; SANTOS, R. C. M.; MARTINS, J. P. M.; LEAL, V. V. L. **Garimpo do Lourenço: um século de conflitos na extração do ouro**. 1999. 95 f. Monografia (Especialização em Desenvolvimento Sustentável e Gestão Ambiental) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, 1999.

PIZARRO, J.; VERGARA, P. M.; RODRÍGUEZ, J. A.; VALENZUELA, A. M. Heavy metals in northern Chilean rivers: spatial variation and temporal trends. **Journal of Hazardous Materials**, v, 181, p. 747-754, 2010.

PHILLIPS, G. R.; LENHART, T. E.; GREGORY, R. W. Relation between trophic position and mercury accumulation among fishes from the Tongue River Reservoir, Montana. **Environmenral Researc**h, v. 22, p. 73-80, 1980.

PLANQUETTE, P.; KEITH, P.; LE BAIL, P.Y. **Atlas dês poissons d'eau douce de Guyane, Tome 1**. Paris: MNHN/IRD, 1996.

PORTO, J. L. R. **Amapá: principais transformações econômicas e institucionais (1943-2000)**. 2002. 216 f. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, 2002.

PYLE, G. G.; RAJOTTE; J. W.; COUTURE, P. Effects of industrial metals on wild fish populations along a metal contamination gradient. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 61, p. 287-312, 2005.

QUEIROZ, J. M. História, mito e memória: o Cunani e outras repúblicas. In: GOMES, F. S. (org.). **Nas terras do Cabo Norte: fronteiras, colonização, e escravidão na Guiana Brasileira – séculos XVIII/XIX**. Belém: Editora Universitária/UFPA, 1999. pp. 319-348.

QUEIROZ, M. T. A. **Bioacumulação de metais pesados no Rio Piracicaba, Minas Gerais, aplicando a análise por ativação Neutrônica Instrumental**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, Coronel Fabriciano, 2006.

RABELO, B. V. **Macrodiagnóstico do Estado do Amapá - Primeira aproximação do ZEE**. 3 ed. Macapá: IEPA, 2008. 139p.

RABELO, B. V. **Primeira aproximação do Zoneamento Ecológico Econômico do Amapá**. Macapá: IEPA, 1998. 205p. (Relatório Final, Versão Simplificada).

READ, B. Y. Effects of bioaccumulation on ecosystems aquatics. **Marine Biology**, v. 153, n. 3, p. 292-303, 2008.

REPULA, C. M. M.; CAMPOS, B. K.; GANZAROLLI, E. M.; LOPES, M. C.; QUINÁIA, S. Q.
Biomonitoramento de Cr e Pb em peixes de água doce. **Química Nova**, v. 35, n. 5, p. 905-909, 2012.

RIBEIRO, J. L. **Zonas húmidas costeiras e ordenamento territorial**. Coimbra: Imprensa de Coimbra LTDA, 2001. 210p.
ROCHA, A. A.; PEREIRA, D. N. PÁDUA, H. B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings, São Paulo (Brasil). **Revista de Saúde Pública**, v. 19, p. 401-410, 1985.

ROCHA, A. A.; PEREIRA, D. N.; PÁDUA, H. B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings, São Paulo (Brasil). **Revista de Saúde Pública**, v. 19, p. 401-410, 1985.

RODRIGUES, L. S. R. **Efeito tóxicos do cobre no cardinal tetra (*Paracheirodon axelrodi* SCHULTZ, 1956)**. 2006. 37 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal da Amazônia, Manaus, 2006.

RODRIGUES, M. L. K. **Origem, distribuição e mobilidade potencial de metais em ambiente fluvial impactado por curtumes**. 2007. 256 f. Tese (Doutorado em Geociências) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Geociências, Porto Alegre, 2007.

RODRIGUES, L. S.; DUARTE, R. M.; VAL, A. L. Determinação da sensibilidade ao cobre para a espécie de peixe amazônica *Paracheirodon axelrodi*, schultz 1956. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., Caxambu. **Anais**. Sociedade de Ecologia do Brasil, Caxambu, 2005. pp. 3-5.

RODRIGUES, M. L. K.; FORMOSO, M. L. L. Heavy metals in recent sediments and bottom-fish under the influence of tanneries in south Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 176, p. 307–327, 2006.

RODRIGUES FILHO, S.; MADDOCK, J. E. L. **Assessment of the Heavy Metal Pollution in a Gold "Garimpo"**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. 32p. (Série Tecnologia Ambiental, n.7)

ROULET, M.; GUIMARÃES, J. R. D.; LUCOTTE, M. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain-effect of seasonal inundation. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 128, p. 41-60, 2001b.

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

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; FARELLA, N. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers, Brazil. Limnology and Oceanography, v. 46, n. 5, p. 1141–1157, 2001a.

ROULETA, M.; LUCOTTEA, M.; CANUEL, R.; RHEAULTA, I.; TRANA, S. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. The Science of the Total Environment, v. 213, p. 203-211, 1998b.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; FARELLA, N.; SERIQUE, G.; COELHO, H.. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 112, p. 297–313, 1999.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; GUIMARÃES, J. R. D.; RHEAULT, I. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 261, p. 43-59, 2000.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBIN, A.; TRAN, S.; RHÉAULT, I.; FARELLA, N. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 223, p. 1-24. 1998a.

ROWAN, J. S.; BARNES, S. J. A.; HETHERINGTON, S. L.; LAMBERS, B.; PARSONS, F. Geomorphology and pollution: the environmental impacts of lead mining, Leadhills, Scotland. **Joumcrl of Grochrmicd Exploration**, v. 51, p. 57-65, 1995.

ROTHENBERG, S. E.; AMBROSE, R. F.; JAY, J. A. Mercury cycling in surface water, pore water and sediments of Mugu Lagoon, CA, USA. **Environmental Pollution**, v. 154, p. 32-45, 2008.

SALOMONS, W. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention **Journal of Geochemical Exploration**, v. 52, p. 5-23, 1995.

SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. S. R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). **Acta Amazonica**, v. 57, n. 1, p. 111-118, 2007.

SANTOS, A.; ALONSO, E.; CALLEJÓN, M.; JIMÉNEZ, J. C. Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu metals in groundwater of the guadiamar river basin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 134, p. 275-286, 2002.

SANTOS, D. B.; LEAL, J. W. L.; MATOS, S. H. S. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 33., Rio de Janeiro. **Anais**. Sociedade Brasileira de Geologia, Rio de Janeiro,1984. pp. 3.537-3.549.

SANTOS, T. J. S. **Análise de risco da população humana do Município de Tartarugalzinho exposta ao mercúrio pela ingestão de peixes da espécie *Cicha sp.* (tucunaré)**. 1998. 83 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Fundação Oswaldo Cruz, Rios de Janeiro, 1998.

SCHEUHAMMER, A. M. Acidification-related changes in the biogeochemistry and ecotoxicology of mercury, cadmium, lead and aluminum: overview. **Environmental Pollution**, v. 71, p. 87-90, 1991.

SCHMITT, C. J.; BRUMBAUGH, W. G.; MAY, T. W. Accumulation of metals in fish from lead–zinc mining areas of southeastern Missouri, USA. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, p. 14-30, 2007.

SCHROEDER, W. H.; MUNTHES, J. Atmospheric mercury: an overview. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 5, p. 809-822. 1998.

SEAKER, E. M. Zinc, copper, cadmium, and lead in minespoil, water, and plants from reclaimed mine land amended with sewage sludge. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 57-58, p. 849-859, 1991.

SELVENDIRAN, P.; DRISCOLL, C. T.; BUSHEY, J. T.; MONTESDEOCA, M. R. Wetland influence on mercury fate and transport in a temperate forested watershed. Environmental Pollution, v. 154, p. 46-55, 2008.

SEN, I.; SHANDIL, A; SHRIVASTAVA, V. S. Study for determination of heavy metals in fish species of the River Yamuna (Delhi) by Inductively Coupled Plasma-Optical Emission

Spectroscopy (ICP-OES). **Advances in Applied Science Research**, v. 2, n. 2, p. 161-166, 2011.

SEYLER, P. T.; BOAVENTURA, G. R.. Distribution and partition of trace metals in the Amazon basin. **Hydrological Processes**, v. 17, p. 1345–1361, 2003.

SHAFFI, S.A. Mercury toxicity: biochemical and physiological alterations in nine freshwater teleosts. **Toxicology Letters**, v. 8, p. 187-194, 1981.

SHINN, C.; DAUBA, F.; GRENOUILLET, G.; GUENARD, G.; LEK, S. Temporal variation of heavy metal contamination in fish of the river lot in southern France. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 72, p. 1957-1965, 2009;

SILVA, A. P. CÂMARA, V.; NASCIMENTO, O. C.; OLIVEIRA, L. J.; SILVA, E. C. **Emissões de mercúrio na queima de amálgama: estudo da contaminação de ar, solos e poeira em domicílios de Poconé, MT**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1996. 40p. (Série Tecnologia Ambiental, n. 13).

SILVA, A. R. B. Províncias auríferas do Estado do Pará e Território Federal do Amapá. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 33., Rio de Janeiro. **Anais**. Sociedade Brasileira de Geologia, Rio de Janeiro, 1984. pp. 3.945-3.958.

SILVA, C. S.; PEDROZO, A. F. M. **Ecotoxicologia do cromo e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 100p. (Cadernos de referência ambiental, v. 5).

SILVA, D. S.; LUCOTTE, M.; PAQUET, S.; DAVISON, R. Influence of ecological factors and of land use on mercury levels in fish in the Tapajós River basin, Amazon. **Environmental Research**, v. 109, p. 432-446, 2009a.

SILVA, D. S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia Brasileira. **InterfacEHS**, v. 1, n. 1, p. 1-31, 2006.

SILVA, D. S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; SANTOS, E. O.; CROSSA, M. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon. **Water, Air and Soil Pollution**, v.165, p. 77-94, 2005.

SILVA, G. S.; BISINOTI, M. C.; FADINI, P. S.; MAGARELLI, G.; JARDIM. W. F.; FOSTIER, A. H. Major Aspects of the Mercury Cycle in the Negro River Basin, Amazon. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 20, n. 6, p. 1127-1134, 2009b.

SILVEIRA, O. F. M. **A planície costeira do Amapá: dinâmica de ambiente costeiro influenciado por grandes fontes fluviais quaternárias**. 1998. 219 f. Tese (Doutorado em Geologia) Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Belém, 1998.

SIMÕES, H. C. G. Q. **Avaliação da compensação financeira pela exploração dos recursos minerais no Estado do Amapá**. 2008. 157 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2008.

SIMÕES, H. C. G. Q. A história e os efeitos sociais da mineração no Estado do Amapá. **PRACS: Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP**, n. 2, p. 1-14, 2009.

SINDAYIGAYA, E.; VAN CAUWENBERGH, R.; ROBBERECHT, H.; DEELSTRA, H. Copper, zinc, manganese, iron, lead, cadmium, mercury and arsenic in fish from Lake Tanganyika, Burundi. **The Science of the Total Environment**, v. 144, p. 103-115, 1994.

SIPPEL, A. J. M.; GERACI, J. R.; HODSON, P. V. Histopathological and physiological responses of rainbow trout *(Salmo gairdneri* RICHARDSON) to sublethal levels of lead. **Water Research**, v. 17, n. 9, p. 1115-1118, 1983.

SOMMERFIELD, C. K.; NITTROUER, C. A.; FIGUEIREDO, A. G. Stratigraphic evidence of changes in Amazon shelf sedimentation during the late Holocene. **Marine Geology**, v. 125, p. 351-371, 1995.

SOUZA, L. C. D.; CARVALHO, M. A. C.; CORRÊA, B. S.; SILVA, M. P. Consequências da atividade garimpeira nas margens do rio Peixoto de Azevedo no perímetro urbano do município de Peixoto de Azevedo – MT. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 8, n. 2, p. 220-231, 2008.

STEINNES, E. Lead, cadmium and other metals in scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. Environmental **Toxicology and Chemistry**, v 9, p. 825-831, 1990.

TABARI, S.; SARAVI, S. S. S.; BANDANY, G. A.; DEHGHAN, A.; SHOKRZADEH, M. Heavy metals (Zn, Pb, Cd and Cr) in fish, water and sediments sampled form Southern Caspian Sea, Iran. **Toxicology and Industrial Health**, v. 26, n. 10, p. 649-656, 2010.

TAJIRI, A. N.; PONTES NETTO, D; SASSAHARA, M.; RODRIGUES, M. S. M.; ARRUDA, C. A. C. Determination of presence and quantification of cadmium, lead and copper in nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fillets obtained from three cold storage plants in the State of Parana, Brazil. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 31, n. 2, p. 361-365, 2011.

TAKIYAMA, L. R. Recursos Hídricos do Módulo IV – FLOTA. In: WORKSHOP DO PROJETO REED+FLOTA, 2., Macapá. **Anais**. Macapá, 2012.

TAKIYAMA, L. R. Caracterizaçao das águas superficiais costeiras do PARNA do Cabo Orange, Amapá Brasil. In: WORKSHOP ECOLAB, 8., Macapá. **Anais**. IEPA/Associação ECOLAB Brasil, Macapá, 2007. pp. 154-158.

TAO, Y.; YUAN, Z.; XIAONA, H.; WEI, M. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 81, p. 55–64, 2012.

TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do Recôncavo Baiano. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 147-155, 1992.

TEIXEIRA, N. S.; LIMA, M. H. R. Características e atuação das organizações de Garimpos no Brasil. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA CETEM, 12., Rio de Janeiro. **Anais**. Centro de Estudos Tecnológicos e Mineral, Rio de Janeiro, 2006. pp. 1-9.

TKATCHEVA, V.; HYVARINEN, H.; KUKKONEN, J. RYZHKOV, L. P.; HOLOPAINEN, I. J. Toxic effects of mining efflentes on fish in a subarctic lake system in NW Russia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 57, p. 78-289, 2004.

TINÔCO, A. A. P.; AZEVEDO, I. C. D. D.; MARQUES, E. A. G.; MOUMEER, A. H.; MARTINS, C. P.; NASCENTES, R.; REIS, E. L.; NATALINO, R. Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberta, MG. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 305-314, 2010.

TRINDADE, B. E.; BARBOSA FILHO, O. **Extração de Ouro – Princípios, Tecnologia e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: CETEM, 2002, 330p.

VAN DER PUTTE, I.; LUBBERS, J.; KOLAR, Z. Effect of pH on uptake, tissue distribution and retention of hexavalent chromium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Aquatic Toxicology**, v. 1, p. 3-18, 1981a.

VAN DER PUTTE, I.; BRINKHORST, M. A.; KOEMAN, J. H. Effect of pH on the acute toxicity of hexavalent chromium to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Aquatic Toxicology**, v. 1, p. 129-142, 1981b.

VAN DER PUTTE, I.; VAN DER GALIEN, W.; STRIK, J. J, T. W. A. Effects of hexavalent chromium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) after prolonged exposure at two different pH levels. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 6, p. 246-257, 1982.

VAN DEN BROEK, W. L. F. Seasonal levels of chlorinated hydrocarbons and heavy metals in fish and brown shrimps from the medway estuary, kent. Environmental Pollution, v. 19, p. 21-38, 1979a.

VAN DEN BROEK, W. L. F. A Seasonal Survey of Fish Populations in the Lower Medway Estuary, Kent, based on Power Station Screen Samples. **Estuarine and Coastal Marine Science**, v. 9, p. 1-15, 1979b.

VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: EDUEM, 1996. 169p.

VEIGA, A. T. C.; BRAIT FILHO, L.; OLIVEIRA, C. A. C. Geologia da província aurífera do Cassiporé – Amapá. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 2., Belém. **Anais**. Sociedade de Geologia do Brasil – Núcleo Norte, Belém, 1985. pp. 135-146.

VELMA, V.; VUTUKURU, S. S.; TCHOUNWOU, P. B. Ecotoxicology of hexavalent chromium in freshwater fish: a critical review. **Reviews on Environmental Health**, v. 24, n. 2, p. 129-145, 2009.

VERMEULEN, L. A.; WEPENER, V. Spatial and temporal variations of metals in richards Bay Harbour (RBH), South Africa. Marine Pollution Bulletin, v. 39, n. 1-12, p. 304-307, 1999.

VIERS, J.; BARROUX, G.; PINELLI, M.; SEYLER, P. The influence of the Amazonian floodplain ecosystems on the trace element dynamics of the Amazon River mainstem (Brazil). **The Science of the Total Environment**, v. 339, p. 219-232, 2005.

VILLAS-BÔAS, R.C. The mercury problem in the Amazon due to gold extraction. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, p. 217-222, 1997.

VINODHINI, R.; NARAYANAN, M. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). **Intitute Journal Environment Science Technology**, v. 5, n. 2, p. 179-182, 2008.

VINOT, I.; PIHAN, J.C. Circulation of copper in the biotic compartments of a freshwater dammed reservoir. **Environmental Pollution**, v. 133, p. 169-182, 2005.

WARREN, L. J. Contamination of sediments by lead, zinc and cadmium: a review. **Environmental Pollution**, v. 2, p. 401-436, 1981.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental health criteria, 1, Mercury**. New York: INCHEM/IPCS, 1976. 95p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental health criteria, 61, chromium**. New York: INCHEM/IPCS, 1988. 199p.

WREN, C. D.; STEPHENSON, G. L. The Effect of Acidification on the Accumulation and Toxicity of Metals to Freshwater Invertebrates. **Environmental Pollution**, v. 71, 1991, p. 205-241, 1991.

FARKAS, A.; SALANKI, J.; SPECZIAR, A. Relation Between Growth and the Heavy Metal Concentration in Organs of Bream *Abramis brama* L. populating Lake Balaton. **Archives Environmental Contamination and Toxicology**, v. 43, p. 236-243, 2002.

YI, Y.; WANG, Z.; ZHANG, K.; YU, G.; DUAN, X. Sediment pollution and its effect on fish through food chain in the Yangtze River. **International Journal of Sediment Research**, v. 23, p. 338-347, 2008.

YI, Y.; YANG, Z.; ZHANG, S. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 2575-2585, 2011.

YI, Y.; ZHANG, S. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, p. 3989–3996, 2012.

YILMAZ, A.B. Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb, and Zn) in tissue of Mugil cephalus and Trachurus mediterraneus from Iskenderun Bay, Turkey. **Environmental Research**, v. 92, 277-281, 2003.

ZABOWSKI, D.; L.HENRY, D; ZHENG, Z.; ZHANG, X. Mining impacts on trace metal content of water, soil, and stream sediments in the hei river basin, china. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 131, p. 261-273, 2001.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5 ed. Nova Jersey: Pearson, 2010. 946p.

ZRNIĆ, S.; ORAIĆ, D.; ĆALETA, M.; MIHALJEVIĆ, Z.; ZANELLA, D.; BILANDŽIĆ, N. Biomonitoring of heavy metals in fish from the Danube River. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 1189‑1198, 2013.

ANEXOS

Anexo A - Preparo das soluções padrões (AKAGI, 2004).

- Preparo da solução padrão de 100 ppm de metilmercúrio

Pesou-se 0,01267 $mg.g^{-1}$ de metilmercúrio que foi transferido para um balão volumétrico de 100 mL e dissolvido em uma solução de tolueno até a marca final de 100 mL.

- Preparo da solução padrão de 1 ppm (parte por milhão) de metilmercúrio

Para preparar a solução padrão de metilmercúrio de 1 ppm, foi retirado 1 mL da solução padrão de 100 ppm e se transferiu para um outro balão volumétrico para então aferir com uma solução de tolueno até a marca de final de 100 mL. Esses padrões foram mantidos acondicionados em embalagens protegidas da luz em ambientes refrigerados, como solução estoque.

- Preparo da solução de L-Cysteina de 0,01%

Foram pesados 0,01g de L-Cysteina monohidratada em uma balança analítica e depois se dissolveu em uma solução de Hidróxido de Sódio 01 N (NaOH 01N) em um tubo de vidro de 10 mL, aferindo com a solução de NaOH 01N até a marca de 10 mL.

- Preparo da solução final de uso

Em um tubo de vidro, com uma pipeta volumétrica, transferiu-se 5 mL de L-Cysteina 0,01% e 0,5 mL da solução de 1 ppm de padrão de mercúrio, em seguida agitou-se manualmente por 3 minutos (para que a L-Cysteina se ligue ao Hg presente na solução padrão), para então ser centrifugado por 3 minutos a uma rotação de 3.500 rpm, sendo depois aspirado com um sugador o sobrenadante (tolueno).

- Preparação das soluções dos pontos da curva a partir da solução final de uso

Os balões foram identificados com os pontos de 0, 20, 50 e 100. Em cada balão foi acrescentado 200 µl, 500 µl e 1000 µl da solução final de uso respectivamente, e também 1 mL de água destilada, 2 mL de ácido nítrico com perclórico (HNO3-$HClO_4$) na proporção de 1:1 e 5 mL de ácido sulfúrico (H2SO4). Em seguida as soluções foram digeridas em uma chapa aquecedora a uma temperatura de $210^{0.}$ C, por 30 minutos e depois retiradas. Quando as amostras chegarem a temperatura ambiente foram aferidas com água destilada até a marca final de 50 ml dos seus respectivos balões.

Anexo B - Identificação taxonômica das espécies de peixes capturadas no Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. N.I. = Número de indivíduos de cada espécie. Ordenação de acordo com Buckud e Menezes (2002).

Ordem	**Família**	**Nome Científico**	**Nome Vulgar**	**N.I.**
Rajiformes	Potamotrygonidae	*Potamotrygon hystrix* (Müller & Henle, 1841)	Raia	1
Elopiformes	Megalopidae	*Megalops atlanticus* Valenciennes, 1847	Pirapema	2
Clupeiformes	Pristigasteridae	*Pellona flavipinnis* (Valenciennes, 1837)	Sarda	6
Characiformes	Anostomidae	*Leporinus friderici* (Bloch, 1794)	Aracu piau	5
	Curimatidae	*Curimata cf. cyprinoides* (Linnaeus, 1766)	Branquinha	4
		Cyphocharax aff. spilurus (Günther, 1864)	Piaba	3
		Cyphocharax cf. gouldingi Vari, 1992	Piaba	6
		Cyphocharax cf. spilurus (Günther, 1864)	Piaba	8
	Serrasalmidae	*Myleus cf. rhomboidalis* (Cuvier, 1818)	Pacu curupeté	4
		Myleus cf. torquatus (Kner, 1858)	Pacu	1
		Myloplus rubripinnis (Müller & Troschel, 1844)	Pacu branco	1
		Pygocentrus nattereri Kner, 1858	Piranha vermelha	12
		Serrasalmus cf. eigenmanni Norman, 1929	Piranha amarela	1
		Serrasalmus rhombeus (Linnaeus, 1766)	Piranha preta	2
		Serrasalmus spilopleura Kner, 1858	Piranha branca	2
	Characidae	*Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758)	Matupiri vermelho	2
		Astyanax sp.	Matupiri	2
		Bryconops caudomaculatus (Günther, 1864)	João duro	7
		Moenkhausia cf. surinamensis Géry, 1965	Matupiri	1
		Moenkhausia grandisquamis (Müller & Troschel, 1845)	Matupiri cascudo	11
		Poptella cf. compressa (Günther, 1864).	Matupiri	7
	Acestrorhynchidae	*Acestrorhynchus falcatus* (Bloch, 1794)	Uéua	3

Ordem	Família	Nome Científico	Nome Vulgar	N.I.
	Erythrinidae	*Hoplias aimara* (Valenciennes, 1847)	Trairão	2
		Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)	Traíra	8
Gymnotiformes	Sternopygidae	*Eigenmannia trilineta* López & Castello, 1966	Ituí navalha	4
		Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1836)	Ituí navalha	5
		Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)	Ituí	9
Siluriformes	Ariidae	*Bagre bagre* (Linnaeus, 1766)	Bandeirado	1
		Cathorops spixii (Spix & Agassiz, 1829)	Uricíca	1
		Sciades couma (Valenciennes, 1840)	Bagre	9
		Sciades passany (Valenciennes, 1840)	Tacariuna	1
		Sciades proops (Valenciennes, 1840)	Bagre branco	2
	Auchenipteridae	*Ageneiosus ucayalensis* Castelnau, 1855	Mandubé	2
	Heptapteridae	*Pimelodella cf. eigenmanni* (Boulenger, 1891)	Mandi branco	2
		Pimelodella cristata (Müller & Troschel, 1849)	Jandiá	39
		Pimelodella geryi (Hoedeman, 1961)	Lambisca	1
		Rhamdia cf. quelen (Quoy & Gaimard, 1824)	Jandiá do mangue	2
	Pimelodidae	*Brachyplatystoma rousseauxii* (Castelnau, 1855)	Dourada	2
		Brachyplatystoma vaillantii (Valenciennes, 1840)	Piramutaba	1
		Pimelodus blochii Valenciennes, 1840	Mandi bagre	18
		Pimelodus ornatus Kner, 1858	Mandi casaca	2
		Pseudoplatystoma fasciatum (Linnaeus, 1766)	Surubim	2
	Aspredinidae	*Aspredo aspredo* (Linnaeus, 1758)	Rebeca	1
		Aspredo cf. aspredo (Linnaeus, 1758)	Rebeca	2
	Doraridae	*Doras cf. micropoeus* (Eigenmann, 1912)	Peixe cutia	1
	Loricariidae	*Hypostomus cf. ventromaculatus* Boeseman, 1968	Acari	2
Mugiliformes	Mugilidae	*Mugil cf. incilis* Hancock, 1830	Tainha	4

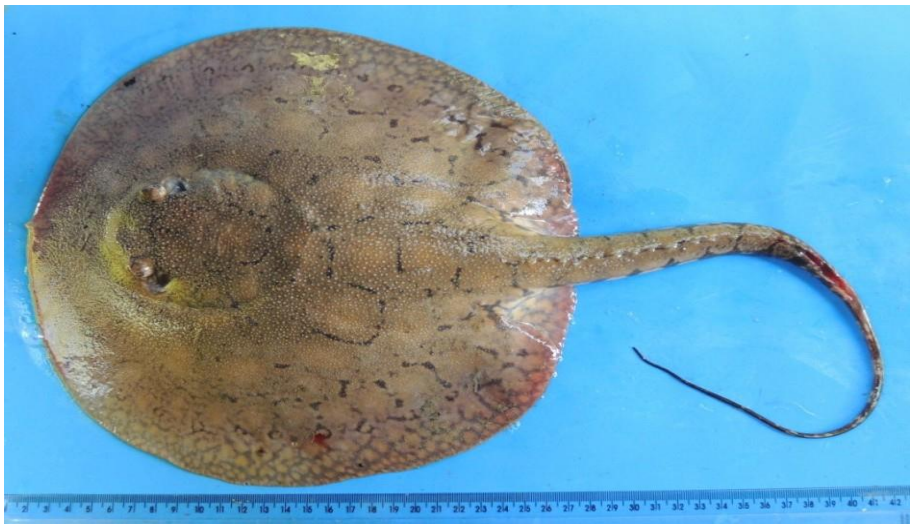
Ordem	Família	Nome Científico	Nome Vulgar	N.I.
Cyprinodontiformes	Anablepidae	*Anableps anableps* (Linnaeus, 1758)	Tralhoto	3
Perciformes	Sciaenidae	*Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)	Pescada branca	14
	Cichidae	*Crenicichla cf. ternetzi* Norman, 1926	Jacundá	1
		Crenicichla saxatilis (Linnaeus, 1758)	Jacundá	2
		Crenicichla sp.	Jacundá	1
		Guianacara cf. geayi (Pellegrin, 1902)	Acará	7
		Hypselecara temporalis (Günther, 1862)	Acará vermelho	2
		Krobia cf. guianensis Regan, 1905	Acará	2
Total				**246**

Anexo C – Ilustrações das espécies de peixes capturadas neste estudo na bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. Ordenação de acordo com Buckud e Menezes (2002). Fotos: D. P. Lima (2012).

RAJIFORMES

Potamotrygonidae

Potamotrygon hystrix (raia)



ELOPIFORMES

Megalopidae

Megalops atlanticus (pirapema)

CLUPEIFORMES

Pristigasteridae

Pellona flavipinnis (sarda)

CHARACIFORMES

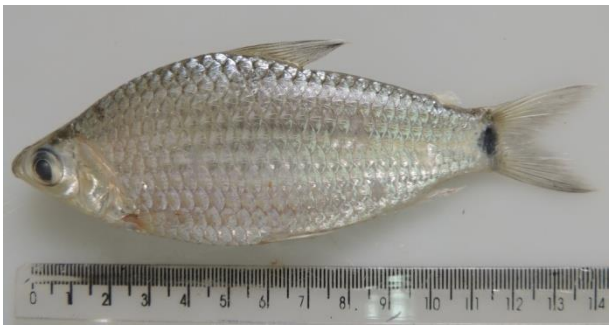
Anostomidae

Leporinus friderici (aracu piau)

Curimatidae

Curimata cf. cyprinoides (branquinha)

Cyphocharax aff. spilurus (piaba)

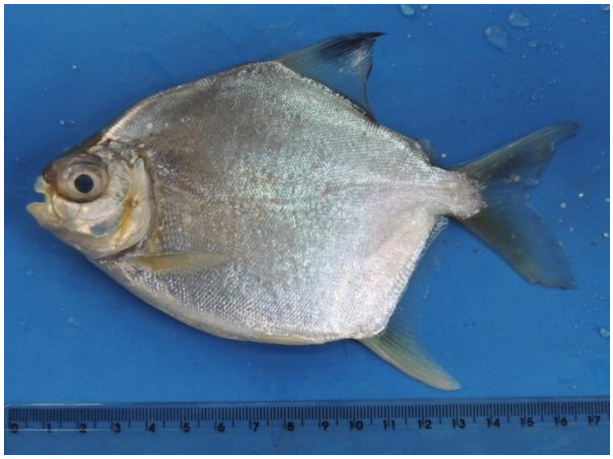


Cyphocharax cf. gouldingi (piaba)

Cyphocharax cf. spilurus (piaba)

Serrasalmidae

Myleus cf. rhomboidalis (pacu curupeté)



Myleus cf. torquatus (pacu)

Myloplus rubripinnis (pacu branco)

Pygocentrus nattereri (piranha vermelha)

Serrasalmus cf. eigenmanni (piranha amarela)

Serrasalmus rhombeus (piranha preta)

Serrasalmus spilopleura (piranha branca)

Characidae

Astyanax bimaculatus (matupiri vermelho)

Astyanax sp. (matupiri)

Bryconops caudomaculatus (joão duro)

Moenkhausia cf. surinamensis (matupiri)

Moenkhausia grandisquamis (matupiri)

Poptella cf. compressa (matupiri)

Acestrorhynchidae

Acestrorhynchus falcatus (uéua)

Erythrinidae

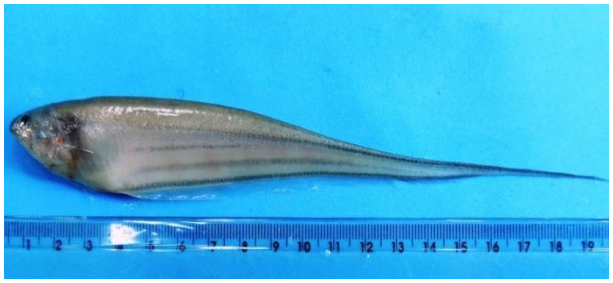
Hoplias aimara (trairão)

Hoplias malabaricus (traíra)

GYMNOTIFORMES

Sternopygidae

Eigenmannia trilineata (ituí navalha)



Eigenmannia virescens (ituí navalha)

Sternopygus macrurus (ituí)

SILURIFORMES

Ariidae

Bagre bagre (bandeirado)

Cathorops spixii (uricíca)

Sciades couma (bagre)

Sciades passany (tacariuna)

Sciades proops (bagre branco)

Auchenipteridae

Ageneiosus ucayalensis (mandubé)

Heptapteridae

Pimelodella cf. eigenmanni (mandi branco)

Pimelodella cristata (jandiá)

Pimelodella geryi (lambisca)

Rhamdia cf. quelen (jandiá do mangue)

Pimelodidae

Brachyplatystoma rousseauxii (dourada)

Brachyplatystoma vaillantii (piramutaba)

Pimelodus blochii (mandi bagre)

Pimelodus ornatus (mandi casaca)

Pseudoplatystoma fasciatum (surubim)

Aspredinidae

Aspredo aspredo (rebeca)

Aspredo cf. aspredo (rebeca)

Doradidae

Doras cf. micropoeus (peixe cutia)

Loricariidae

Hypostomus cf. ventromaculatus (acari)

MUGILIFORMES

Mugilidae

Mugil cf. incilis (tainha)

CYPRINODONTIFORMES

Anablepidae

Anableps anableps (tralhoto)

PERCIFORMES

Sciaenidae

Plagioscion squamosissimus (pescada branca)

Cichlidae

Crenicichla cf. ternetzi (jacundá)

Crenicichla saxatilis (jacundá)

Crenicichla sp. (jacundá)

Guianacara cf. geayi (acará)

Hypselecara temporalis (araçá vermelho)

Krobia cf. guianensis (acará)