

AVALIAÇÃO ESPACIAL DOS NÍVEIS DE MERCÚRIO TOTAL EM SEDIMENTOS DO RESERVATÓRIO DA UHE DE CURUÁ-UNA, PARÁ, BRASIL

SANTARÉM-PA
2017

RIVOLLO DE JESUS BACELAR

**AVALIAÇÃO ESPACIAL DOS NÍVEIS DE MERCÚRIO
TOTAL EM SEDIMENTOS DO RESERVATÓRIO DA UHE DE
CURUÁ-UNA, PARÁ, BRASIL**

ORIENTADOR: DR. JOSÉ REINALDO PACHECO PELEJA

Dissertação apresentada como parte
dos requisitos para obtenção do título
de mestre em Recursos Aquáticos
Continental Amazônicos.
Orientador: Prof. Dr. José Reinaldo
Pacheco Peleja

**SANTARÉM-PA
2017**

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

B116a Bacelar, Rívolo de Jesus

Avaliação espacial dos níveis de mercúrio total em sedimentos do reservatório da UHE de Curuá-Una, Pará, Brasil / Rívolo de Jesus Bacelar. – Santarém, Pará, 2017.

76 fls.: il.

Inclui bibliografias.

Orientador José Reinaldo Pacheco Peleja

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais da Amazônia.

1. Rio Mojuí. 2. Hidrossistema. 3. Lacustre. 4. Ecotoxicologia. 5. Amazônia. I. Peleja, José Reinaldo Pacheco, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 628.16809811

Bibliotecário - Documentalista: Eliete Sousa – CRB/2 1101

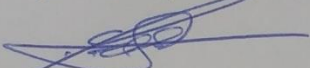


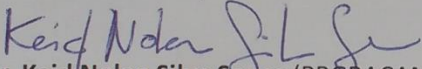
UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA DAS ÁGUAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS AQUÁTICOS CONTINENTAIS AMAZÔNICOS

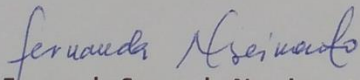


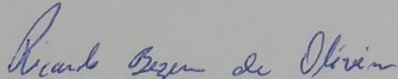
ATA DA SESSÃO DE DEFESA DA 45ª DISSERTAÇÃO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS AQUÁTICOS CONTINENTAIS AMAZÔNICOS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ, CANDIDATO RIVOLVO DE JESUS BACELAR.

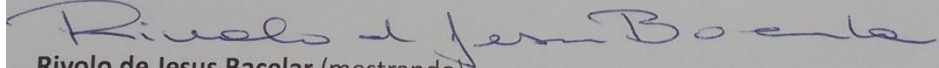
Aos 21 (Vinte e um) dias do mês de julho de 2017 (dois mil e dezessete) realizou-se, a partir das 09h00min, na sala de 3 do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, da Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA/Campus Amazônia (anexo), a sessão de defesa pública da dissertação para obtenção do grau de **Mestre em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos** – área de concentração **Ciência e Tecnologia das Águas Interiores Amazônicas**, de autoria de Rivolo de Jesus Bacelar, intitulada “Avaliação Espacial dos Níveis de Mercúrio Total em sedimentos do Reservatório da UHE de Curuá-una, Pará, Brasil”. A Banca Examinadora constituiu-se dos professores doutores: Keid Nolan Silva Sousa (PPGRACAM/UFOPA), Fernanda Souza do Nascimento (IEG/UFOPA) e Ricardo Bezerra de Oliveira (ICED/UFOPA). De acordo com o Regimento Interno do Curso, art. 20º, item XII, o Presidente da Banca Prof. Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja (orientador) abriu a sessão, passando a palavra para o mestrando, que fez a exposição do seu trabalho. Em seguida, foi realizada a arguição pelos examinadores na ordem registrada acima, com a respectiva defesa do candidato. Finda a arguição, a banca examinadora se reuniu, sem a presença do candidato e do público, tendo deliberado por sua **aprovação**. Nada mais havendo por constar, lavrou-se e fez-se a leitura da presente ata que segue assinada pelos membros da Banca Examinadora, Presidente (orientador) e mestrando. Santarém-PA, **21 de julho de 2017**.


Prof. Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja
(Orientador - Presidente)


Prof. Dr. Keid Nolan Silva Sousa (PPGRACAM/UFOPA)


Profa. Dra. Fernanda Souza do Nascimento (IEG/UFOPA)


Prof. Dr. Ricardo Bezerra de Oliveira (ICED/UFOPA)


Rivolo de Jesus Bacelar (mestrando)

AGRADECIMENTOS

Ao meu bom Deus, por me conceder essa oportunidade de crescimento e força para superar os desafios ao longo dessa incrível jornada;

Aos meus pais Yolanda e Rosivaldo que mesmo com as inúmeras dificuldades sempre me incentivaram e acreditaram em mim. Jamais vou esquecer o esforço que fizeram para me manter estudando. Muito obrigado pelo amor de vocês!

A meus avós e tios, obrigado pelas orações e conselhos;

Ao meu orientador Prof. Dr. Reinaldo Peleja pela sua presteza, paciência, confiança, pelos seus ensinamentos e principalmente pelos direcionamentos e conselhos dados quando as coisas pareciam complicadas. Muito, muito grato pelo seu acolhimento e por sempre estar disponível em ajudar. Suas contribuições foram essenciais para realização deste trabalho e para meu engrandecimento acadêmico!

A Professora Ynglea... Pelo apoio e por sempre estar disposta a me ajudar nas horas de dúvidas;

A meu querido irmão Karleno. Agradeço a amizade, a alimentação que preparavas para mim e todo o apoio, principalmente financeiro. E por ter sido esse parceirão nos momentos bons e ruins. Estamos conseguindo, mano velho!!!

A minha nobre companheira, Maria Eduarda por todo amor, apoio e compreensão em todos os momentos, compartilhando aflições e alegrias;

Ao grande amigo e parceiro de coleta Augusto Maia pelo apoio. Sempre que precisei pude contar com sua ajuda. Foram muitas e muitas superações nessa campanha!! Meu muito obrigado!

A CAPES pela bolsa concedida;

Ao Darkison, Pepita, seu Dimas, seu Valdemar Andrade e família... Obrigado pela acolhida e ajuda nas subidas aos rios Moju e Mojuí.

A senhora da bajara, mesmo não sabendo o nome... Sou muito grato pelo seu socorro na hora difícil quando nosso barco deu problema no rio Moju.

Ao Laboratório de Biologia Ambiental por ter me proporcionado experiências inesquecíveis e por ser minha segunda casa. As Colegas Nathália Parente, Debora Gomes e Yuriane... Que sempre me ajudou e se preocupou comigo durante essa jornada. A Júlia pela prontidão em me ajudar nas análises! Aos colegas parceiros Yuriane, Samuel, Sâmea, Rosangela, Camila. Aos técnicos Flávia e Edvaldo que fizeram de tudo para agilizar e preparar da melhor forma possível tudo que precisei durante as análises... Além disso, foram grandes parceiros e incentivadores nos momentos de cansaço.

Ao Professor Manoel Bentes e professora Mirtes pela amizade, conselhos e ajuda. Sempre se demonstraram muito preocupados com o andamento dos meus estudos.

Ao parceiro Paulo Brasil pela ajuda nos mapas e por sempre estar disposto em tirar aquelas dúvidas em estatística.

Ao pessoal da linha de ônibus “Curuá-Una – Centro” pelos descontos nas passagens e parceria;

A todo “time” que se mobilizou nessa grande campanha... Falo dos companheiros da UHE de Curuá-Una (Meio-quilo, Gaúcho, seu Mário, Gil, Marinho, Sr. Ramalheiro... aos guardas da usina).

Ao professor Anderson pela força!

Aos magníficos professores do Racam!

Aos colegas da turma de Racam/2015.

E a todos que de alguma forma contribuíram para a concretização deste trabalho.

Muito obrigado!

RESUMO

Aproveitamentos hidroelétricos na Amazônia promovem, na maioria dos casos, a inundação de extensas áreas florestadas, o que pode estimular a mobilização do mercúrio presente naturalmente nestes solos. Os sedimentos de reservatórios atuam como receptores de mercúrio advindo de drenagens a montante, oferecem condições propícias à biodisponibilização da forma mais tóxica do metal, o metilmercúrio. Este trabalho foi realizado durante o mês de novembro de 2016 e teve como objetivo avaliar espacialmente os níveis de mercúrio total (HgT) em sedimentos de fundo (SF) e suspensos (SS) e relacioná-los com variáveis limnológicas. Para isso, amostrou-se 17 pontos distribuídos ao longo do gradiente longitudinal do sistema aquático da UHE de Curuá-Una, agrupando-os em quatro regiões: fluvial montante (rios: Curuá-Una, Moju e Mojuí), transição, lacustre e fluvial jusante. Nestas, por meio do coletor de sedimento tipo "core" vertical modelo KAJAK, os SF foram extraídos em perfis de 30 cm de profundidade e subdivididos em camadas de 2 cm cada, já os SS foram coletados em amostragens pontuais na coluna d'água juntamente com medições das variáveis físico-químicas da água. Após coleta, os sedimentos foram desidratados em estufa, fracionados granulometricamente em peneiras e as amostras de sedimento fino, bem como os filtros contendo massa de sedimentos em suspensão analisados por Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio para determinação de HgT. Dessa forma, as concentrações diferiram significativamente entre as quatro regiões avaliadas com um aumento dos níveis médios de HgT a partir da região fluvial montante ($185,4 \pm 23,6 \text{ ng.g}^{-1}$), transição ($222,9 \pm 63,1 \text{ ng.g}^{-1}$) para a lacustre ($263,3 \pm 33,6 \text{ ng.g}^{-1}$) com decaimento na região fluvial jusante ($156,6 \pm 24,6 \text{ ng.g}^{-1}$). Quanto a distribuição vertical das concentrações de Hg total nas camadas de sedimento de 0 a 30 cm, a maioria das regiões apresentou um aumento da base para o topo do testemunho, principalmente nas regiões fluvial montante e lacustre, assim como nos SF, encontrou-se heterogeneidade espacial entre os níveis de mercúrio nos sedimentos em suspensão com aumento significativo da região fluvial montante ($385,0 \pm 42,23 \text{ ng.g}^{-1}$) para a de transição ($411,9 \pm 61,87 \text{ ng.g}^{-1}$), com decaimento na região lacustre ($270,3 \pm 59,14 \text{ ng.g}^{-1}$) e fluvial jusante ($177,5 \pm 48,17 \text{ ng.g}^{-1}$). Não se constatou a existência de variação vertical significativa dos níveis de HgT nos perfis da coluna d'água na região lacustre. Houve interação das variáveis limnológicas com as concentrações de HgT nas duas matrizes de sedimentos. Assim, regiões do sistema aquático com baixos valores de pH (águas ácidas), condutividade elétrica, concentração de sedimentos em suspensão e altos valores de matéria orgânica no leito, propiciam locais com valores maiores de mercúrio total nos sedimentos de fundo. Já regiões com água de pH baixo, de coloração elevada, turvas e mais frias contribuem para valores mais elevados de HgT nos sedimentos em suspensão. Com isso, infere-se que parte do HgT associado aos sedimentos em suspensão no hidrossistema da UHE de Curuá-Una, que é oriunda da área de drenagem antropizada dos rios formadores fica retida na região do lago (57%) e parte é exportada (43%) pelo turbinamento das águas do hipolímnio, permanecendo com concentrações constantes ao longo dos próximos 15 Km à jusante.

Palavras-chave: rio Mojuí, hidrossistema, lacustre, ecotoxicologia, Amazônia.

ABSTRACT

Hydroelectric uses in the Amazon promote, in most cases, the inundation of extensive forested areas, which may stimulate the mobilization of the mercury naturally present in these soils. Reservoir sediments act as mercury receptors from upstream drainage, providing conditions conducive to bioavailability of the most toxic form of the metal, methylmercury. This work was carried out during the month of November of 2016 and had the objective of spatially evaluating the levels of total mercury (HgT) in background (SF) and suspended (SS) sediments and to relate them to limnological variables. In order to do this, 17 points distributed along the longitudinal gradient of the aquatic system of the Curuá-Una HPP were grouped into four regions: fluvial upstream (rivers: Curuá-Una, Moju and Mojuí), transition, lacustrine and fluvial downstream. In these, the SF was extracted in profiles of 30 cm depth and subdivided in layers of 2 cm each, by means of the KAJAK vertical core type sediment collector, and the SS were collected in punctual samplings in the water column together with measurements of the physical-chemical variables of water. After sampling, the sediments were greenhouse dehydrated, granulometrically fractionated in sieves and fine sediment samples, as well as filters containing suspended sediment mass analyzed by Cold Steam Atomic Fluorescence Spectrometry for determination of HgT. Thus, concentrations differed significantly between the four regions assessed with an increase in mean HgT levels from the upstream fluvial region ($185.4 \pm 23.6 \text{ ng.g}^{-1}$), transition ($222.9 \pm 63.1 \text{ ng.g}^{-1}$) for the lacustrine ($263.3 \pm 33.6 \text{ ng.g}^{-1}$) with decay in the downstream fluvial region ($156.6 \pm 24.6 \text{ ng.g}^{-1}$). As for the vertical distribution of the concentrations of total Hg in the sediment layers from 0 to 30 cm, most of the regions showed an increase in the base to the top of the tide, mainly in the upstream and lacustrine fluvial regions, as in SF, ($385.0 \pm 42.23 \text{ ng.g}^{-1}$) to the transitional layer ($411.9 \pm 61.87 \text{ ng.g}^{-1}$), With decay in the lacustrine region ($270.3 \pm 59.14 \text{ ng.g}^{-1}$) and downstream fluvial ($177.5 \pm 48.17 \text{ ng.g}^{-1}$). It was not verified the existence of significant vertical variation of the HgT levels in the profiles of the water column in the lacustrine region. There was interaction of the limnological variables with the concentrations of HgT in the two sediment matrices. Thus, regions of the aquatic system with low values of pH (acid waters), electrical conductivity, concentration of suspended sediments and high values of organic matter in the bed, provide sites with higher values of total mercury in the bottom sediments. Already regions with low pH, high color, turbid and colder water contribute to higher values of HgT in suspended sediments. Thus, it is inferred that part of the HgT associated to sediments suspended in the hydrosystem of the Curuá-Una HPP, which originates from the anthropogenic drainage area of the forming rivers, is retained in the lake region (57%) and part is exported (43 %) By the turbination of the waters of the hypolimnium, remaining with constant concentrations along the next 15 km downstream.

Keywords: Mojuí river, hydrosystem, lacustrine, ecotoxicology, Amazon.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
1.1.1 Aspectos gerais do Mercúrio e problemas relacionados à sua contaminação	11
1.1.2 Mercúrio no Ambiente Amazônico	13
1.1.3 Os reservatórios hidroelétricos e o mercúrio	14
1.1.4 O Sedimento e sua importância para estudos de contaminação ambiental	18
1.1.5 Justificativa	21
2. OBJETIVOS	23
2.1 OBJETIVO GERAL	23
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
3. MATERIAIS E MÉTODOS	24
3.1 ÁREA DE ESTUDO	24
3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	25
3.3 MÉTODOS DE CAMPO	27
3.4 PROCEDIMENTOS EM LABORATÓRIO	28
3.4.1 SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO (SS)	28
3.4.2 Sedimentos de fundo (SF)	28
3.4.3 Análise do conteúdo de matéria orgânica (M O) presente nos sedimentos	29
3.4.4 Separação granulométrica	29
3.4.5 Determinação de mercúrio total	30
3.5 ANÁLISE DOS DADOS	30
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4. 1. CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DA UHE DE CURUÁ-UNA	32
4.1.1 Sedimentos em Suspensão (SS)	34
4.1.2 Cor verdadeira da água	35
4.2.3 Turbidez	36
4.1.4 Condutividade elétrica e Totais de Sólidos Dissolvidos	37
4.1.5 Transparência ao disco de Secchi	38
4.1.6 Temperatura da água	39
4.1.7 Oxigênio dissolvido	41
4.1.8 pH (potencial Hidrogeniônico)	43

4.1.9 % Matéria orgânica em sedimentos de fundo.....	44
4.2 NÍVEIS DE MERCÚRIO TOTAL NOS SEDIMENTOS	47
4.2.1 Concentrações de mercúrio total nos sedimentos de fundo.....	47
4.2.2 Aspectos legais da contaminação de Hg em sedimentos - resolução 454/CONAMA (2012)	51
4.2.3 Distribuição vertical do Hg total nos perfis de sedimento de 0 a 30 cm	52
4.2.4 Mercúrio total em sedimentos em suspensão	53
4.3 Interações limnológicas com as concentrações de HgT em sedimentos de fundo e em suspensão.....	58
5. CONCLUSÃO.....	63
REFERÊNCIAS	65

LISTA DE TABELA

Tabela 1 - localização dos pontos de coleta	26
Tabela 2 - Valores absolutos das variáveis limnológicas por ponto e subdivisões característica de cada compartimento da UHE de Curuá-Una estudado.	33
Tabela 3 - Concentrações médias de Hg total obtidas dos perfis de sedimento de leito de 0-30 cm e concentração somente dos perfis superficiais (0 – 2 cm) de cada ponto.	48
Tabela 4 - Intervalos de concentração de mercúrio total em sedimentos superficiais na região Amazônica.....	50
Tabela 5 - Níveis de mercúrio total na camada superficial de sedimentos (0-2 cm). Os valores em destaque, correspondem aos que atingiram o nível 1 de contaminação pela resolução 454/CONAMA (2012).	51
Tabela 6 - Níveis de mercúrio total em sedimentos em suspensão de acordo com as características de cada região estudada	54
Tabela 7 - intervalos de concentração de mercúrio total em sedimentos suspensos em algumas UHE da região Amazônica	56
Tabela 8 - matriz de correlação de (Pearson) entre a concentração de Hg total em sedimentos de leito e em suspensão com as variáveis limnológicas. Valores em destaque significam coeficiente de correlação de Pearson significativos a nível de $\alpha < 0,05$	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Região lacustre subdividido em zona litorânea (paliteiro) e limnética.....	15
Figura 2 - mapa com a localização da bacia do rio Amazonas Baixas (esquerda) e foto aérea da usina hidrelétrica Curuá-Una, localizada a 70 km ao sudoeste da cidade de Santarém no estado de Pará. Vale <i>et al.</i> , 2016.....	24
Figura 3 - mapa do reservatório de Curuá-Una, indicando em círculo amarelo os pontos de coleta nos seus rios formadores, no lago/reservatório e a jusante.	25
Figura 4 - esquema de coleta na região lacustre dos sedimentos em suspensão nos três estratos verticais (via garrafa de Van Dorn) e dos sedimentos de fundo (coletor de sedimento - KAJAK).....	27
Figura 5 - principais procedimentos da coleta de campo. A e B: coleta manual na superfície da água e em profundidade via garrafa de Van Dorn; C: coletor de sedimento tipo "core" vertical modelo KAJAK; C: separação dos sedimentos em camadas; E: leitura das variáveis limológicas por meio de potenciômetros portáteis	27
Figura 6 - filtragem das amostras de água para coleta de Sedimentos em Suspensão (SS), em destaque filtro contendo SS.	28
Figura 7 - agitador de peneiras utilizado na separação granulométrica deste estudo.....	29
Figura 8 - Concentrações médias de sedimentos em suspensão (SS) ao longo das regiões aquáticas.	34
Figura 9 - Variação das concentrações médias de cor ao longo do gradiente flúvio-lacustre da UHE de Curuá-Una.	35
Figura 10 - Níveis médios de turbidez por região estudada.	36
Figura 11 - Variação vertical dos níveis médios de turbidez do ambiente lacustre	37
Figura 12 - Distribuição média dos níveis condutividade elétrica por região.....	37
Figura 13 - Variação média da transparência ao disco de Secchi por região.....	39
Figura 14 - Variação da temperatura superficial da água por região da UHE	40
Figura 15 - Distribuição vertical das concentrações de temperatura (°C) na coluna d'água da região lacustre. A: P6; B: P7; C: P8	41
Figura 16 - Variação dos níveis de oxigênio dissolvido das águas superficiais por região estudada	42
Figura 17 - distribuição vertical das concentrações de oxigênio dissolvido na colUna das regiões limnéticas e litorâneas do ambiente lacustre. A: P6; B: P7; C: P8	42
Figura 18 - Variação do potencial hidrogeniônico da água superficial da água por região da UHE.....	44
Figura 19 - Percentual médio de matéria orgânica nas regiões da UHE de Curuá-Una	45
Figura 20 - relação entre o percentual de Matéria Orgânica e a profundidade da camada de sedimentos de fundo. A: região fluvial montante; B: transição; C: lacustre; D: fluvial jusante.	46
Figura 21 - Concentrações médias do % de MO nos trechos meândricos e retilíneos da região fluvial montante.....	47
Figura 22 - concentrações médias de Hg total em sedimentos de fundo (perfil 0–2 cm) por região. O traço vermelho indica limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos	

adversos à biota. E as letras os resultados do teste <i>a posteriori</i> de Tukey ;($F_{(3, 13)}=11,367$, $p=0,00062$).....	49
Figura 23 - Concentrações médias de Hg total em sedimentos de fundo (perfil 0–30 cm) por região. O traço vermelho indica limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota. E as letras os resultados do teste <i>a posteriori</i> de Tukey ;($F_{(3, 251)}=47,711$, $p=0,0000$).....	49
Figura 24 - perfil de distribuição dos níveis médios de mercúrio total nos sedimentos de fundo dos quatro compartimentos avaliados relação à profundidade. A- Fluvial montante; B- transição; C- lacustre e D- fluvial jusante. A linha em vermelho o indica valor limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota	53
Figura 25 - Distribuição das concentrações de Hg total em sedimentos de fundo (0–2cm) e em suspensão no sentido montante-jusante do reservatório. A: por regiões; B: por pontos.	55
Figura 26 - distribuição dos níveis médios de HgT entre os estratos verticais da coluna d'água para a região lacustre	57
Figura 27 - relação entre o percentual de MO e os níveis de HgT em sedimentos de fundo. A: região fluvial montante; B: transição; C: lacustre; D: fluvial jusante	60

1 INTRODUÇÃO

Durante as décadas de 50 e 60, centenas de mortes ocorreram majoritariamente no Japão em decorrência de grandes acidentes de contaminação industriais por mercúrio, doença que ficou conhecida como mal de Minamata despertando preocupações da comunidade científica para entender como esse metal atingiu o homem de forma tão severa (NASCIMENTO e CHASIN, 2001; EPA, 2015).

Na Amazônia, a questão da toxidade ambiental do mercúrio começou a ser estudada de forma mais acintosa a partir do final da década de 80 por pesquisadores brasileiros e estrangeiros na tentativa de determinar o real risco que este elemento apresenta para o meio ambiente. Tal interesse foi muito influenciado pelo uso indiscriminado do mercúrio devido à intensa exploração do ouro que a região estava vivendo, por conta disso, por muito tempo, atribuiu-se praticamente só ao garimpo como o responsável pela presença do metal em ambiente amazônico, devido aos processos de apuração do ouro que utiliza grandes quantidades de Hg (PFEIFFER *et al.*, 1989; LACERDA e SALOMONS, 1992; RODRIGUES *et al.*, 1994; BASTOS e LACERDA, 2004).

Porém, estudos realizados em diversas áreas da Amazônia e em regiões afastadas e/ou sem registros de realização de exploração da lavra garimpeira apontaram a presença de surpreendentes quantidades de mercúrio nas mais variadas matrizes ambientais analisadas, o que levantou a hipótese da presença natural do elemento em solos amazônicos e que, por meio de práticas inadequadas de manejo de uso dos solos, podem provocar perturbações no ciclo biogeoquímico do mercúrio (ROULET *et al.*, 1998; ZEIDEMANN, 1998; ZEIDEMANN, 1999; SILVA-FORSBERG *et al.*, 1999; FORSTIER *et al.*, 2000; LECHLER *et al.*, 2000; FADINI e JARDIM, 2001).

A construção de grandes reservatórios para a geração de energia elétrica é, atualmente, apontada como um grande risco ambiental no que tange à presença natural do mercúrio. Tal situação promove condições favoráveis para a transformação desse elemento para a sua forma mais tóxica, a qual tem a capacidade de ser incorporado à cadeia alimentar e, conseqüentemente, vir a contaminar o homem através do consumo de pescado, principalmente (FORSBERG e KEMELES, 2006; AULA *et al.*, 1995).

Diante disso, levando em consideração a política energética nacional que considera a Amazônia como uma área potencial para abastecimento elétrico, através de projetos programados de construção de reservatórios para a região, se tem a necessidade de melhor compreender a dinâmica geoquímica do mercúrio em conjunto com as características

limnológicas em usinas hidroelétricas (UHEs) já construídas na Amazônia para fornecer subsídios ambientais para a temática, tendo em vista que não há na literatura nenhum trabalho envolvendo essa temática no reservatório UHE de Curuá-Una, após praticamente 40 anos do seu barramento.

1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1.1 Aspectos gerais do Mercúrio e problemas relacionados à sua contaminação

O mercúrio encontra-se amplamente distribuído, porém em baixas concentrações, por toda a crosta terrestre e raramente está como elemento livre na natureza, tendo como fontes naturais mais importantes a gaseificação da crosta terrestre, as emissões de vulcões e a evaporação dos corpos aquáticos (NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

Este metal pode estar presente no ambiente em duas formas distintas: a inorgânica e/ou a orgânica. Na forma inorgânica pode ser encontrado sob três diferentes estados de oxidação: o Hg elementar (Hg^0), devido a sua distinta propriedade de formar amalgama é ainda bastante usado nos garimpos de ouro; e duas formas oxidadas, o íon mercurioso (Hg_2^{2+}), forma pouco estável em sistemas naturais, e o íon mercúrico (Hg^{2+}) (NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

Já na forma orgânica, o íon mercúrico apresenta-se ligado covalentemente a um radical orgânico, sendo o dimetilmercúrio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$) e o metilmercúrio (CH_3Hg^+), esta considerada de maior seriedade do ponto de vista ecotoxicológico, por ser uma neurotoxina que possui tendência de bioacumular e biomagnificar, ocasionando um risco à saúde humana. Apresenta essa tendência devido a sua maior lipossolubilidade quando comparada às outras formas químicas de mercúrio. Além disso, o metilmercúrio possui uma alta afinidade com os grupamentos sulfidrilas das proteínas animais (Jardim, 1988; Horvat, 1996; Micaroni, 2000; NASCIMENTO e CHASIN, 2001; MELAMED e VILLAS-BÔAS, 2002; MIRANDA *et al.*, 2007; EPA, 2015).

O metilmercúrio corresponde a maior parte do metal presente em humanos originado, quase totalmente, do consumo de pescado contaminado. O peixe, por sua vez, absorve a forma metilada, que está dissolvida na água, pelas brânquias ou pela alimentação (biomagnificação - acúmulo ao longo da cadeia alimentar). Nesses organismos, o MeHg pode se ligar aos grupos sulfídricos em proteínas sendo distribuído por todo o peixe. (BAIRD e CANN, 2011), a preocupação quanto às diversas formas de contaminação por mercúrio na

região reside no fato de que o pescado é considerado a principal fonte de proteínas para as populações que vivem às margens dos rios (SÁ *et al.*, 2006; CASTILHOS *et al.*, 2008).

No organismo, a meia vida biológica do mercúrio (Hg) pode variar muito em função da forma química deste metal e da espécie em questão. Para as formas inorgânicas, a meia vida biológica em humanos gira em torno de 37 dias, já a orgânica, principalmente na forma metilada, a toxicidade é determinada pela sua elevada meia-vida biológica que é de 70 dias, não havendo nenhuma função biológica conhecida no organismo humano (Azevedo, 2003), podendo chegar a três anos em peixes (NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

Em humanos, o principal perigo provocado por essa contaminação decorre da capacidade desse composto atravessar a barreira sangue-cérebro e também a barreira da placenta apresentando efeito cumulativo no organismo. A capacidade de ser transferido para o feto faz com que, por exemplo, as crianças nascidas de mães de Minamata contaminadas por mercúrio apresentassem retardamento mental, distúrbios motores e mesmo paralisia (Baird e Cann, 2011). Além destes, os sintomas de contaminação começam com disfunções do sistema nervoso central, uma vez que o órgão alvo é o cérebro. Incluem-se, ainda, dormência nos braços e pernas, visão nebulosa e mesmo perda de visão, perda de audição e coordenação motora, letargia e irritabilidade. Em ambos os casos a contaminação pode evoluir para a morte (AKAGI *et al.*, 1995; AZEVEDO, 2003; PASSOS e MERGLER, 2008; BAIRD e CANN, 2011; KHOURY *et al.*, 2013).

Na região amazônica, por exemplo, resultados de estudos realizados nos garimpos de São Chico em Itaituba-PA indicam significativa incidência de gosto metálico, parestesia, (perda da sensibilidade nas extremidades das mãos e pés entorno da boca) tremores e palpitação em indivíduos diretamente envolvidos na atividade mineral (RODRIGUES-FILHO *et al.*, 2004). LEBEL *et al.* (1996,1998), através de aplicações de baterias de testes neurofuncionais em populações do rio Tapajós, verificaram uma associação entre níveis mais altos de mercúrio no cabelo com a ocorrência de problemas em funções visuais que incluíram sensibilidade de contraste visual e campos visuais restritos e motoras como destreza manual, coordenação alternada das mãos e, em menor grau, fadiga muscular.

Os riscos associados ao Hg são reiterados por órgãos como o GEF (*Global Environmental Facility*), seguimento da ONU direcionado para subsidiar projetos que protegem o meio ambiente e formas desenvolvimento sustentáveis no mundo, inclui o mercúrio no rol das substâncias tóxicas persistentes, as quais necessitam estar sob monitoramento contínuo, dado o grande risco de danos ambientais e à saúde humana que compostos mercuriais podem causar (GEF, 2016). Além da questão ambiental e os riscos de

contaminação aguda e crônica atribuídos ao mercúrio, a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer – IARC, órgão ligado à Organização Mundial da Saúde (OMS), qualifica o mercúrio como um composto possivelmente carcinogênico para humanos dentro de uma classificação (Grupo 2B) que inclui, por exemplo, a gasolina e alguns herbicidas (IARC, 2015). Além disso, mais recentemente, tem-se verificado a relação entre a exposição ao mercúrio (ambiental, ocupacional ou através de dieta) com o risco de desenvolvimento de diabetes mellitus e ainda de Síndrome metabólica (ROY, 2017), isso reforça mais ainda a necessidade de avaliações relacionadas a esse metal.

1.1.2 Mercúrio no Ambiente Amazônico

O comportamento do mercúrio no ambiente amazônico e sua toxicidade vêm sendo discutido desde o final de 1980 na tentativa de se determinar o verdadeiro risco que esse elemento apresenta para o meio ambiente (WASSERMAN *et al.*, 2001; SAMPAIO *et al.*, 2006). Essa preocupação teve origem a partir da grande quantidade de mercúrio lançada no ambiente em decorrência da corrida aurífera que a região estava vivenciando (PFEIFFER *et al.*, 1989; LACERDA e SALOMONS, 1992; BASTOS e LACERDA, 2004; MEIRELLES-FILHO, 2006).

Com isso, os estudos desenvolvidos inicialmente na Amazônia com relação à temática da contaminação mercurial foram atribuídos ao uso indiscriminado do mercúrio na sua forma elementar em áreas garimpeiras (PFEIFFER *et al.*, 1989; LACERDA e SALOMONS, 1992; RODRIGUES *et al.*, 1994; AKAGI *et al.*, 1995; SILVA, 1997).

Contudo, estudos recentes evidenciaram a presença natural do mercúrio em diversas regiões da Amazônia sem a presença de atividades minerais e industriais (LECHLER *et al.*, 2000; FORSBERG *et al.*, 1995; SILVA-FORSBERG *et al.*, 1999), esses estudos concluíram que a origem do elemento nessa região seria natural, formado por acúmulo durante milhares de anos nos solos argilosos, antigos e profundos.

A interpretação desses dados, juntamente com de outros trabalhos, demonstrou que esse compartimento se apresenta como um grande reservatório de mercúrio com potencial de emissão para o ambiente aquático. No mesmo contexto, PELEJA (2007), apontou que a bacia que drena solos podzóis hidromórficos possui maior taxa de exportação de Hg para as águas, mesmo possuindo menor estoque do metal nos solos, evidenciando o papel do tipo de solo e da podzolização na mobilização nestes ambientes.

Na bacia do rio Tapajós, ROULET *et al.* (1998, 1999) concluíram que a deposição atmosférica deste metal transportado a longas distâncias, proveniente dos garimpos, era muito menor do que o mercúrio acumulado naturalmente nos solos, sendo que apenas o mercúrio proveniente dos processos de apuração do ouro é insignificante (aproximadamente 3%) em comparação ao Hg presente no solo.

No reservatório natural, o mercúrio associa-se aos oxi-hidróxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al). Estudos atribuíram à erosão, ao desmatamento e às atividades agrícolas como as principais formas de passagem do Hg estocado nesses solos para os sistemas aquáticos, isso ocorre mais acentuadamente em áreas de declives. Porém, não descartando a influência antrópica da atividade garimpeira como uma fonte importante de Hg e com área de abrangência restrita às proximidades dos locais de emissão (ROULET *et al.*, 1998; LECHLER *et al.*, 2000).

1.1.3 Os reservatórios hidroelétricos e o mercúrio

Um reservatório hidroelétrico, como sistema complexo e multicompartimental, consiste de muitos componentes e subsistemas que interagem e variam no espaço e no tempo. E para a compreensão dos problemas e mecanismos de funcionamento desses ecossistemas, é necessária uma abordagem integrada para observação, experimentação e mensuração (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

A mudança de comportamento do lótico para lântico, que se acentua em direção à barragem faz com que a organização espacial dos reservatórios apresente, geralmente, uma grande heterogeneidade, resultando na formação de um gradiente de condições físicas e químicas da água e modificações destas nos eixos horizontal e vertical. Os mecanismos de funcionamento que dependem em parte dos múltiplos usos e do tipo de construção incluem a existência de gradientes verticais e horizontais devido ao tempo de residência da água, à estratificação hidráulica, no transporte de sedimentos, às interações sedimento-água, por exemplo (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Com base neste gradiente, um reservatório pode ser dividido em três zonas (regiões/ compartimentos) distintas (THORNTON *et al.*, 1990): *a fluvial ou lótica*, com características de ambiente de água corrente; *a intermediária ou de transição*, com influência da cunha fluvial (influência do rio principal), mas podendo apresentar tendência à estagnação ou circulação vertical; e *a região lacustre*, com ausência ou pequena influência fluvial, com período de estratificação semelhante a lagos.

Por essa semelhança apresentam sub-compartimentos clássicos de lagos como região litorânea, a qual está em contato direto com o ecossistema terrestre (no reservatório corresponderia ao paliteiro - região adjacente ao antigo leito fluvial composto por troncos de árvores mortas) e região limnética ou pelágica (THORNTON *et al.*, 1990; TUNDISI e TUNDISI, 2008), como pode ser visto na figura 1. Neste trabalho consideramos ainda a região após a barragem a qual classificamos como fluvial jusante, por apresentar características fluviais típicas.



Figura 1 - Região lacustre subdividido em zona litorânea (paliteiro) e limnética.

Em regiões tropicais, como a Amazônia, é possível ocorrer fenômenos de estratificação e desestratificação diária das massas d'água, sendo observado o máximo de estabilidade térmica por volta das 16 ou 17 horas e desestratificação noturna, devido a perda de calor para a atmosfera, principalmente influenciado pela pequena diferença de temperatura entre o epilímnio e hipolímnio (ESTEVES e BARBIERI, 2011). Assim, nos lagos e reservatórios pode haver também a compartimentalização vertical, classicamente definidas conforme o quadro a seguir (TUNDISI e TUNDISI, 2008; ESTEVES e BARBIERI, 2011; KASPER *et al.*, 2014).

Quadro 1 - compartimentos verticais dos ecossistemas lacustres e suas principais características

Epilímnio: a camada superior menos densa com temperaturas maiores, A concentração de oxigênio dissolvido é elevada devido à produtividade do fitoplâncton e difusão da atmosfera. Matéria orgânica autóctone em elevada concentração. Nutrientes geralmente escassos ou limitantes, devido ao consumo pelo fitoplâncton. Na dinâmica do Hg em reservatório, ao exportar água para jusante, a hidrelétrica está exportando também MeHg formado na localidade de montante, fazendo com que a biota de jusante esteja recebendo o Hg mais biodisponível (na forma de MeHg) do que a biota de montante, que está localizada predominantemente neste compartimento.
Metalímnio: a camada intermediária, mais estreita, onde ocorre acentuado gradiente térmico, ou seja, a temperatura o oxigênio dissolvido podem variar rapidamente em poucos metros de profundidade(forma-se o termoclina e o oxiclina), gerando ainda intensa variação de densidade. Importante barreira para o transporte de calor, substâncias. O termo termoclina tem sido usado de maneira variada. Alguns o consideram sinônimo de metalímnion, outros limitam-o à camada de água do metalímnion, onde a descontinuidade térmica é mais intensa.
Hipolímnio: a camada mais inferior e mais densa, geralmente bastante estável e com temperaturas mais baixas. A concentração de oxigênio é baixa havendo até anoxia, devido ao consumo pelos decompositores. Matéria orgânica em elevada quantidade, especialmente de origem alóctone. Concentrações altas de nutrientes devido à remineralização da matéria orgânica durante a decomposição e reações com o sedimento; no caso do Hg este compartimento apresenta condições propícias a metilação.

Dessa forma, cada região apresenta um comportamento diferenciado quanto aos fatores limnológicos, tais como: taxas de sedimentação, concentrações de nutrientes, importância relativa dos aportes de material inorgânico e orgânico, conseqüentemente, essas diversas características morfofuncionais de um reservatório podem gerar influências na distribuição de metais nos sedimentos de fundo, como o mercúrio (TUNDISI e TUNDISI, 2008; KASPER *et al.*, 2014; FEARNSTIDE, 2015).

O Brasil possui uma matriz de geração elétrica de origem predominantemente hidroelétrica a qual responde por 74% da oferta (Boletim Energético Nacional, 2012). No Pará, as usinas hidroelétricas (UHE) contribuem com 94% de toda energia produzida por meio das UHEs de Tucuruí e Curuá-Una, as quais colocaram o Pará como o segundo maior gerador desse tipo de energia, no mês de maio de 2017 (7.153,49 MW) perdendo apenas para o estado do Paraná (11.197,06 MW) (OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO, 2017).

Em relação à geometria hidráulica, todos os rios tendem a atingir um equilíbrio dinâmico entre a sua descarga, velocidade média, carga sedimentar e a morfologia de seu leito (LEOPOLD e MADDOCK, 1953 *apud* JUNK e MELLO, 1990). O represamento de um rio significa uma interrupção de um sistema aberto e de transporte por um sistema mais fechado e de acumulação. Conseqüentemente, a construção de uma represa representa um impacto fundamental para a geometria hidráulica de um rio, resultando em fortes modificações hidrológicas, hidroquímicas e hidrobiológicas, que não somente afetam a área do próprio reservatório, mas também a área abaixo da represa e, no caso da biota, até a área acima dela (JUNK e MELLO, 1990).

Especialmente na Amazônia, onde os solos são geralmente planos, ocorre, na maioria das vezes, a inundação de áreas florestadas de centenas e até milhares de quilômetros quadrados com poucos metros de água (JUNK e MELLO 1990; EPE, 2012; KASPER *et al.*, 2014; FEARNSIDE, 2015).

A alta decomposição da vegetação terrestre inundada e o alto consumo de oxigênio tornam favorável a ocorrência de condições hipóxicas na coluna d'água e altas concentrações de carbono orgânico dissolvido (TUNDISI *et al.*, 1995; 2014). A temperatura do rio também é modificada, tendendo a dividir o lago da represa em dois ambientes: um onde a temperatura é mais baixa (o fundo do lago) e outro onde a temperatura é mais alta (superfície do lago) (SOUZA, 2000).

Ao levar em consideração os estudos recentes sobre a presença natural do mercúrio no ambiente amazônico, a construção de grandes lagos para geração de energia elétrica se apresenta como um motivo de preocupação a mais quanto a estes procedimentos, pois um dos impactos que represas hidrelétricas podem provocar é a liberação de mercúrio (Hg) dos solos e da vegetação alagada, e posterior aumento nas taxas de conversão na sua forma mais tóxica, a de metilmercúrio (PORVARI, 1995; AULA *et al.*, 1995; FEARNSIDE, 1999; FORSBERG e KEMELES, 2006).

Há condições propícias à metilação como má circulação de água, alto tempo de residência e condições redutoras (anóxicas ou subóxicas, levemente ácidos), com taxas extremamente altas de atividade microbiana, associadas à grande lixiviação das margens recentemente inundadas, de remanso, que mobilizam mercúrio e matéria orgânica. Esses reservatórios acumulam mercúrio com os sedimentos que estão sendo depositados e podem transformar-se em reatores para a produção de metilmercúrio, pois apresentam características biogeoquímicas que estão mais propensas a ocorrer (LACERDA e MALM, 2008).

Além dos sedimentos, em lagos tropicais, subtropicais e na região do Tapajós, a metilação pode ocorrer na coluna d'água pelos “tapetes” de macrófitas aquáticas flutuantes, principalmente nas raízes, devido à intensa atividade microbiana e produção de compostos húmicos e fúlvicos que fornecem radicais de metil favorecendo a metilação do mercúrio (COELHO-SOUZA *et al.* 2007). Tais fatores fazem com que a biota dos reservatórios, logo após o seu enchimento, tenha um aumento nas concentrações de mercúrio, um fator de dez vezes a cada elo na cadeia alimentar, desde o plâncton até os peixes, podendo atingir as populações humanas através do consumo de peixes (MORRISON e THERIEN 1995; CANAVAN, 2000; FEARNSIDE, 2002, 2005; PELEJA, 2002; KASPER *et al.*, 2014).

A consequência disso é verificada em escala espacial nos reservatórios, tendo em vista que estudos recentes tem mostrado que o represamento do rio muitas vezes pode provocar maiores efeitos adversos sobre o ecossistema à jusante do que no próprio reservatório, provocado pelo chamado “efeito barragem”. No que se refere ao mercúrio, os níveis encontrados em águas de superfície e peixes são verificados superiores àqueles encontrados a montante do reservatório (CANAVAN, 2000; PALERMO *et al.*, 2002; KASPER *et al.*, 2012, 2014). Essa condição pode ser atribuída, principalmente, à característica anóxica do hipolímnio e à estratificação do reservatório, o que favorece os processos de organificação do mercúrio nessa região, e, a partir da liberação das águas do hipolimínio, através das turbinas abaixo da barragem, aumenta a disponibilidade de mercúrio a jusante (PALERMO *et al.*, 2002; KASPER *et al.*, 2014). Este mercúrio está principalmente dissolvido na água ou associado aos sedimentos em suspensão (SCHETAGNE *et al.*, 2000), o que evidencia a necessidade do monitoramento dos sedimentos de fundo e suspenso para uma melhor compreensão da dinâmica do elemento nos reservatórios hidrelétricos.

1.1.4 O Sedimento e sua importância para estudos de contaminação ambiental

Na ecologia do ecossistema aquático, o sedimento é hábitat ideal para a comunidade bentônica, comunidades da micro e macrofauna, as quais processam e realizam ciclagem da matéria orgânica que servirá de alimento para níveis tróficos superiores (CHAPMAN, 1990).

Além disso, os sedimentos correspondem a um dos segmentos ambientais mais estáveis em termos físico-químicos, por isso seus parâmetros de caracterização química são ótimos indicadores de qualidade ambiental (MACHADO, 2007).

Por definição, o sedimento de fundo é todo material não consolidado, constituído por partículas de diferentes tamanhos, formas e composição química (compostos minerais, restos estruturais de diversos organismos, agrotóxicos, elementos traços), as quais podem ser transportadas por meio da água, ar ou gelo do ambiente de origem terrestre e depositadas ao fundo de lagos, rios e oceanos. Essas partículas contêm quantidade variável de materiais coprecipitados dos recursos hídricos por processos químicos e biológicos (ROCHA *et al.*, 2009).

A raiz do termo sedimento deriva do latim *sedis*, podendo ser etimologicamente e literalmente traduzido como deposição ou aquilo que é passível de se depositar (Giannini e Melo, 2009). Durante a sua formação, acumulam-se camadas de deposição temporal e

sequencial capazes de fornecer verdadeiros arquivos de informações biogeoquímicas sobre os ecossistemas aquáticos (ARAÚJO *et al.*, 2008).

Pela característica de se formar por deposições continuadas ao longo dos anos, fornece, além da concentração de elementos-traço, uma indicação da evolução da poluição de ambientes aquáticos através da distribuição vertical obtida com a retirada de amostras em perfis verticais (“core”). Esse procedimento permite obter amostras não perturbadas, possibilitando assim identificar a existência ou não de variação de substâncias presentes no material sedimentado (MOZETO, 2007; ESTEVES e CAMARGO, 2011).

Os sedimentos, portanto, desempenham uma importante função no processo de caracterização da poluição de lagos e rios. Eles podem indicar a qualidade do sistema aquático e, assim, serem usados para detectar a presença de contaminantes, pois alguns metais solúveis em água podem sofrer hidrólise e serem, inicialmente, depositados em locais de pouca energia hídrica e posteriormente eles voltam a se solubilizar pela ação de micro-organismos (ROCHA *et al.*, 2009).

Esta dinâmica de algumas espécies químicas faz com que os sedimentos de fundo atuem não só como depositário dos materiais gerados internamente e dos transportados, mas, também, como um compartimento ativo (MOZETO e ZAGATTO, 2008), pois os sedimentos podem ser disponibilizados para a coluna d’água devido às mudanças de parâmetros como pH, potencial redox ou à ação de micro-organismos. E, conseqüentemente, ser potencial fonte de contaminantes, mesmo quando as fontes de contaminação atmosféricas e/ou terrestres já tenham sido controladas ou eliminadas (ROCHA *et al.*, 2009). Assumindo tal característica, os sedimentos podem causar efeito direto, resultante da bioconcentração desses contaminantes na cadeia alimentar, via organismos bentônicos e, assim, conseqüências adversas serão sentidas, também, na biota da coluna d’água devido à remobilização desses elementos, como o mercúrio (MOZETO e ZAGATTO, 2008).

Por conta disso, o *Canadian Council of Ministers of the Environment* (ENVIRONMENT CANADA 1999) estabeleceu valores guias que determinam o grau de contaminação do sedimento de fundo em lagos, lagoas e rios com vistas à proteção da vida aquática, pois uma variedade de organismos vive ou está em contato com esse compartimento.

O primeiro deles, “*Interim freshwater Sediment Quality Guidelines*”–ISQG, determina a concentração de mercúrio total abaixo do qual se espera baixa probabilidade de efeitos adversos à biota. O segundo, chamado de “*Probable Effect Levels*”–PEL, estabelece a concentração acima do qual se espera um provável efeito adverso à biota. Os valores adotados de ISQG e PEL para mercúrio são 0,170 mg.kg⁻¹ e 0,486 mg.kg⁻¹, respectivamente. Estes

valores definem três gamas de concentrações: aquelas que são associadas a efeitos biológicos adversos - abaixo de ISQG, ocasionalmente - entre ISQG e PEL e, frequentemente, causam efeito - acima de PEL, respectivamente (ENVIRONMENT CANADA, 1999).

A resolução 454 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2012) do Brasil baseia-se nos valores do órgão canadense para estabelecer diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em ambientes aquáticos sob jurisdição nacional em dois níveis de contaminação: a) Nível 1 (referente ao ISQG) - limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota; b) Nível 2 (referente ao PEL) - limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota. Talvez fosse mais conveniente que o próprio CONAMA elaborasse estudos levando em consideração as características tropicais para verificar a similaridade ou não dos efeitos para assim se ter uma avaliação mais eficiente da qualidade dos sedimentos.

Embora, as legislações estabelecidas por órgãos ambientais, tanto federais quanto estaduais, tomem como base as referências dos órgãos canadenses para com os sedimentos de fundo, os sedimentos em suspensão não possuem limites críticos estabelecidos por nenhum órgão. O SS não é utilizado para identificação de zonas contaminadas, porém o Sedimento em Suspensão (SS) é o principal carreador de várias substâncias, como nutrientes, poluentes orgânicos e metais (SILVA, 1997; MARINS *et al.*, 2004; SUZUMURA *et al.*, 2004). Apesar da sua importância, há ainda uma lacuna de trabalhos relacionados com o sedimento em suspensão. Este compartimento em conjunto com os sedimentos de fundo constituem os principais meios de identificação da contaminação do ambiente, já que as análises de amostras da coluna d' água retratam apenas o estado atual no momento da coleta, sofrendo variações durante todo o tempo (SÁ e MACHADO, 2007).

Quanto à interação sedimento-Hg, na sua forma inorgânica, o mercúrio se liga fortemente aos sedimentos de fundo não se dissolvendo facilmente na coluna d' água, principalmente em ambientes mais ácidos. Sendo que estes, quando ricos em matéria orgânica, principalmente na camada superficial, com a presença de bactérias sulfatoredutoras, favorecem a metilação do mercúrio, característica comumente encontrada nos reservatórios (RODRIGUES *et al.* 1994; HALL *et al.* 2008; BAIRD e CANN, 2011).

Neste contexto, os sedimentos presentes nos corpos hídricos, principalmente de reservatórios, se apresentam como um importante indicador de qualidade ambiental, pois agregam substâncias presentes no ambiente (LACERDA e MALM, 2008). No caso do mercúrio, a quase totalidade deste elemento presente no ambiente aquático é de origem sedimentar. Segundo Silva (2006), 98% do mercúrio total estão presentes nos sedimentos,

enquanto que nos peixes, invertebrados e plantas teria em torno de 0,22% do mercúrio total no ambiente, o que evidencia a grande importância desta matriz ambiental para avaliação da presença de mercúrio em ambientes aquáticos.

1.1.5 Justificativa

A necessidade de estudos sobre a dinâmica do mercúrio reside no fato de que a contaminação por este metal é considerada um dos maiores perigos dentre todos os impactos antropogênicos ao meio ambiente. O mercúrio é um dos poucos poluentes que já causou a morte de seres humanos, como resultado da ingestão de alimentos contaminados. Estima-se que, no planeta, mais de 1400 pessoas tenham morrido e mais de 20000 tenham sido afetadas pelo envenenamento por mercúrio, com uma taxa de mortalidade entre 7 e 11 % (LACERDA e SALOMONS, 1992).

Grande parte dos estudos desenvolvidos no Brasil, especialmente na região amazônica, com relação ao mercúrio, enfatizou majoritariamente a atividade mineral do ouro como a principal responsável pela contaminação do meio ambiente. Contudo, a literatura tem demonstrado que determinadas regiões consideradas não impactadas pela mineração do ouro apresentam níveis de mercúrio comparáveis aos de regiões com histórico de garimpo, indicando, assim, que existe um aporte natural de mercúrio para o ambiente (FORSBERG *et al.*, 1995; SILVA-FORSBERG *et al.*, 1999; FADINI e JARDIM, 2001; PELEJA, 2007; MIRETIZKI *et al.*, 2005; FORSBERG e KEMENES, 2006).

Estudos em diversos reservatórios brasileiros, tanto no Sudeste (Santana, Vigário e Lages) como na Amazônia (Tucuruí, Samuel e Balbina), têm demonstrado que o mercúrio associado ao material particulado em suspensão (e sedimentos) e, também, ao plâncton apresenta-se, especialmente, em sua forma inorgânica no início (montante) dos reservatórios, e a ocorrência de um gradiente crescente de importância da forma orgânica, ao longo do tempo, atinge maiores valores próximo à barragem, sugerindo fortemente a intensificação dos processos de organificação do mercúrio dentro dos reservatórios. As condições mais críticas estão nas áreas mais profundas próximas à barragem. Entretanto, essas se refletem de fato à jusante da barragem (MALM *et al.*, 2004; PALERMO *et al.*, 2004).

Dessa forma, torna-se imprescindível a ocorrência de pesquisas que avaliem as concentrações de mercúrio em matrizes inorgânicas (sedimentos de fundo, em suspensão e água), que considere, ainda, as regiões à montante, no lago/reservatório e à jusante deste, concomitantemente a análises das características limnológicas, para uma compreensão mais

abrangente da dinâmica desse metal nas áreas de influência dos reservatórios, que possibilite uma melhor elucidação da presença deste metal na biota aquática.

Mesmo diante dos projetos de construção de reservatórios na Amazônia, não se tem conhecimento de estudos sobre a dinâmica do mercúrio na UHE de Curuá-Una, o que preocupa por ser uma questão importante tanto pela presença natural do mercúrio na região quanto por esta UHE abrigar o lago/reservatório mais antigo da Amazônia, a qual deveria subsidiar, em relação à temática, os projetos de empreendimentos energéticos que estão em processo de implantação. Além disso, os estudos relacionados à dinâmica do mercúrio, neste ambiente, são de fundamental importância para entender algumas das questões ambientais quanto ao desenvolvimento do setor hidrelétrico na região Amazônica.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os níveis de mercúrio total (HgT) em sedimentos do hidrossistema da UHE de Curuá-Una em quatro regiões aquáticas: fluvial montante, transição, lacustre e fluvial jusante.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i) Verificar a ocorrência de variação espacial nas características limnológicas;
- ii) Avaliar a distribuição espacial longitudinal do HgT em sedimentos de fundo (fração de diâmetro $< 63 \mu\text{m}$) e em sedimentos em suspensão nas quatro regiões aquáticas;
- iii) Avaliar a distribuição espacial vertical do HgT nos sedimentos em suspensão nos três estratos da coluna d'água (epilímnio, metalímnio e hipolímnio) na região lacustre, comparando as zonas litorânea e limnética nesta região;
- iv) Avaliar se há decaimento das concentrações de Hg total nos sedimentos suspensos e de fundo à jusante da barragem, numa extensão de até 15 km, considerando a geomorfologia do canal fluvial (trechos retilíneos e trechos meandantes);
- v) avaliar as concentrações de Hg total nos sedimentos de fundo de acordo com os níveis de contaminação propostos pela resolução 454/CONAMA (2012);
- vi) Correlacionar as concentrações de Hg total com parâmetros limnológicos: concentração volumétrica de sedimentos em suspensão, cor verdadeira, turbidez, condutividade elétrica, transparência ao disco de Secchi, oxigênio dissolvido, pH e percentual de matéria orgânica em sedimentos de fundo.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A Usina Hidrelétrica de Curuá-Una (figura 2) iniciou suas operações no ano de 1977, no rio de mesmo nome, afluente à margem direita do rio Amazonas e localizado entre os rios Tapajós e Xingu. Dista aproximadamente 70 km de Santarém, Pará (JUNK *et al.*, 1981; DARWICH, 1982).

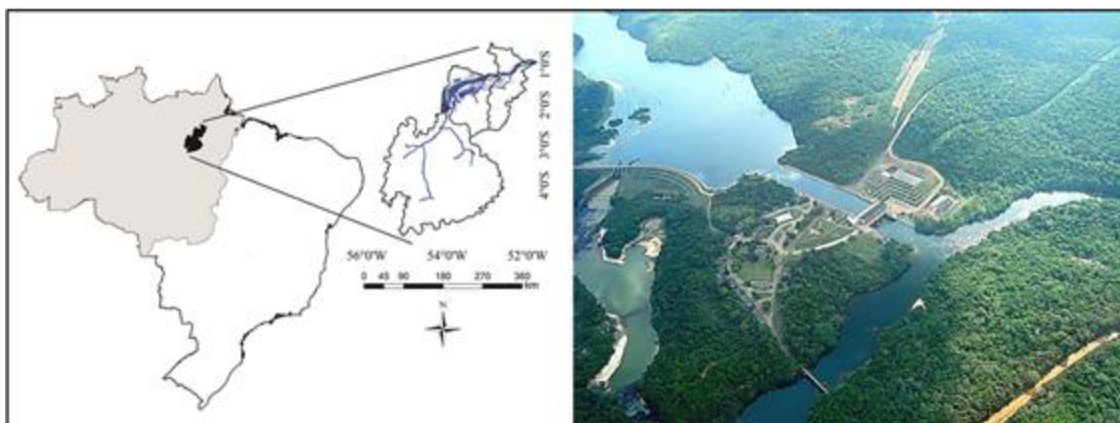


Figura 2 - mapa com a localização da bacia do rio Amazonas Baixas (esquerda) e foto aérea da usina hidrelétrica Curuá-Una, localizada a 70 km ao sudoeste da cidade de Santarém no estado de Pará. Vale *et al.*, 2016

Segundo Darwich (1982), a represa é estendida por 75 km de comprimento apresentando largura máxima de 4 km e hipolímnio anóxico em quase toda a sua extensão, oxigênio oriundo de seus tributários está presente majoritariamente nos dois primeiros metros da superfície da coluna d'água. Apresenta uma profundidade máxima de 17 m e como a vegetação não foi removida antes do fechamento da barragem, as áreas adjacentes ao antigo leito do rio estão cobertas por árvores mortas em decomposição (JUNK *et al.* 1981).

O lago da UHE tem como principais afluentes e formadores da represa os rios Curuá-Una (57,4%), ao sul, e Moju (11,7%) e Mojuí (4,4%), a oeste, além do Poraquê (3,2%) (Junk *et al.* 1981; Vieira, 1982), os quais foram caracterizados por apresentarem águas claras e serem totalmente localizados nos substratos geológicos da Formação Barreiras, sendo possível afirmar-se ter águas ácidas, reduzida concentração em sais minerais e ictiofauna semelhante à do rio Moju, do qual foi afluente antes do enchimento do reservatório Junk *et al.* (1981). A jusante da barragem, o único afluente do rio Curuá-Una, de porte considerável, é o rio Curuá do Sul, à sua margem direita, este apresenta pH próximo à neutralidade e mais sais

minerais que os demais afluentes. Suas características hidroquímicas o situam próximo ao rio Curuá-Una, sendo também classificado como de água clara (VIEIRA, 2000).

3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para o presente trabalho, o hidrossistema da UHE de Curuá-Una foi dividido em quatro regiões aquáticas (região fluvial montante, região de transição dos trechos fluviais para o lacustre, região lacustre e região fluvial jusante à barragem), esta categorização espacial funcionou como variável independente às concentrações de HgT em sedimentos de fundo e em suspensão.

Aplicou-se um delineamento específico na região lacustre, na qual considerou-se os fatores zonas limnética e litorânea (região de paliteiro) como possíveis fontes de variação entre as concentrações de HgT nos sedimentos de fundo e em suspensão e, entre os estratos da coluna d'água (epilímnio, metalímnio e hipolímnio) como variáveis independentes funcionando como possíveis fontes de variação das concentrações de HgT espacialmente. Nesse sentido, porém especificamente para a região fluvial jusante, considerou-se o fator geomorfologia do canal: meândrico e retilíneo como variáveis independentes.

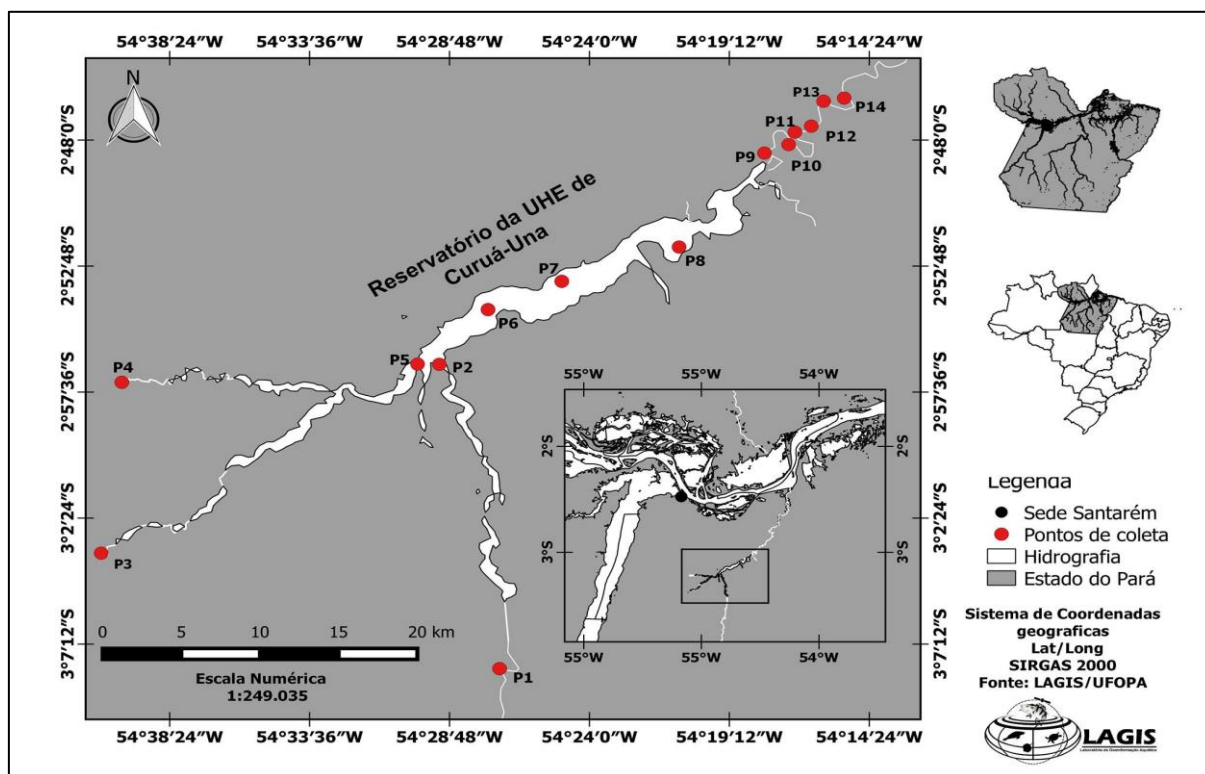


Figura 3 - mapa do reservatório de Curuá-Una, indicando em círculo amarelo os pontos de coleta nos seus rios formadores, no lago/reservatório e a jusante.

Para as duas abordagens experimentais também considerou-se como covariáveis independentes as seguintes variáveis limnológicas: sedimentos em suspensão (SS), cor verdadeira (cor), Turbidez, condutividade elétrica, totais de sólidos dissolvidos (TDS), transparência ao disco de Secchi, oxigênio dissolvido, temperatura, potencial hidrogênionico (pH) e percentual de matéria orgânica no sedimento de fundo. A figura 3 mostra a área de estudo com a distribuição dos pontos de coleta de forma geral.

A partir da variação da altitude dos pontos mais distantes a montante e a jusante (P3 ao P14) 37,9 a 8,8 metros, respectivamente) com o trajeto percorrido entre estes o gradiente de inclinação aproximado deste estudo foi de 41,8%.

Considerando-se os pontos de coleta representativos de cada região aquática, obteve-se um universo de dezessete pontos de coleta (tabela 1). Os sedimentos de fundo (SF) foram coletados em cada um dos 17 pontos de amostragem (já incluindo os três da região litorânea (paliteiro) a partir da extração de uma coluna sedimentar de 30 cm, sendo separada em 15 camadas de 2 cm cada, totalizando 255 subamostras.

Tabela 1 - localização dos pontos de coleta

Pontos-rio-região do hidrossistema/zona do lago	S	W
P1-Curuá-Una fluvial montante	03.136435	54.449826
P3-Mojú fluvial montante	03.062342	54.679199
P4-Mojuí fluvial montante	02.953802	54.667410
P2-Curuá-Una transição	02.945169	54.484529
P5-Moju/Mojuí transição	02.942603	54.494604
P6- Curuá-Una lacustre/limnética	02.909482	54.456348
P6- Curuá-Una lacustre/litorânea	02.908768	54.458240
P7- Curuá-Una lacustre/limnética	02.889708	54.415840
P7- Curuá-Una lacustre/litorânea	02.890714	54.416546
P8- Curuá-Una lacustre/limnética	02.867932	54.348735
P8- Curuá-Una lacustre/litorânea	02.866727	54.349355
P9- Curuá-Una fluvial jusante meandro	02.808259	54.299941
P10- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	02.804029	54.285410
P11- Curuá-Una fluvial jusante meandro	02.794934	54.281864
P12- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	02.789301	54.271761
P13- Curuá-Una fluvial jusante meandro	02.775962	54.268481
P14- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	02.774228	54.253801

Já os sedimentos em suspensão foram coletados em todos os 17 pontos, através de coleta pontual na superfície da água nas regiões fluvial montante, transição e fluvial jusante e em três estratos verticais (figura 4) (epilímnio, metalímnio e hipolímnio, previamente definidos por meio de medida do perfil de estratificação térmica através de sonda multiparamétrica) na região lacustre, nas zonas limnéticas e litorâneas, totalizando 29 subamostras em duplicatas.

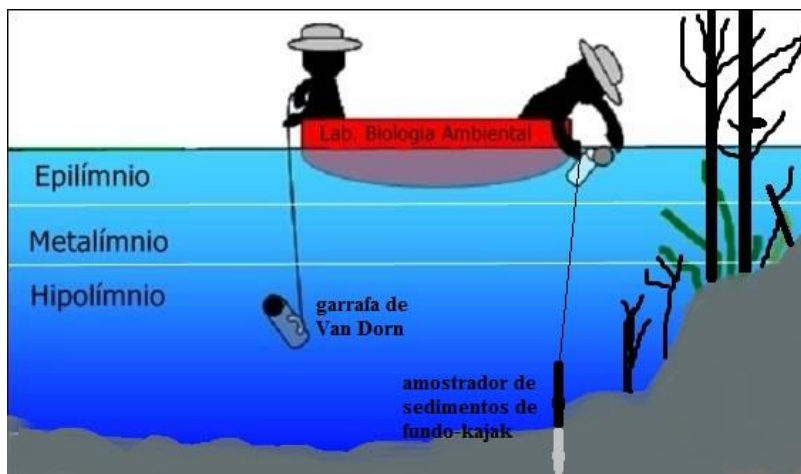


Figura 4 - esquema de coleta na região lacustre dos sedimentos em suspensão nos três estratos verticais (via garrafa de Van Dorn) e dos sedimentos de fundo (coletor de sedimento - KAJAK)

3.3 MÉTODOS DE CAMPO

As amostras de água foram coletadas manualmente nas regiões fluviais e de transição e por meio da garrafa de Van Dorn na região lacustre por conta dos estratos verticais (figura 5 A e B). Todas as amostras foram armazenadas em frascos de polipropileno e mantidas sob baixas temperaturas até o momento da coleta dos SS.

A extração dos SF se deu através do coletor de sedimento tipo "core" vertical modelo KAJAK com o qual foi possível a obtenção de perfis verticais para determinação dos níveis de Hg Total e % de matéria orgânica. Cada amostra de sedimento foi cuidadosamente fatiada e armazenada em sacos de polietileno de acordo com o seu respectivo perfil.



Figura 5 - principais procedimentos da coleta de campo. A e B: coleta manual na superfície da água e em profundidade via garrafa de Van Dorn; C: coletor de sedimento tipo "core" vertical modelo KAJAK; C: separação dos sedimentos em camadas; E: leitura das variáveis limológicas por meio de potenciômetros portáteis

Juntamente com as amostras de água, os sedimentos foram enviados ao Laboratórios de Limnologia e Qualidade da Água, na Base científica do ICTA/UFOPA na UHE de Curuá-Una e também ao Laboratório de Biologia Ambiental ICTA/UFOPA, para a continuidade aos procedimentos analíticos.

A maioria das medidas das covariáveis limnológicas foi determinada antes da realização das coletas de sedimentos utilizando potenciômetros portáteis; para pH (*pHTest Basic Waterproof-OAKTON[®]*), Oxigênio Dissolvido e temperatura (*Season Direct*), Condutividade Elétrica, turbidez (*POLICONTROL[®]*), cor verdadeira da água (*HANNA[®]*) e transparência ao disco de Secchi.

3.4 PROCEDIMENTOS EM LABORATÓRIO

3.4.1 SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO (SS)

Os sedimentos em suspensão foram obtidos através de filtração (figura 6) em filtro de fibra de vidro Gelman AE[®] (0,45µm de poro), essa etapa procedeu pré esterilização dos filtros a 200°C para eliminação de qualquer resíduo contaminante eventualmente presente. Na sequência, a membrana contendo o material filtrado foi seca em estufa sob temperatura de 40°C até a obtenção de peso constante.



Figura 6 - filtração das amostras de água para coleta de Sedimentos em Suspensão (SS), em destaque filtro contendo SS.

3.4.2 Sedimentos de fundo (SF)

Para a determinação da porcentagem de matéria orgânica e mercúrio total, os sedimentos passaram por etapas de desidratação em estufa (temperatura de 50 °C), homogeneização em cadinho de porcelana e filtração em agitador magnético em malha de 63

μm . Cada amostra foi separada em duas alíquotas: uma para a determinação de mercúrio total e outra para quantificação da matéria orgânica.

3.4.3 Análise do conteúdo de matéria orgânica (M O) presente nos sedimentos.

Através do método da calcinação “*Loss of Ignition*”, se determinou o conteúdo de M.O dos sedimentos (Davies, 1974). Para isso, os cadinhos de porcelana usados para armazenar as amostras de sedimentos foram previamente submetidos a uma temperatura de $300\text{ }^{\circ}\text{C}$ em mufla para retirar algum possível teor de umidade que possa está presente. Com os valores das massas conhecidas de cada cadinho, quatro gramas de sedimento foram acondicionados nestes recipientes e calcinados a $450\text{ }^{\circ}\text{C}$ em mufla durante quatro horas, passando em seguida, por última pesagem para, assim, se determinar a quantidade de massa queimada, correspondente à matéria orgânica presente nas amostras (DAVIES, 1974).

3.4.4 Separação granulométrica

Se se submeteu as amostras de sedimentos de fundo à separação granulométrica em peneiras de tecido *Nytex* com porosidade de $63\text{ }\mu\text{m}$ para separar a fração fina $<63\text{ }\mu\text{m}$ (silte e argila) da fração grossa $\geq 63\text{ }\mu\text{m}$ através do agitador de peneiras marca BROSINOX[®] modelo AG 78/14 (figura 7) com tempo e frequência de agitação na proporção 10:10. Cada subamostra foi armazenada em frascos esterilizados de polipropileno com tampas de revestimento de teflon para se evitar alguma possível reação.

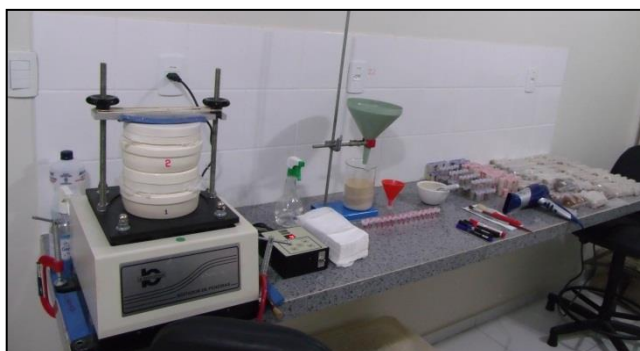


Figura 7 - agitador de peneiras utilizado na separação granulométrica deste estudo.

3.4.5 Determinação de mercúrio total

Massas de 50 a 150 mg (peso seco) das frações menores que 63 μ m de todas as amostras de sedimentos de fundo foram acondicionados em tubos de ensaio para solubilização através de digestão ácida por meio da adição de 5 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃) e 0,5 mL de ácido clorídrico (HCl 6N), após essa etapa, os tubos de ensaio foram submetidos a uma temperatura de 120 °C por 6 horas em placa quente sob ventilação constante. Após a digestão, as amostras foram diluídas a 15 mL de água ultrapura para homogeneização (PICHET, 1999).

Já os sedimentos em suspensão, duplicatas dos filtros contendo a massa de sedimento em suspensão foram submetidas à digestão ácida em tubos de ensaio com tampas teflonizadas ao aquecimento por 120 °C em estufa por 5 horas. Após isso os tubos foram levados à centrífuga para uma rotação de 4.000 rpm por 10 minutos, para posterior aferição a 5 mL de água ultrapura (PICHET, 1999).

Após isso, injetou-se alíquotas de 0,1 mL das amostras e sequencialmente foram reduzidas com cloreto de estanho (SnCl₂) e analisadas via Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio.

A reprodutividade do método foi determinada por leitura em duplicatas de 10% das amostras, admitindo-se um desvio máximo aceitável de 10% entre ambas. Avaliar-se-á a confiabilidade do método analítico durante as baterias de análises utilizando-se um padrão de referência (PACS-2) fornecido pelo *National Research Council of Canadá*.

As curvas de calibração no aparelho foram previamente realizadas utilizando padrões de calibração com concentrações de 2, 5 e 10 ppb, preparados a partir de sal Cloreto de Mercúrio (HgCl₂). O coeficiente de regressão aceitável destes é de $\geq$ a 90%.

Para minimizar o erro analítico, todas as vidrarias utilizadas durante as análises foram previamente lavadas com detergente extran[®] MA O₂ Neutro MERCK a 3% e, posteriormente, mantidas em uma solução de HCl 10% por um período de 24 horas, sendo depois dessas etapas novamente lavadas com água ultrapura, por 3 vezes e postas para secar em estufa à temperatura de 300 °C.

3.5 ANÁLISE DOS DADOS

Usou-se estatística descritiva para verificar os valores médios, máximos e mínimos das variáveis analisadas. Com os testes de análise de variância (ANOVA

unifatorial), buscou-se verificar a existência de heterogeneidade espacial entre os quatro ambientes da UHE tanto entre as covariáveis ambientais quanto para as variáveis dependentes (HgT em sedimentos de fundo e suspensos), nestas ultimas foi ainda aplicado o teste a posteriori de Tukey para determinar entre quais regiões ocorreram as diferenças significativas.

A análise de regressão simples foi também usada para avaliar o nível de associação entre a matéria orgânica e as concentrações de mercúrio total nos sedimentos de fundo e a correlação destas com a profundidade (VIEIRA, 2006; CALLEGARI-JACQUES, 2009).

Para verificar possíveis correlações entre as concentrações de mercúrio total nos sedimentos de fundo e suspenso com as variáveis limnológicas, utilizou-se uma matriz de correlação de Pearson (CALLEGARI-JACQUES, 2009), que através da qual se verificou ainda a existência de colinearidade entre as variáveis independentes para posterior aplicação de análise de regressão múltipla para se verificar a influência das variáveis limnológicas (variáveis independentes), sobre as concentrações de Hg nos sedimentos (variável dependente) (LASON e FABER, 2010).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4. 1. CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DA UHE DE CURUÁ-UNA.

Após o barramento de um rio, existem aspectos estruturais relevantes a serem considerados, pois forma-se um ambiente que possui tanto horizontal como verticalmente condições que podem lhe conferir características de rio e lago e, ainda, uma condição intermediária/transição entre ambos; cada região apresenta um comportamento diferenciado quanto aos fatores limnológicos, tais como: taxas de sedimentação, concentrações de nutrientes, importância relativa dos aportes de material inorgânico e orgânico. Consequentemente, essas diversas características morfofuncionais de um reservatório pode gerar influências na distribuição de metais, como o mercúrio, nos sedimentos de fundo, (THORTON, 1990; TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Os valores destas variáveis limnológicas referentes aos dezessete pontos analisados e as médias para cada ambiente para o período de novembro e dezembro de 2016 estão apresentados na tabela 2.

Tabela 2 - Valores absolutos das variáveis limnológicas por ponto e subdivisões característica de cada compartimento da UHE de Curuá-Una estudado.

Ponto-Rio-região-extrato	SS (mg.L ⁻¹)	Cor (mgPt.L ⁻¹)	Turb. (UNT)	Cond. (μS.cm ⁻¹)	TDS (mg.L ⁻¹)	Secchi ^(*) (m)	OD mg.L ⁻¹	Temp. (°C)	pH	M.O ^(**) %
P1-Curuá-Una fluvial montante	7,9	60	3,3	32,5	16,1	1,01	6,9	27,5	6,4	8,3
P3-Mojú fluvial montante	7,0	50	7,5	10,9	5,7	1,05	6,9	27,4	5,1	12,1
P4-Mojú fluvial montante	2,2	30	2,8	7,8	3,9	1,22	5,7	26,2	5,0	11,3
Média ± DP	5,7±3,1	46,7±15,3	4,5±2,6	17,1±13,5	8,6±6,6	1,1±0,1	6,5±0,7	27,0±0,7	5,5±0,8	10,6±2,0
P2-Curuá-Una transição	4,0	40	3,1	22,9	11,4	1,23	6,5	31,8	6,5	13,6
P5-Moju/Mojú transição	3,5	40	3,9	9,3	4,9	1,23	6	30,6	5,1	13,1
Média ± DP	3,8±0,4	40±0	3,5±0,6	16,1±9,6	8,2±4,6	1,23±0,0	6,3±0,4	31,2±0,8	5,8±1,0	13,3±0,3
P6- Curuá-Una lacustre limnética/epilímnio	3,5	30	3,4	14,9	7,1	1,45	6,4	31,2	6,2	15,9
P6- Curuá-Una lacustre limnética/metalímnio	3,7	40	2,4	13,1	6,4	-	5,1	30,7	6,1	-
P6- Curuá-Una lacustre limnética/hipolímnio	4,9	30	4,9	18,3	9,5	-	4,2	30,3	6,1	-
P6- Curuá-Una lacustre litorânea/epilímnio	3,6	10	3,6	12,8	7,0	1,48	6,2	31,6	6,4	27,1
P6- Curuá-Una lacustre litorânea/metalímnio	4,1	30	2,4	15,9	7,7	-	5,4	31,1	6,3	-
P6- Curuá-Una lacustre litorânea/hipolímnio	4,1	10	3,0	19,1	9,2	-	2,1	30,8	6,2	-
P7- Curuá-Una lacustre limnética/epilímnio	3,9	10	2,6	11,4	5,7	1,81	7,1	31,8	6,3	36,1
P7- Curuá-Una lacustre limnética/metalímnio	3,7	10	3,4	8,5	4,3	-	5,7	31,1	5,7	-
P7- Curuá-Una lacustre limnética/hipolímnio	4,8	20	5,1	8,7	4,5	-	4,1	30,6	5,7	-
P7- Curuá-Una lacustre litorânea/epilímnio	4,0	20	3,2	11,6	5,8	1,79	7	32	5,8	34,3
P7- Curuá-Una lacustre litorânea/metalímnio	3,8	30	2,9	8,8	4,3	-	6,3	31,4	5,7	-
P7- Curuá-Una lacustre litorânea/hipolímnio	3,8	20	4,6	12,9	6,4	-	3,3	31	5,1	-
P8- Curuá-Una lacustre limnética/ epilímnio	2,4	20	3,9	7,2	4,1	2,35	7,2	33,1	6,2	35,0
P8- Curuá-Una lacustre limnética/metalímnio	4,2	20	3,7	13,4	6,7	-	4,7	31,3	5,6	-
P8- Curuá-Una lacustre limnética/hipolímnio	3,6	30	4,2	7,2	3,4	-	3,3	30,2	5,5	-
P8- Curuá-Una lacustre litorânea/epilímnio	3,4	30	2,5	8,0	4,0	2,33	7,4	32,4	5,7	34,4
P8- Curuá-Una lacustre litorânea/metalímnio	3,0	60	4,2	15,0	7,5	-	6,1	31,8	5,5	-
P8- Curuá-Una lacustre litorânea/hipolímnio	4,0	30	4,6	6,3	3,1	-	1,2	30,8	5,5	-
Média ± DP	3,8±0,6	25,0±12,5	3,6±0,9	11,8±3,9	5,9±1,9	1,9±0,4	5,2±1,8	31,3±0,7	5,9±0,4	30,5±7,3
P9- Curuá-Una fluvial jusante meandro	5,4	30	6,4	15,8	7,9	1,88	5,2	31,2	6,9	8,0
P10- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	4,1	20	2,3	15,2	7,6	1,92	5,5	31,9	6,9	8,5
P11- Curuá-Una fluvial jusante meandro	5,6	20	0,4	15,0	7,5	1,53	5,5	31	6,6	9,7
P12- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	4,7	20	1,6	15,2	7,8	1,74	6,1	31,6	6,4	6,6
P13- Curuá-Una fluvial jusante meandro	4,5	20	0,4	15,0	7,6	1,89	6	31,5	6,4	4,9
P14- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	4,2	20	1,8	15,1	7,5	1,82	6,1	31,5	6,5	5,7
Média ± DP	4,8±0,6	21,7±4,1	2,2±2,2	15,2±0,3	7,6±0,2	1,8±0,1	5,7±0,4	31,4±0,3	6,6±0,2	7,2±1,8

SS: Sedimentos em Suspensão; Cor: cor verdadeira da água; Turb.: Turbidez; Cond. : condutividade elétrica da água; TDS: Sólidos Totais Dissolvidos; Secchi: Transparência ao disco de Secchi; O.D.: oxigênio dissolvido; Temp.: temperatura; pH: potencial Hidrogenônico; M.O %: percentual de matéria orgânica para os sedimentos de fundo (SF).

(*) uma medição por ponto na colúna d'água. (**) uma medição por ponto nos sedimentos de fundo.

4.1.1 Sedimentos em Suspensão (SS).

As concentrações de sedimentos em suspensão diferiram significativamente entre as quatro regiões do reservatório (ANOVA, $F_{(3, 25)}=3,6998$, $p=0,02487$): região fluvial montante ($5,7\pm3,1$ mg.L⁻¹), transição ($3,8\pm0,4$ mg.L⁻¹), lacustre ($3,8\pm0,6$ mg.L⁻¹) e fluvial jusante ($4,8\pm0,6$ mg.L⁻¹). Sendo a maior concentração registrada na primeira região (Figura 8)

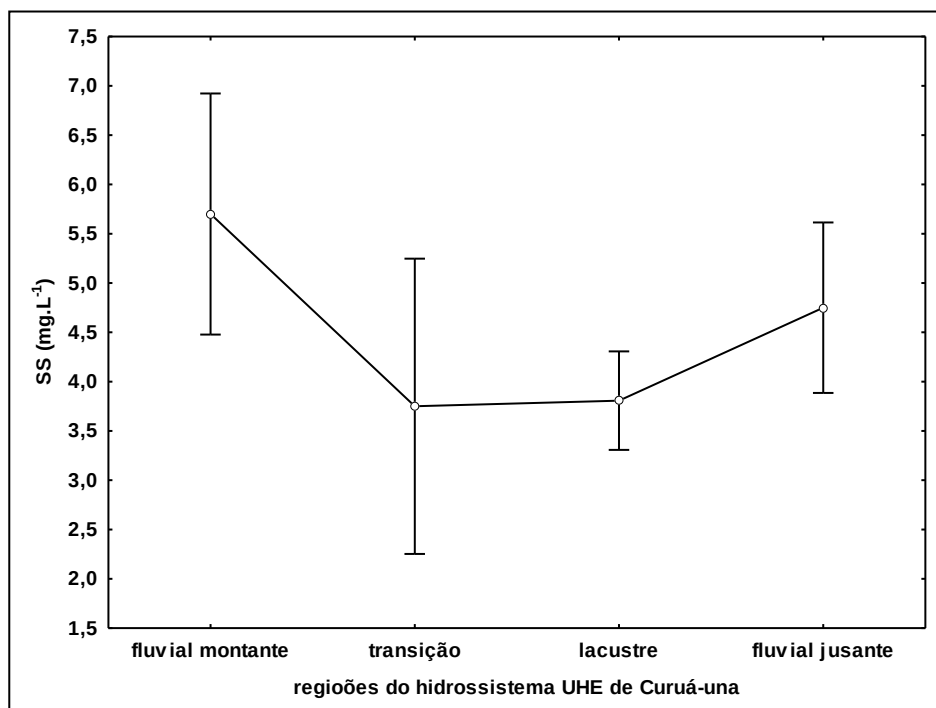


Figura 8 - Concentrações médias de sedimentos em suspensão (SS) ao longo das regiões aquáticas.

Na análise da região lacustre, não se observou diferença significativa entre a zona litorânea ($3,8 \pm 0,4$ mg.L⁻¹) e limnética ($3,9 \pm 0,7$ mg.L⁻¹) ($F_{(1, 16)}=0,11990$, $p=0,73365$) e nem entre os estratos verticais da coluna d'água ($F_{(2, 15)}=3,1721$, $p=0,07097$).

A diferença encontrada entre as quatro regiões aquáticas é resultante da força advectiva existente em sistema de reservatórios (THORNTON, 1990) que pela redução da velocidade da corrente a partir da região de transição fluvial-lacustre, favorece a deposição dos sedimentos em suspensão na região lacustre, seguido de retomada no aumento das concentrações quando o sistema retoma suas características fluviais novamente a jusante da barragem.

Com a análise deste cenário, a região lótica à montante pode ser considerada a principal fonte alóctone de material carregado em suspensão para as demais regiões do

reservatório, tendo os pontos dos rios Curuá-Una ($P1 = 7,9 \text{ mg.L}^{-1}$) e Moju ($P3 = 7,0 \text{ mg.L}^{-1}$) os maiores influxos. A ação da erosão/aporte lateral como fonte de entrada de SS na região do lago parece nula, pois não se observou diferenças das concentrações volumétricas de SS entre a região litorânea e limnética neste trecho lântico.

De modo geral, os valores de SS encontrados ($5,7 \pm 3,1 \text{ mg.L}^{-1}$), são levemente superiores àqueles reportados para rios de águas pretas por Meade *et al.* (1979) no rio negro ($5,5 \text{ mg.L}^{-1}$) e em águas claras por Bacelar *et al.*, (2015), no rio Tapajós ($3,5$ a 4 mg.L^{-1}). Tanto as águas claras quanto as águas pretas amazônicas apresentam naturalmente pouca quantidade de SS em comparação aos rios de água branca, como o madeira que apresentam concentrações de SS muitas vezes superiores a 200 mg.L^{-1} (SIOLI, 1985).

4.1.2 Cor verdadeira da água

Obteve-se heterogeneidade espacial quanto aos valores de cor verdadeira da água ($F_{(3, 25)} = 4,5079$, $p = 0,01165$), com decaimento ao longo do eixo longitudinal do reservatório: região fluvial montante ($46,7 \pm 15,3 \text{ mgPt.L}^{-1}$), transição ($40 \pm 0 \text{ mgPt.L}^{-1}$); lacustre ($25,0 \pm 12,5 \text{ mgPt.L}^{-1}$); fluvial jusante ($21,7 \pm 4,1 \text{ mgPt.L}^{-1}$), como pode ser visualizado na figura 9.

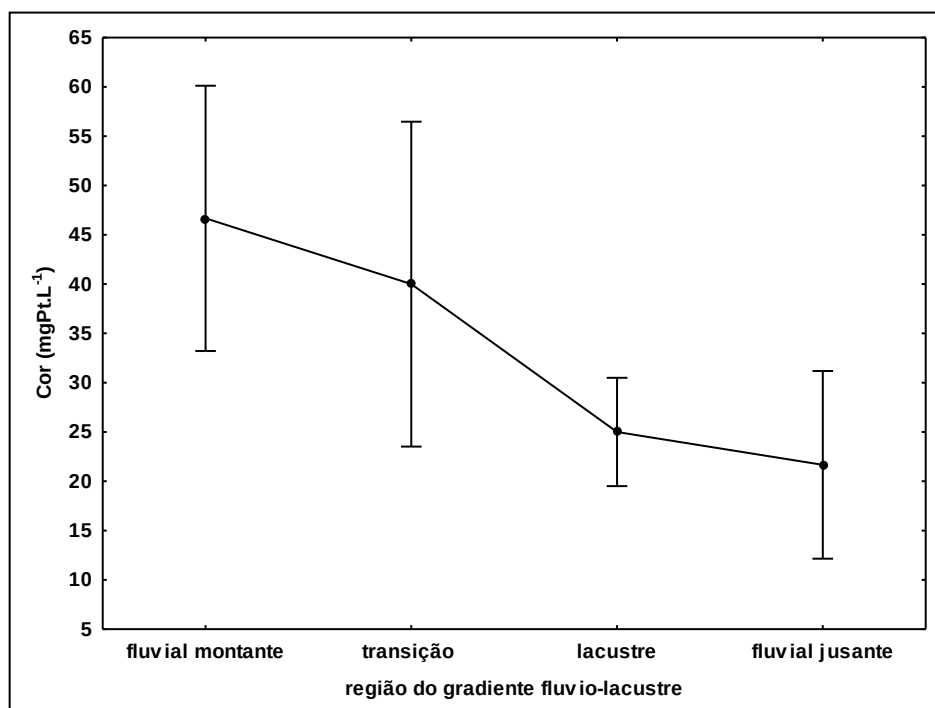


Figura 9 - Variação das concentrações médias de cor ao longo do gradiente flúvio-lacustre da UHE de Curuá-Una.

Na avaliação interna da região lacustre, os níveis médios para a essa variável não se diferenciaram entre as zonas do lago ($F_{(1, 16)}=0,30769$, $p=0,58677$) e nem entre os estratos verticais ($F_{(2, 15)}=1,4662$, $p=0,26206$), a ausência de variação também se manteve na região fluvial jusante entre os trechos retilíneos e meandrantas, com média de 20 mgPt.L^{-1} de cor.

Sendo a cor da água uma variável indireta das concentrações de matéria orgânica dissolvida nos ambientes aquáticos, nota-se que no hidrossistema da UHE de Curuá-Una a fonte de matéria orgânica dissolvida para o ambiente como um todo é gerada na região lótica a montante, principalmente nos rios Curuá-Una (60 mgPt.L^{-1}) e Mojú (50 mgPt.L^{-1}).

4.2.3 Turbidez

Os valores de turbidez não diferiram significativamente entre as regiões ($F_{(3, 25)}=2,2366$, $p=0,10881$), todavia o hidrossistema aparenta estar evoluindo para águas mais turvas da região fluvial montante ($4,5 \pm 2,6 \text{ NTU}$) para as demais - lacustre ($3,6 \pm 0,9 \text{ NTU}$); transição ($3,5 \pm 0,6 \text{ NTU}$) e fluvial jusante ($2,2 \pm 2,2 \text{ NTU}$). Como mostra a figura 10.

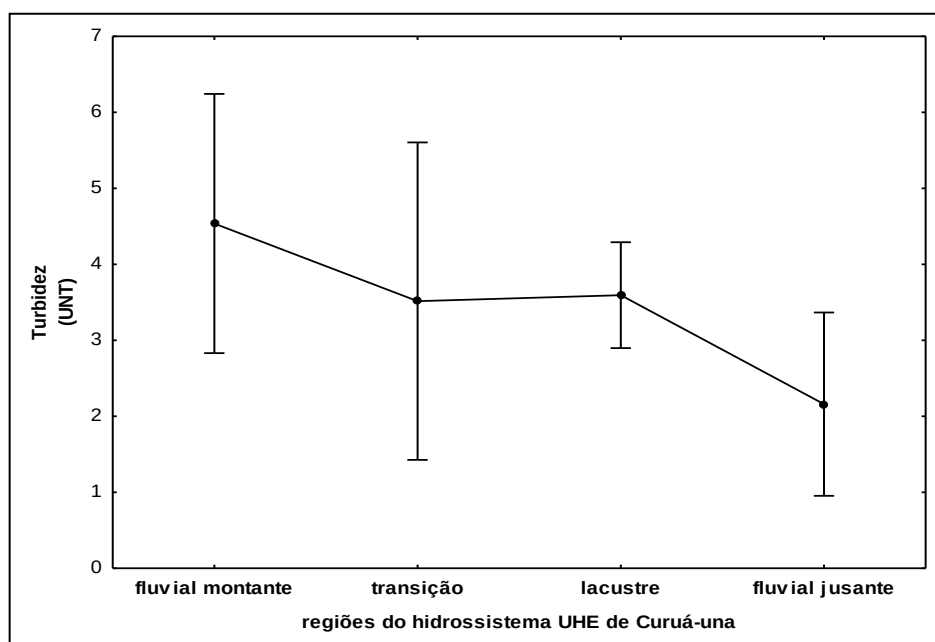


Figura 10 - Níveis médios de turbidez por região estudada.

Na análise horizontal da região lacustre, a turbidez não variou significativamente entre zona limnética e litorânea ($F_{(1, 16)}=0,43546$, $p=0,51871$), houve diferença apenas entre os estratos da coluna d'água, ($F_{(2, 15)}=6,7677$, $p=0,00804$) como mostra a figura 11.

Já na avaliação entre os trechos retilíneos e meandrantas do canal fluvial jusante, a turbidez da água também foi homogênea ($F_{(1, 4)}= 0,06318$, $p=0,81392$) entre estes.

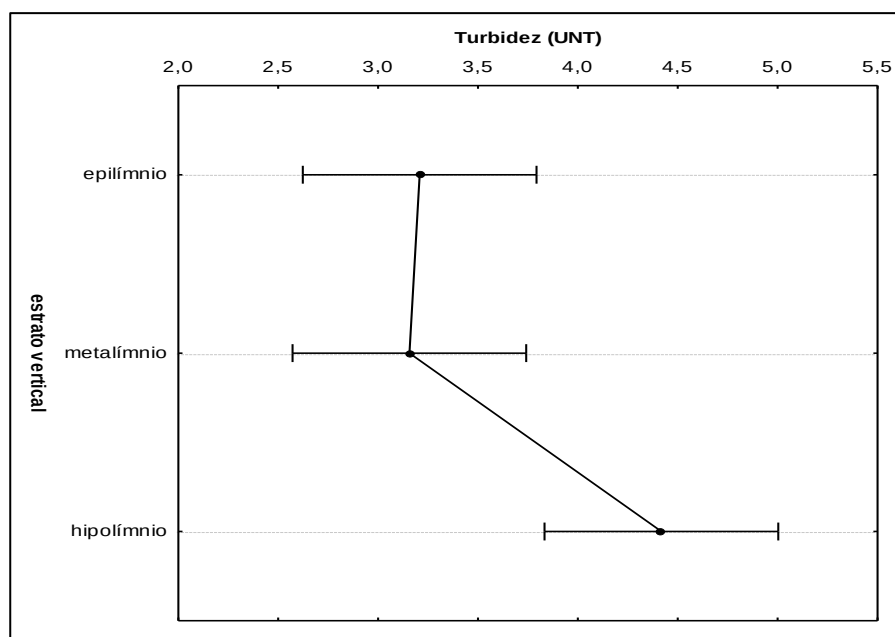


Figura 11 - Variação vertical dos níveis médios de turbidez do ambiente lacustre

4.1.4 Condutividade elétrica e Totais de Sólidos Dissolvidos.

Não encontrou-se diferença significativa entre as regiões ($F_{(3, 25)}=1,4013$, $p=0,26568$). Porém, detectou-se um discreto decaimento entre a região fluvial montante ($17,1 \pm 13,5 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) e transição ($16,1 \pm 9,6 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) para uma diminuição mais acentuada nas médias dos pontos distribuídos no lago ($11,8 \pm 3,9 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$), seguido de leve aumento abaixo da barragem ($15,2 \pm 0,3 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) (figura 12).

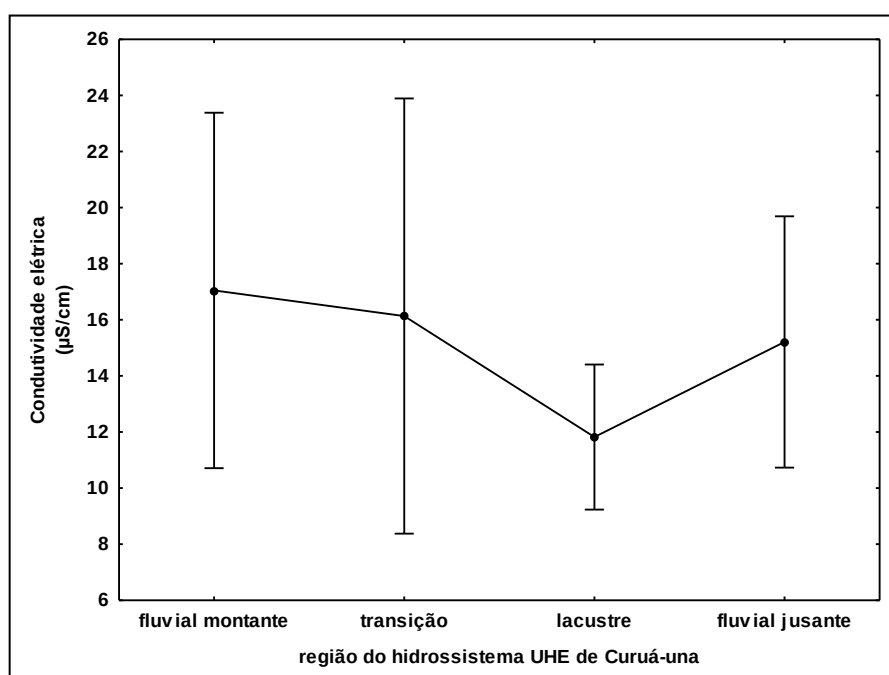


Figura 12 - Distribuição média dos níveis condutividade elétrica por região

Entre as zonas litorânea e limnética ($F_{(1, 16)}=0,21834$, $p=0,64661$) e entre os estratos verticais ($F_{(2, 15)}=0,21538$, $p=0,80868$) do lago, a condutividade também não variou. Esta situação se manteve quanto à sinuosidade do canal no trecho fluvial a jusante ($F_{(1, 4)}=0,13521$, $p=0,73172$).

A condutividade da região fluvial montante se sobressaindo levemente às demais, pode ser atribuída a maior contribuição da área de drenagem do rio Curuá-Una. Junk *et al.* (1981) reportaram valores de condutividade para o rio Curuá-Una variando de 19,4 a 28,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e associaram esta concentração de eletrólitos às faixas carboníferas de solos relativamente ricas em sais minerais que suas cabeceiras atravessam, enquanto que os rios Mojú e Mojuí já drenam exclusivamente áreas de sedimentos terciários, ácidos e mais pobres em sais minerais.

Como praticamente os valores de Sólidos dissolvidos totais (TDS) correspondem a metade dos níveis de condutividade elétrica, o mesmo cenário de distribuição nos ambientes tanto horizontal como vertical para o ambiente lacustre de condutividade é usado para TDS.

4.1.5 Transparência ao disco de Secchi

Essa variável apresentou diferença significativa ($F_{(3, 25)}=7,0358$, $p=0,00138$; com valores aumentando ao longo do perfil longitudinal do sistema da UHE por região aquática: (Fluvial montante: $1,1\pm0,1\text{m}$; transição: $1,23\pm0,0\text{m}$; lacustre: $1,9\pm0,4\text{m}$ e fluvial jusante: $1,8\pm0,1\text{m}$) (figura13). Não se evidenciou diferenças específicas entre as zonas laterais do lago ($F_{(1, 4)}=1,0586$, $p=0,36167$) e nem quanto a sinuosidade do canal a jusante ($F_{(1, 4)}=0,21528$, $p=0,66678$).

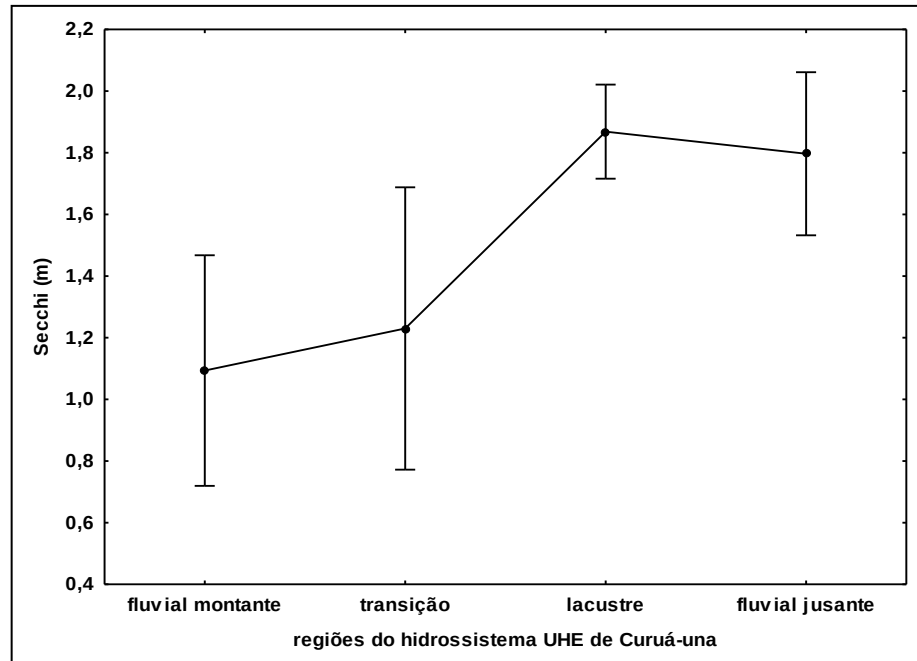


Figura 13: - Variação média da transparência ao disco de Secchi por região

Esse aumento da transparência ao longo do reservatório é naturalmente associado a dinâmica hidráulica e sedimentação no hidrossistema (Tundisi e Tundisi, 2008; Esteves e Barbieri, 2011).

4.1.6 Temperatura da água

As médias de temperatura diferiram significativamente longitudinalmente ($F_{(3,25)}=60,007$, $p=,00000$), havendo um aumento das temperaturas a partir da região fluvial montante ($27,0 \pm 0,7$ °C); transição ($31,2 \pm 0,4$ °C) até lacustre ($32 \pm 0,6$ °C) diminuído na fluvial jusante ($31,4 \pm 0,3$ °C) (figura 14).

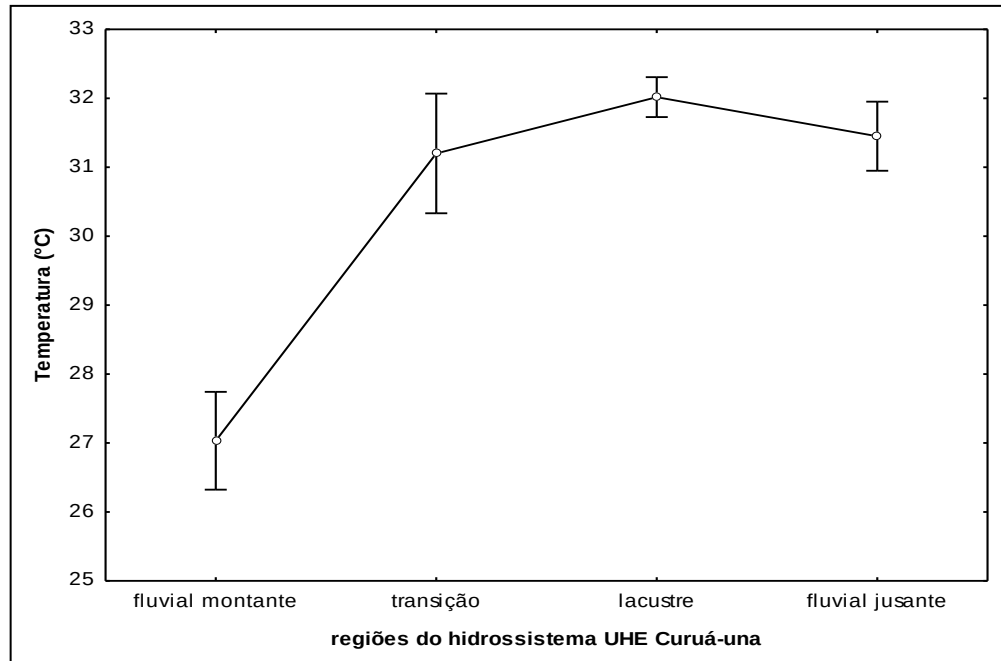


Figura 14 - Variação da temperatura superficial da água por região da UHE

Já em abordagem específica para a região lacustre, não se detectou diferenças entre as zonas ($F_{(1, 16)}=0,67499$, $p=0,42339$) e por meio de medições em verticais da coluna d'água, à exceção do ponto 3 (P3), não verificou-se claramente a ocorrência de termoclina e, consequentemente, estratificação térmica (figura 15).

Tanto entre as quatro regiões do reservatório quanto internamente no lago, o comportamento térmico verificado neste estudo aproxima-se daquele reportado por JUNK *et al.*(1981), que não verificaram claramente a ocorrência de estratificação térmica em todo o lago e atribuíram como causa o baixo tempo de residência da água do reservatório (cerca de 30 dias) e, no caso do presente estudo, à baixa cota do lago no período da coleta, deixando a coluna d'água mais suscetível a ação do vento.

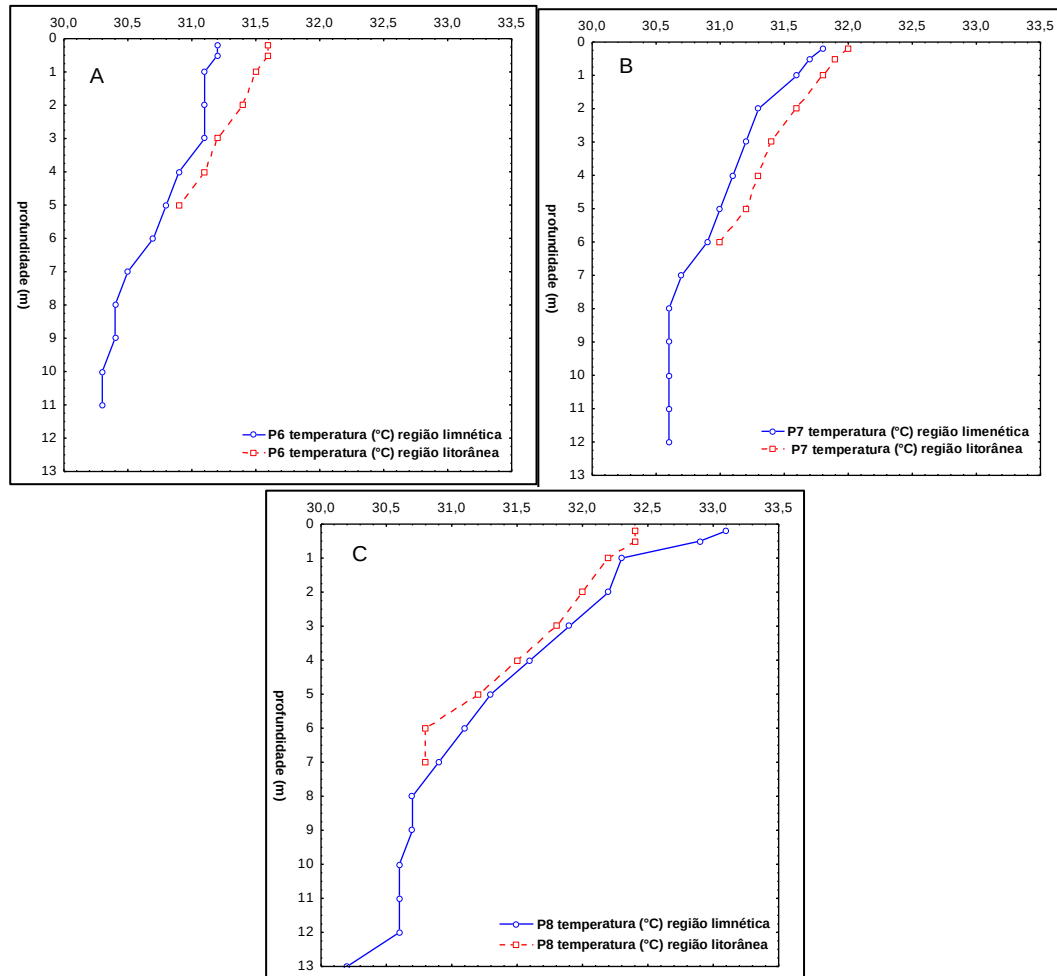


Figura 15 - Distribuição vertical das concentrações de temperatura (°C) na coluna d'água da região lacustre. A: P6; B: P7; C: P8

4.1.7 Oxigênio dissolvido

Encontrou-se diferença significativa entre as regiões ($F_{(3, 13)}=5,9885$, $p=0,00859$); com médias de $6,5\pm0,7$ mg.L⁻¹ na região fluvial montante, $6,3\pm0,4$ mg.L⁻¹ na transição, $6,9\pm0,5$ mg.L⁻¹ na lacustre e $5,7\pm0,4$ mg.L⁻¹ na fluvial jusante(figura 16).

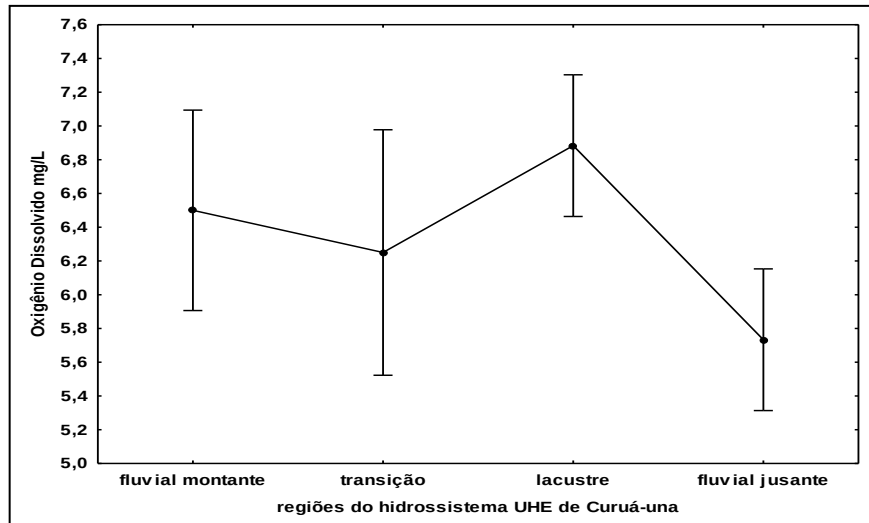


Figura 16 - Variação dos níveis de oxigênio dissolvido das águas superficiais por região estudada

Especificamente para a região do lago, assim como para a temperatura, não houve variação lateral para as zonas do lago $F_{(1, 16)}=0,12609$, $p=0,72716$. Na avaliação vertical observou-se uma variação brusca de OD (oxiclina) no ponto 8 (figura 17C). Já na região fluvial jusante, não se evidenciou uma diferença significativa entre os trechos meandantes e retilíneos do canal ($F_{(1, 4)}=1,1765$, $p=0,33908$).

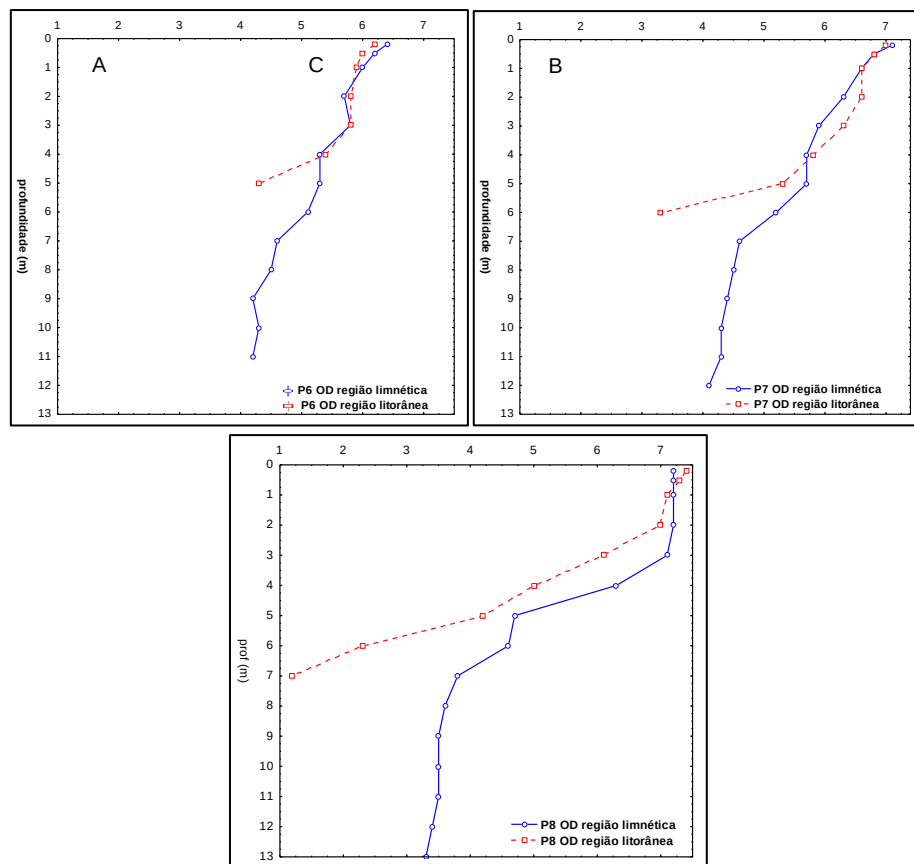


Figura 17 - distribuição vertical das concentrações de oxigênio dissolvido na coluna das regiões limnéticas e litorâneas do ambiente lacustre. A: P6; B: P7; C: P8

Em contraste ao reportado por JUNK *et al.*(1981), não se constatou diminuição das concentrações em direção a barragem e aumento após esta, podendo sugerir que a época, por conta da recente formação do reservatório, a matéria orgânica em decomposição oriunda da inundação da vegetação estaria causando depleção de oxigênio pelos valores relativamente mais baixos ($0,5$ a 4 mg.L^{-1}), em comparação ao encontrado no presente estudo, quase quarenta anos depois da formação do reservatório.

A análise interna da região lacustre quanto, ao aspecto vertical, permite inferir sobre as possíveis perdas na região do hipolímnio (pelo contato com a matéria orgânica dos sedimentos), e os maiores níveis de oxigênio no epilímnio, o que pode ser associado a fotossíntese do fitoplâncton. O oxiclina apareceu na profundidade de dois metros e no ponto 8 do canal encontrou-se a variação mais pronunciada de oxigênio na coluna d'água, ocorrendo entre três e sete metros. Este ponto amostral foi o mais profundo (13 metros), podendo estar recebendo menos influência da ação dos ventos em suas massas de água.

4.1.8 pH (potencial Hidrogeniônico)

As médias de pH apresentaram variações significativas ($F_{(3, 25)}=6,2483$; $p=0,00258$), ocorrendo um gradiente de aumento do sentido montante ($5,5\pm0,7$), transição ($5,8\pm0,8$), lacustre ($6,1\pm0,3$) e fluvial jusante ($6,6\pm0,2$) (Figura 18).

Para o lago, não se verificou diferenças significativas entre as zonas litorânea e limnética ($F_{(1, 16)}=0,57787$, $p=0,45821$) e nem entre os estratos verticais ($F_{(2, 15)}=2,2824$, $p=0,13634$). Não se encontrou também diferenças significativas entre trechos retilíneos e meandantes na região fluvial jusante. ($F_{(1, 4)}=0,03947$, $p=0,85220$).

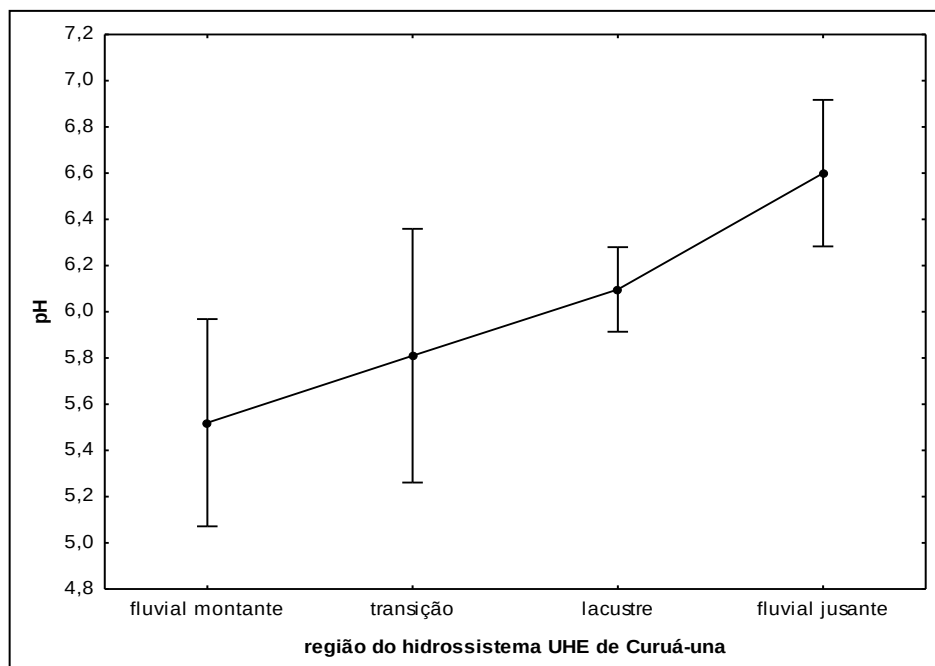


Figura 18 - Variação do potencial hidrogeniônico da água superficial da água por região da UHE

Considerado o hidrossistema como um todo, a característica encontrada foi também observada por JUNK *et al.* (1981) e VIEIRA (1982), estudando essa mesma região, a qual atribuíram o padrão mais ácido do trecho lótico do reservatório (fluvial montante) aos terrenos mais ácidos e pobre em sais que os rios formadores Moju e Mojuí drenam, e em menor contribuição ácida ao rio Curuá-Una, sendo que esse efluxo se dilui no trecho lântico do reservatório por conta do maior volume d'água.

4.1.9 % Matéria orgânica em sedimentos de fundo

A porcentagem de matéria orgânica por massa de sedimento de fundo variou entre as quatro regiões estudadas ($F_{(3, 25)}=27,848$, $p=0,00000$) (figura 19), com a região lacustre apresentando a maior porcentagem ($30,5\pm 7,7\%$), seguido da região de transição ($13,3\pm 2,0\%$), fluvial montante ($10,6\pm 2,0\%$) e fluvial jusante ($7,2\pm 1,8\%$).

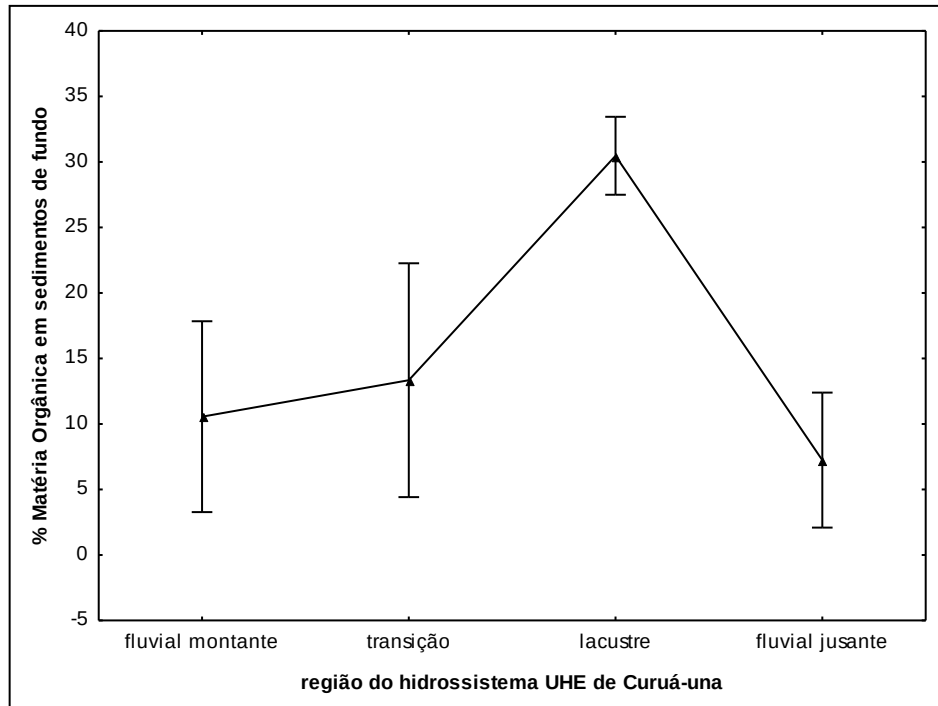


Figura 19 - Percentual médio de matéria orgânica nas regiões da UHE de Curuá-Una

A análise da distribuição da porcentagem da matéria orgânica ao longo dos 30 centímetros de sedimento estudado variou em função da profundidade, principalmente na região fluvial montante ($r^2 = 0,6505$; $r = -0,8066$; $p = 0,0000$); lacustre ($r^2 = 0,1480$; $r = -0,3847$; $p = 0,0002$), fluvial jusante ($r^2 = 0,1682$; $r = -0,4102$; $p = 0,00006$) e região de transição ($r^2 = 0,1095$; $r = -0,3310$; $p = 0,0740$), como mostra a figura 20. Nas regiões onde a variação foi mais evidente as maiores porcentagens de matéria orgânica ocorreram nos centímetros mais superficiais.

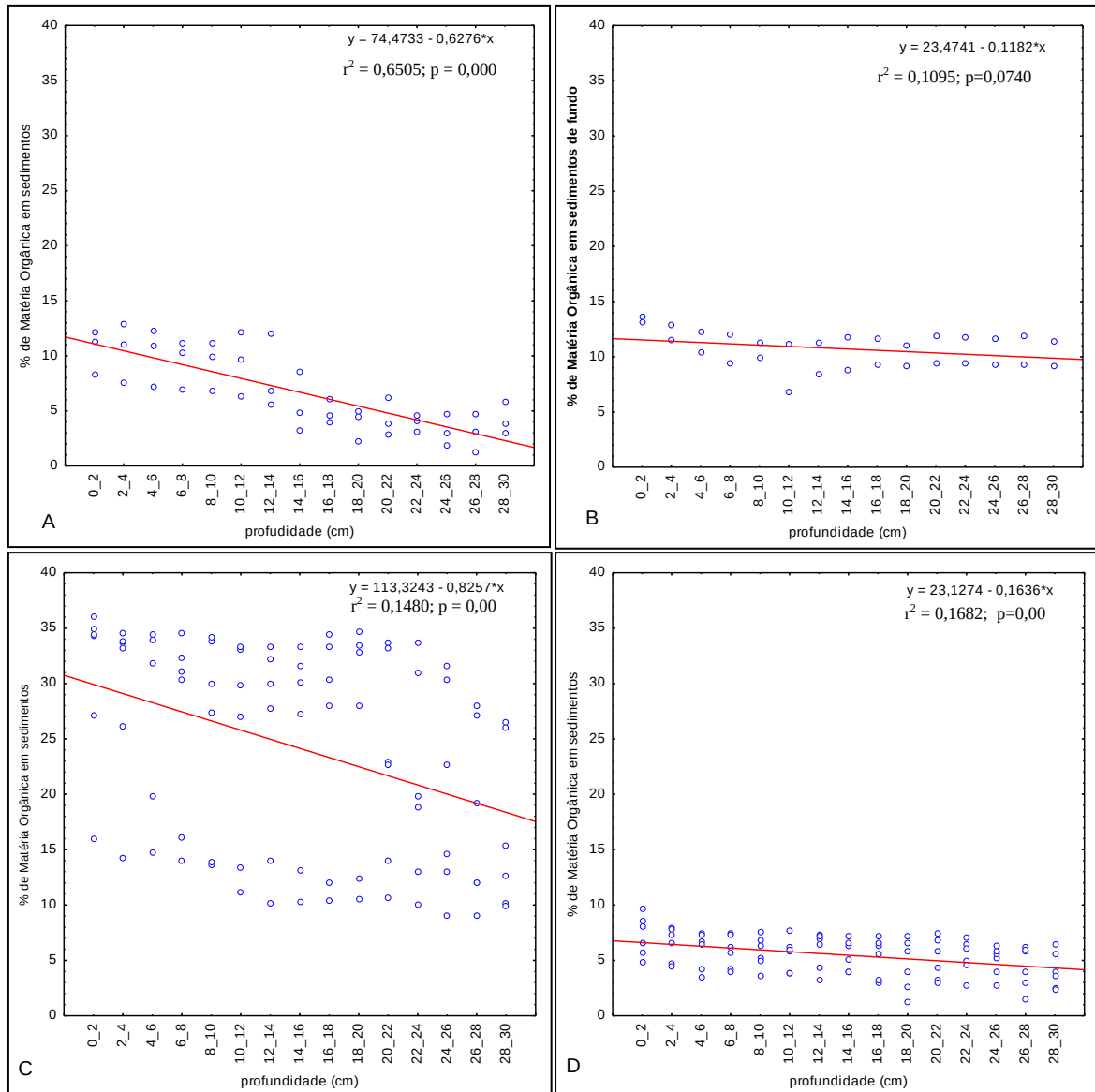


Figura 20 - relação entre o percentual de Matéria Orgânica e a profundidade da camada de sedimentos de fundo. A: região fluvial montante; B: transição; C: lacustre; D: fluvial jusante.

No lago não houve variação significativa entre as zonas litorânea e limnética ($F_{(1, 88)} = 0,14077$, $p = 0,70842$). Já na região a jusante as porcentagens de matéria orgânica foram mais elevadas nos trechos meandrantos do que nos retilíneos ($F_{(1, 88)} = 15,279$, $p = 0,00018$) (figura 21).

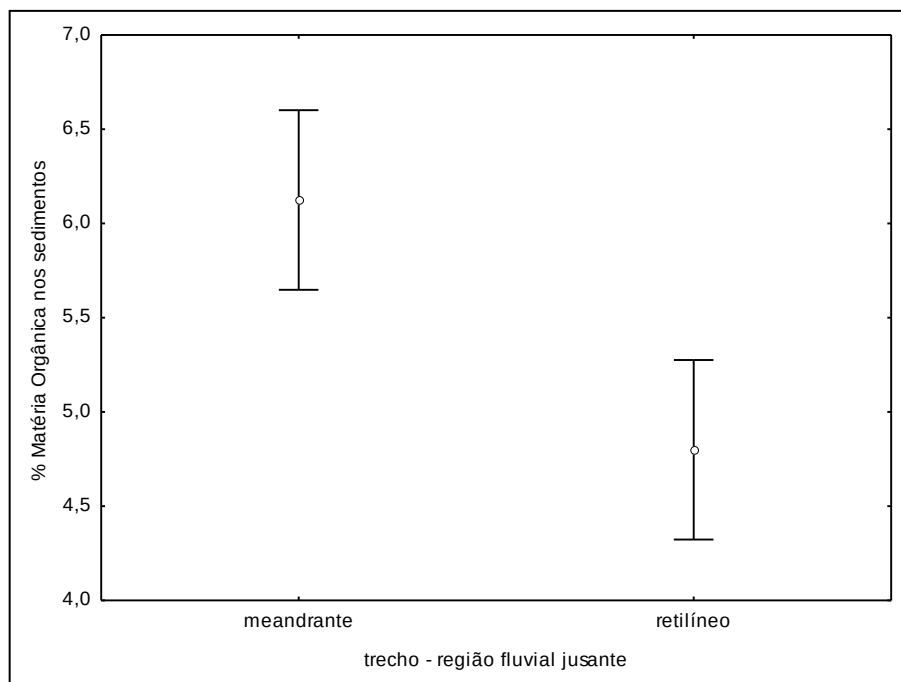


Figura 21 - Concentrações médias do % de MO nos trechos meândricos e retilíneos da região fluvial montante

A avaliação das variações de MO nos sedimentos será interpretada a partir da associação desta com os níveis de mercúrio total tanto na distribuição vertical quanto na horizontal, a serem discutidas nas sessões seguintes.

Concluída a caracterização limnológica, observam-se algumas heterogeneidades entre as regiões para os parâmetros: concentração volumétrica de sedimentos suspensos, cor verdadeira, transparência, temperatura, pH e matéria orgânica, através das quais espera-se melhor interpretar a dinâmica do HgT total nos sedimentos de fundo e em suspensão no hidrossistema da UHE de Curuá-Una.

4.2 NÍVEIS DE MERCÚRIO TOTAL NOS SEDIMENTOS

4.2.1 Concentrações de mercúrio total nos sedimentos de fundo

Neste trabalho, optou-se em usar a fração de sedimentos de diâmetro menor que 63 μm (sedimentos finos), tida como a mais adequada em avaliações de contaminantes (SALOMONS e FORSTNER, 1984; MARINS *et al.* 2004), soma-se a isso o fato de os metais preferencialmente se associarem ao material fino que contem argilas, silte e matéria orgânica particulada, que são os principais carreadores de metais nos ecossistemas aquáticos; essa fração é similar ao material carregado em suspensão, que representa o material de maior

importância para o transporte a longas distâncias no meio aquático; o peneiramento nessa faixa não altera a concentração de poluentes, pois os metais preservam-se durante o processo de separação granulométrica (SILVA, 1997; MARINS *et al.* 2004; CZERNIAWSKA-KUSZA e KUSZA, 2011). Isso possibilita uma melhor avaliação comparativa tanto vertical quanto horizontal e por ser a fração mais usual, os resultados aqui apresentados são em grande parte comparáveis com aqueles reportados na literatura científica para outras drenagens.

As concentrações médias de HgT referentes aos primeiros trinta centímetros da coluna de sedimentos, bem como para a faixa de zero a dois centímetros de sedimentos de fundo estão apresentadas na tabela 3.

Tabela 3 - Concentrações médias de Hg total obtidas dos perfis de sedimento de leito de 0-30 cm e concentração somente dos perfis superficiais (0 – 2 cm) de cada ponto.

Ponto-Rio-região	Média HgT (0–30 cm) (ng.g ⁻¹)	HgT (0–2 cm) (ng.g ⁻¹)
P1-Curuá-Una-fluvial montante	141,8 ± 14,8	168,5
P3-Mojú- fluvial montante	154,6 ± 14,0	175,2
P4-Mojuí- fluvial montante	173,7 ± 30,5	212,4
Média ± DP	156,7±16,1	185,4±23,7
P2-Curuá-Una transição	156,4 ± 15,9	178,3
P5-Curuá-Una-transição	205,6 ± 49,5	267,6
Média ± DP	181,0±34,8	223,0±63,1
P6- Curuá-Una lacustre –limnética	206,9 ± 59,0	241,8
P6- Curuá-Una lacustre - litorânea	186,7 ± 45,8	300,7
P7- Curuá-Una lacustre - limnética	153,9 ± 28,9	222,1
P7- Curuá-Una lacustre- litorânea	199,3 ± 27,2	236,5
P8- Curuá-Una lacustre- limnética	252,9 ± 19,7	289,7
P8- Curuá-Una lacustre- litorânea	282,0 ± 57,5	289,2
Média ± DP	213,6±46,4	263,3,6±33,6
P9- Curuá-Una fluvial jusante meandro	190,1 ± 15,2	201,4
P10- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	120,9 ± 22,0	151,1
P11- Curuá-Una fluvial jusante meandro	150,3 ± 11,2	168,4
P12- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	117,0 ± 10,0	139,0
P13- Curuá-Una fluvial jusante meandro	127,8 ± 9,4	141,3
P14- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	127,6 ± 4,0	138,7
Média ± DP	140,7±26,1	156,6±24,7

Tanto as concentrações médias de HgT obtidas dos perfis de zero a dois centímetros (Figura 22) quanto as obtidas do perfil total de zero a trinta centímetros (Figura 23) aumentaram significativamente a partir da região montante para a de transição, atingindo seu máximo na região lacustre, com decaimento após a barragem na região fluvial jusante.

Nas quatro regiões do sistema as concentrações médias na camada mais superficial (0-2 cm) foram mais elevadas que aquelas das camadas mais profundas (2-30 cm), com máxima amplitude na região lacustre (Figuras 22 e 23).

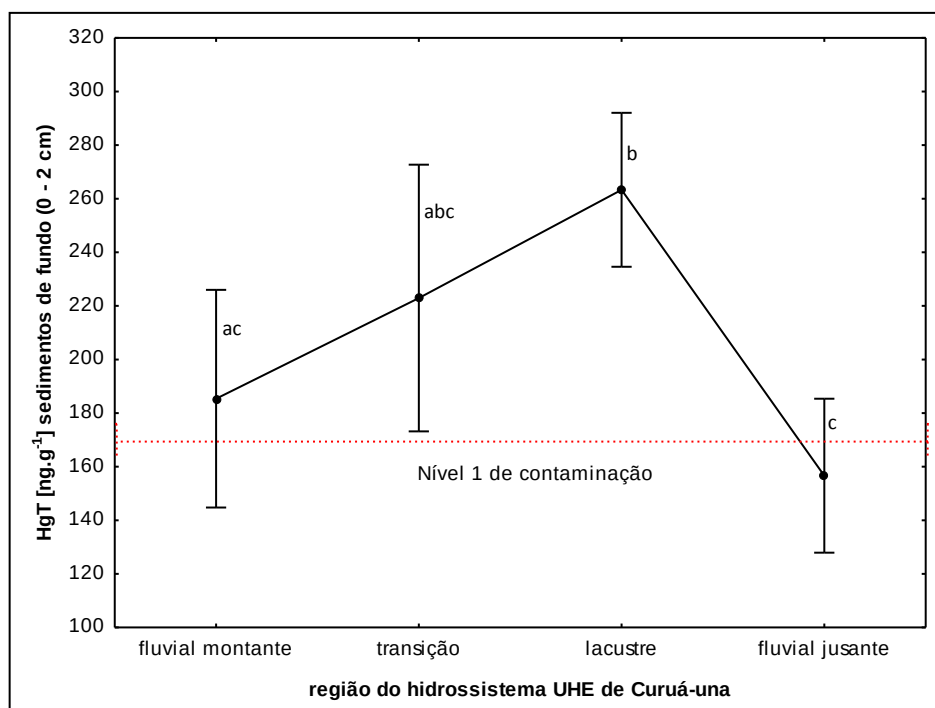


Figura 22 - concentrações médias de Hg total em sedimentos de fundo (perfil 0-2 cm) por região. O traço vermelho indica limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota. E as letras os resultados do teste *a posteriori* de Tukey ;($F_{(3, 13)}=11,367$, $p=0,00062$)

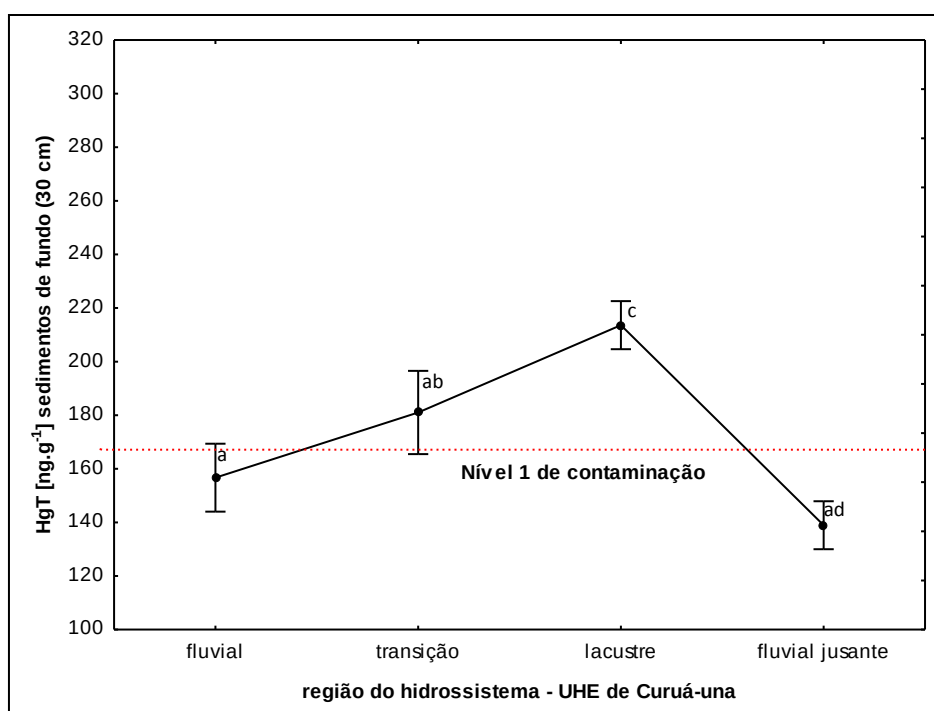


Figura 23 - Concentrações médias de Hg total em sedimentos de fundo (perfil 0-30 cm) por região. O traço vermelho indica limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota. E as letras os resultados do teste *a posteriori* de Tukey ;($F_{(3, 251)}=47,711$, $p=0,0000$)

Os valores de HgT nos sedimentos da UHE de Curuá-Una, mormente os da região lacustre, são da mesma ordem de magnitude aos de outras UHEs da região Amazônica (tabela

4). Na referida tabela é possível comparar os níveis de mercúrio encontrados nos sedimentos da região lacustre da UHE de Curuá-Una com aqueles reportados para sedimentos de rios que drenam áreas com e sem atividade garimpeira de ouro. Neste sentido os valores de HgT da UHE de Curuá-Una estão acima das áreas sem atividade garimpeira e na mesma faixa dos das áreas com atividade. Ressalte-se que na bacia de drenagem do rio Curuá-Una não há informações oficiais da presença de atividade garimpeira.

Tabela 4 - Intervalos de concentração de mercúrio total em sedimentos superficiais na região Amazônica

Local	HgT ng.g-1	Autor/ano
UHE Tucuruí-PA - (formadores)	<10 – 88	Aula <i>et al.</i> (1995)
UHE Tucuruí-PA - (reservatório)	47 – 210	Aula <i>et al.</i> (1995)
UHE Tucuruí-PA - (região a jusante)	22 - 47	Aula <i>et al.</i> (1995)
UHE Balbina - (reservatório)	12,3 – 307,2	Silva (2016)
UHE Jirau-RO - (reservatório)	37 - 219	Siqueira (2013)
UHE Samuel-RO - (reservatório)	30 - 50	Pestana <i>et al.</i> (2016)
UHE Santo Antônio-RO- (reservatório)	12,5 - 221	Carvalho (2016)
<i>UHE Curuá-Una- região montante</i>	<i>168,5 - 212,4</i>	<i>Neste estudo</i>
<i>UHE Curuá-Una- reservatório</i>	<i>222,1 - 289,7</i>	<i>Neste estudo</i>
<i>UHE Curuá-Una- região jusante</i>	<i>138,7 – 201,4</i>	<i>Neste estudo</i>
Rio Madeira (no pico da exploração garimpeira)	50 – 12, 800	Pfeiffer <i>et al.</i> (1989)
Rio Pacu (área de influência garimpeira)	297,4	Bacelar <i>et al.</i> (2013)
Rio Crepori (área de influência garimpeira)	349,5	Bacelar <i>et al.</i> (2013)
Rio Tapajós (canal principal)	27,8 – 331,4	Bacelar <i>et al.</i> 2013
Rio Bento Gomes (MT) (região garimpeira)	10 - 250	Vieira e Alho (2004)
Rio Acre (AC) (isento de atividade garimpeira)	18 - 184	Mascarenhas <i>et al.</i> (2004)
Rio Juruá (AC) (isento de atividade garimpeira)	11,0 - 29,6	Costa <i>et al.</i> (2006)

Assim como no presente trabalho, estudos sobre distribuição espacial de HgT em outras UHEs da Amazônia também já relataram concentrações relativamente elevadas na região do lago/reservatório (Aula *et al.*, 1995; Pestana *et al.*, 2016; Carvalho, 2016; Silva, 2016) do que nos pontos montante e jusante.

Tendo em vista que, após o barramento do canal fluvial natural, existem aspectos estruturais importantes a serem considerados, pois reservatórios possuem tanto horizontal como verticalmente condições que podem lhe conferir características de rio e lago e, ainda, uma condição intermediária (Thorton, 1990). Essa compartimentalização horizontal do reservatório pode resultar na acumulação, ciclagem e exportação de materiais em suspensão e, consequentemente metais traços (Cardoso-Silva *et al.*, 2013), resultando desta forma, em maiores níveis de mercúrio total na região do lago.

4.2.2 Aspectos legais da contaminação de Hg em sedimentos - resolução 454/CONAMA (2012)

Quanto ao aspecto legal e finalidade de estabelecer valores guias da qualidade dos sedimentos, foram desenvolvidas modelagens estatísticas que relacionaram as concentrações de metais com as frequências de danos as comunidades aquáticas através de avaliações em organismos testes. A importância de se avaliar a qualidade dos sedimentos se dá devido a estes se comportarem como um destino final de contaminantes, entre eles o mercúrio, quando comparado com os outros compartimentos ambientais (água e ar).

A resolução 454 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (2012) é o único documento legal no Brasil referente à contaminação de metais pesados em sedimentos. Esta dispõe sobre as diretrizes de procedimentos mínimos para a avaliação de material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras. A resolução foi baseada em legislação de meio ambiente do Canadá. O *Environment Canada* (1999) estabeleceu os valores de dois níveis de qualidade de mercúrio para sedimentos: o nível 1 (170 ng.g^{-1} - limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota) e o nível 2 (486 ng.g^{-1} - limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota). A tabela 5 compara os valores de HgT em ng.g^{-1} nos sedimentos de fundo da UHE de Curuá-Una com o *nível 1 de contaminação* estabelecido pela resolução 454/CONAMA (2012).

Tabela 5 - Níveis de mercúrio total na camada superficial de sedimentos (0-2 cm). Os valores em destaque, correspondem aos que atingiram o nível 1 de contaminação pela resolução 454/CONAMA (2012).

Ponto-Rio-região	HgT (0-2 cm) (ng.g^{-1})
P1-Curuá-Una fluvial montante	168,5
P3-Mojú fluvial montante	175,2
P4-Mojú fluvial montante	212,4
P2-Curuá-Una transição	178,3
P5-Curuá-Una transição	267,6
P6- Curuá-Una lacustre limnética	241,8
P6- Curuá-Una lacustre litorânea	300,7
P7- Curuá-Una lacustre limnética	222,1
P7- Curuá-Una lacustre litorânea	236,5
P8- Curuá-Una lacustre limnética	289,7
P8- Curuá-Una lacustre-litorânea	289,2
P9- Curuá-Una fluvial jusante meandro	201,4
P10- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	151,1
P11- Curuá-Una fluvial jusante meandro	168,4
P12- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	139,0
P13- Curuá-Una fluvial jusante meandro	141,3
P14- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	138,7
Nível 1 de contaminação - resolução 454/CONAMA (2012)	170 ng.g^{-1}

Assim, 64,7 % dos pontos estudados estão com valores na faixa estabelecida pela resolução para o *nível 1 de contaminação*, mas abaixo do limiar do nível 2, o que inclui todos

os pontos da região lacustre, dois da região fluvial montante (rios Moju e Mojuí), os dois pontos da região de transição e o primeiro ponto após a barragem na região fluvial-jusante (trecho meandrante).

Dessa forma, os organismos bentônicos, ocasionalmente presentes nos pontos com nível 1 de contaminação, estão passíveis de sofrer efeitos adversos como, por exemplo, fertilização reduzida e comprometimento do desenvolvimento dos estágios iniciais. Estudos toxicológicos realizados em Toronto Harbour, Ontario, reportaram diminuição significativa da abundância de *Gastropoda* e *Chironomidae* em ambientes acima do nível 1 (170 ng.g^{-1}) e nível 2 (486 ng.g^{-1}) em comparação a sedimentos que apresentavam concentrações abaixo desses limiares (ENVIRONMENT CANADA (1999).

4.2.3 Distribuição vertical do Hg total nos perfis de sedimento de 0 a 30 cm

Nas quatro regiões aquáticas consideradas, as concentrações de Hg total apresentaram um aumento das camadas mais profundas para as mais superficiais (figura 24 A a D), sendo este aumento mais significativo na região fluvial montante ($r^2 = 0,5428$; $r = -0,7367$; $p = 0,000$) e lacustre ($r^2 = 0,2959$; $r = -0,5439$; $p = 0,000$).

Fadini (1999) inferiu que a variação vertical ao longo do testemunho sedimentar, pode indicar incrementos na taxa de deposição e estabelece uma relação com transporte a longa distância, e/ou impactos de fonte antrópica localizada.

Em sedimentos da UHE de Tucuruí, Aula *et al.* (1995) reportaram uma redução nas concentrações de Hg com aumento da profundidade em perfis sedimentares sendo as maiores concentrações encontradas dentro do reservatório comparativamente aos solos adjacentes, esses autores atribuíram esse aumento ao longo da coluna sedimentar ao aporte de origem das drenagens adjacentes que estavam submetidas a atividades de garimpagem somada à erosão do solo pela abertura de clareiras na vegetação.

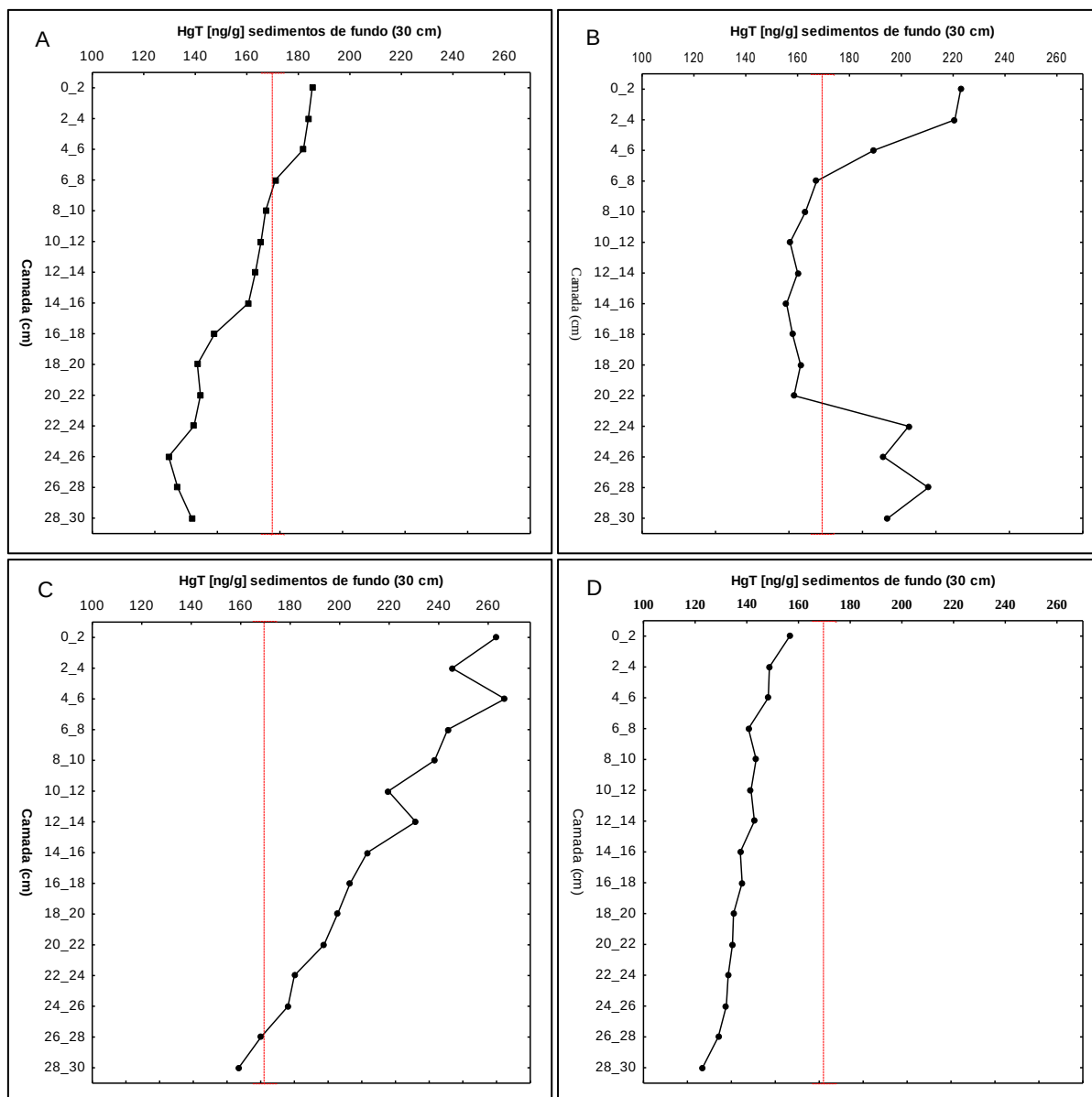


Figura 24 - perfil de distribuição dos níveis médios de mercúrio total nos sedimentos de fundo dos quatro compartimentos avaliados relação à profundidade. A- Fluvial montante; B- transição; C- lacustre e D- fluvial jusante. A linha em vermelho o indica valor limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota

Mesmo com maiores concentrações registradas nos perfis mais superficiais nos quatro trechos, a região lacustre (figura 24 C) apresenta altas concentrações desde as camadas mais profundas, amplificando-se mais ainda nas camadas superficiais.

4.2.4 Mercúrio total em sedimentos em suspensão

As concentrações de HgT variaram entre as quatro regiões ($F_{(3, 25)}=13,915$, $p=0,00002$) com aumento significativo da região fluvial montante ($385,0\pm42,23 \text{ ng.g}^{-1}$) para a de transição ($411,9\pm61,87 \text{ ng.g}^{-1}$), com decaimento na região lacustre ($270,3\pm59,14 \text{ ng.g}^{-1}$) e

fluvial jusante ($177,5 \pm 48,17 \text{ ng.g}^{-1}$) (Figura 25 A). As concentrações de HgT para todos os pontos de coleta, estão apresentadas na tabela 6.

Tabela 6 - Níveis de mercúrio total em sedimentos em suspensão de acordo com as características de cada região estudada

Ponto-Rio-região-extrato	HgT em SS (ng.g^{-1})
P1-Curuá-Una fluvial montante	349,3
P3-Mojú fluvial montante	374,1
P4-Mojuí fluvial montante	431,6
Média $\pm$ DP	385$\pm$42,2
P2-Curuá-Una transição	368,1
P5-Curuá Una transição	455,6
Média $\pm$ DP	411,9$\pm$61,9
P6- Curuá-Una lacustre –limnética <i>epilímnio</i>	310,6
P6- Curuá-Una lacustre –limnética <i>metalímnio</i>	289,2
P6- Curuá-Una lacustre –limnética <i>hipolímnio</i>	296,8
P6- Curuá-Una lacustre - litorânea <i>epilímnio</i>	353,7
P6- Curuá-Una lacustre - litorânea <i>metalímnio</i>	199,5
P6- Curuá-Una lacustre - litorânea <i>hipolímnio</i>	303,9
P7- Curuá-Una lacustre - limnética <i>epilímnio</i>	207,0
P7- Curuá-Una lacustre - limnética <i>metalímnio</i>	239,2
P7- Curuá-Una lacustre - limnética <i>hipolímnio</i>	297,7
P7- Curuá-Una lacustre- litorânea <i>epilímnio</i>	262,9
P7- Curuá-Una lacustre- litorânea <i>metalímnio</i>	251,5
P7- Curuá-Una lacustre- litorânea <i>hipolímnio</i>	301,5
P8- Curuá-Una lacustre- limnética <i>epilímnio</i>	222,8
P8- Curuá-Una lacustre- limnética <i>metalímnio</i>	163,2
P8- Curuá-Una lacustre- limnética <i>hipolímnio</i>	363,8
P8- Curuá-Una lacustre- litorânea <i>epilímnio</i>	182,8
P8- Curuá-Una lacustre- litorânea <i>metalímnio</i>	269,2
P8- Curuá-Una lacustre- litorânea <i>hipolímnio</i>	350,7
Média $\pm$ DP	270,3$\pm$59,1
P9- Curuá-Una fluvial jusante meandro	274,5
P10- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	173,1
P11- Curuá-Una fluvial jusante meandro	156,3
P12- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	148,9
P13- Curuá-Una fluvial jusante meandro	155,4
P14- Curuá-Una fluvial jusante retilíneo	156,9
Média $\pm$ DP	177,5$\pm$48,2

Avaliando espacialmente as concentrações de HgT nos sedimentos em suspensão verifica-se que os rios formadores a montante (principalmente o rio Moju) e a região de transição (após a confluência do rio Mojú com Mojuí) apresentaram níveis superiores aos encontrados na região lacustre (figura 25 A e B). Parte desse aporte oriundo das regiões a montante do lago pode ser atribuído a mudanças no padrão de uso e ocupação do solo que estão ocorrendo principalmente nas drenagens do rio Mojuí/Moju. Pois, ao longo das últimas três décadas, a agricultura mecanizada vem se expandindo na região, convertendo áreas naturais florestadas em áreas agrícolas para cultivo de grãos (CORTEZ, 2012; SILVA, 2013; BORGES e PEREIRA, 2015). Para Silva (2013) somente na bacia hidrográfica do rio Mojuí perderam-se 221,73 km² de cobertura vegetal natural.

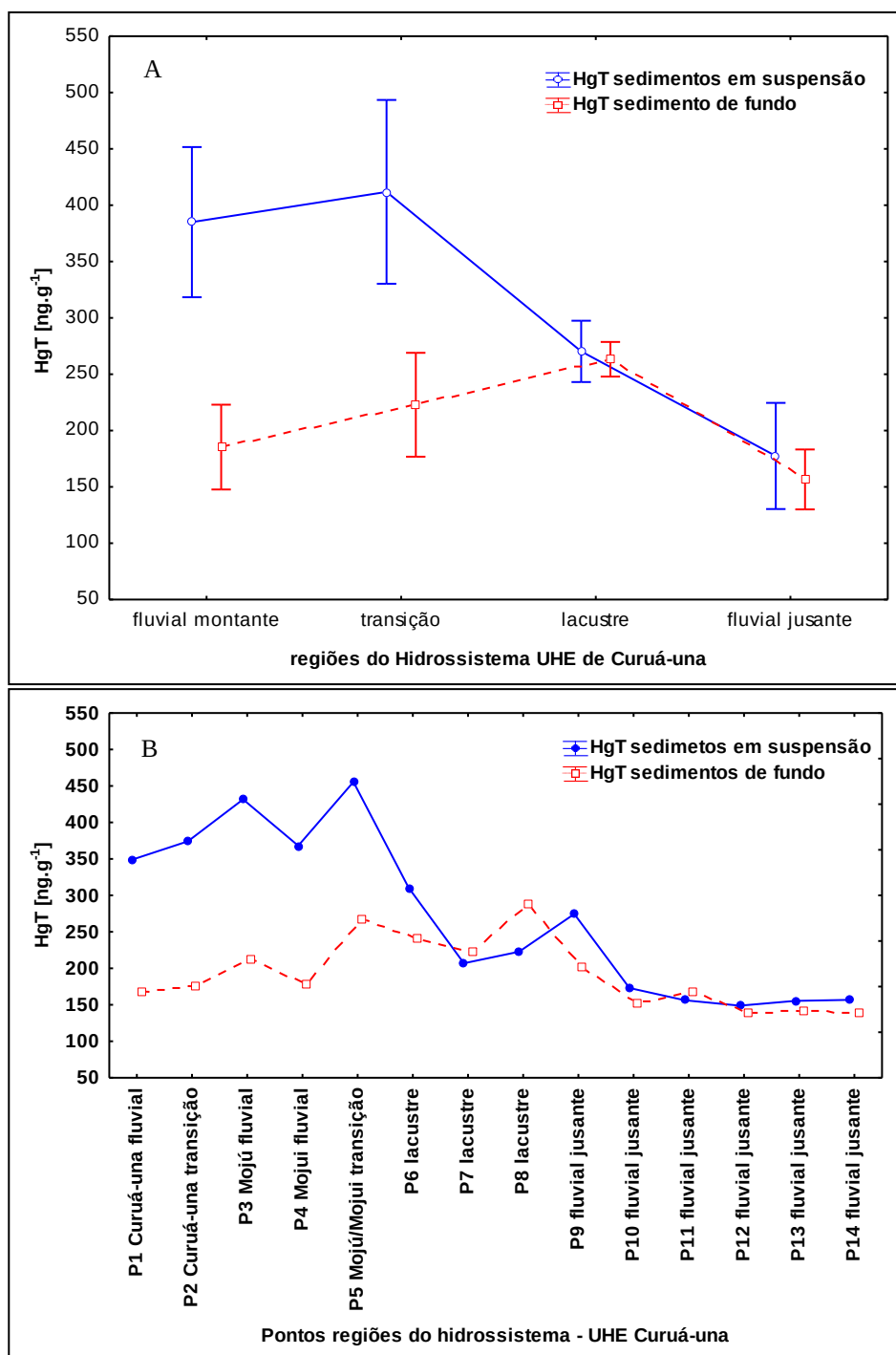


Figura 25 - Distribuição das concentrações de Hg total em sedimentos de fundo (0–2cm) e em suspensão no sentido montante-jusante do reservatório. A: por regiões; B: por pontos.

Pestana (2016) reportou que a influência no transporte de mercúrio total ao longo do reservatório de Samuel em Rondônia é majoritariamente dependente da bacia de drenagem do rio Jamari (principal formador do lago) e que os sedimentos em suspensão se caracterizam como a principal fonte de entrada de Hg no ambiente, sendo que esse Hg é pouco retido no

reservatório com sua maior parte exportada para jusante da barragem, com grande potencial de ser incorporado pela biota.

Herrmann (2004) destaca que o desmatamento seguido de queimada e posterior estabelecimento da agropecuária tem grande influência na liberação de Hg dos solos Amazônicos região da sub- bacia do rio Corumbiara em Rondônia. Roulet *et al.* (2000) ressaltam que a erosão dos solos das margens desmatadas no rio Tapajós facilita a entrada de material particulado rico em mercúrio para os lagos marginais e para a *ria* fluvial do mesmo. Peleja (2002) associou o grau de desmatamento das margens de lagos conectados ao rio Tapajós como fonte variação de Hg total em material particulado fino na água daqueles.

Silveira *et al.* (2000) atribuem que, embora as concentrações de Hg nos sedimentos superficiais no rio Madeira sejam relativamente baixas, a concentração do metal no material particulado em suspensão é alta, bem como relacionou o conteúdo do Hg na região aos processos de intemperismo/erosão.

A tabela 7 confronta os resultados encontrados no presente trabalho com um levantamento das concentrações de HgT reportadas por outros autores para sedimentos em suspensão em reservatórios hidroelétricos da região amazônica.

Tabela 7- intervalos de concentração de mercúrio total em sedimentos suspensos em algumas UHE da região Amazônica

Local da UHE	HgT ng.g ⁻¹	Autor/ano
Samuel-RO (reservatório)	119 - 636	Pestana <i>et al.</i> (2016)
Samuel-RO (montante)	635	Kasper (2007)
Samuel-RO (jusante)	667	Kasper (2007)
Samuel-RO (montante)	490,6	Almeida (2012)
Samuel-RO (transição)	804,8	Almeida (2012)
Samuel-RO (barragem)	707,6	Almeida (2012)
Tucuruí-PA (montante)	170 - 300	Aula <i>et al.</i> (1995)
Tucuruí-PA (reservatório)	120 - 140	Aula <i>et al.</i> (1995)
Petit Saut GF (montante)	460 -590	Coquery <i>et al.</i> (2003)
Petit Saut GF (reservatório)	50 – 133	Coquery <i>et al.</i> (2003)
Santo Antônio-RO (tributários)	40 - 2,650	Carvalho (2016)
Santo Antônio-RO (montante)	30 -980	Carvalho (2016)
Curuá-Una-PA (montante/rios formadores)	349 - 431	Neste estudo
Curuá-Una-PA (montante/transição)	368 – 455	Neste estudo
Curuá-Una-PA (reservatório)	163 - 363	Neste estudo
Curuá-Una-PA (jusante)	148 – 274	Neste estudo

Na UHE de Samuel, Almeida (2012), atribuiu o aporte via SS de mercúrio da montante para jusante da bacia como resultado de processos erosivos do alto impacto das atividades agropecuárias e de cultivo de plantas de ciclo anual curto.

Aula *et al.* (1995) verificaram que a atividade de mineração somada a da erosão do solo pela abertura de clareiras na área de captação como as possíveis causas do aumento dos níveis de sedimentos em suspensão com Hg nos afluentes a montante para a grande carga de mercúrio no reservatório de Tucuruí, esse indicativo foi reforçado com a análise de sedimentos de fundo, no qual verificaram uma redução nas concentrações de Hg com aumento da profundidade em perfis sedimentares e maiores concentrações dentro do reservatório, comparativamente aos solos adjacentes.

Na região lacustre do sistema aquático da UHE Curuá-Una as concentrações volumétricas de HgT nos sedimentos em suspensão variaram verticalmente na coluna d'água ($F_{(2, 15)}=4,6450$, $p=0,02691$), com concentração média mais elevada no hipolímnio ($319,1\pm30,0 \text{ ng.g}^{-1}$) do que no epilímnio ($256,6\pm65,4 \text{ ng.g}^{-1}$) e metalímnio ($235,3\pm46,5 \text{ ng.g}^{-1}$), como mostra a figura 26.

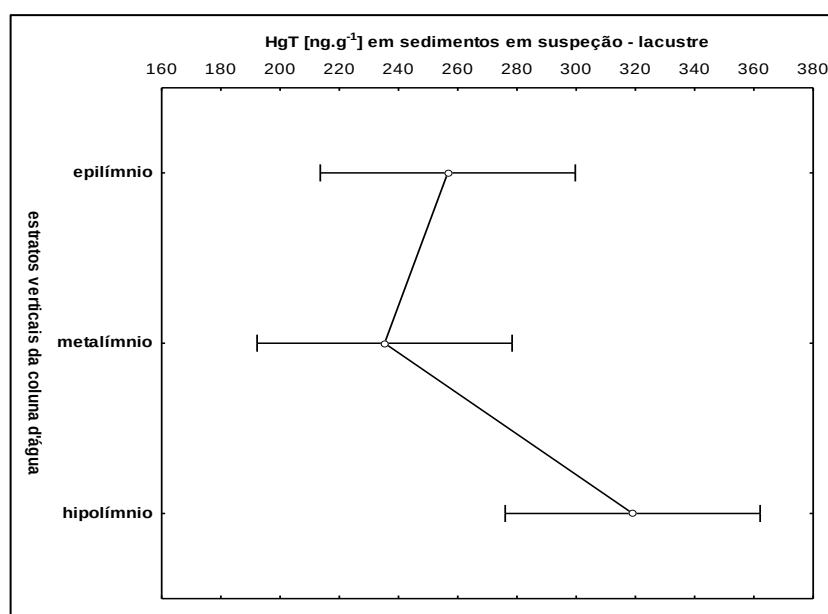


Figura 26 - distribuição dos níveis médios de HgT entre os estratos verticais da coluna d'água para a região lacustre

4.3 Interações limnológicas com as concentrações de HgT em sedimentos de fundo e em suspensão.

Conforme apresentado na tabela 8, as concentrações de HgT em sedimentos suspensos correlacionaram-se positivamente com as concentração volumétricas de sedimentos suspensos e cor verdadeira e negativamente com a transparência ao disco de Secchi, temperatura e pH.

Na outra via as concentrações de HgT nos sedimentos de fundo correlacionaram-se negativamente com as concentrações volumétricas de sedimentos em suspensão, condutividade elétrica, totais de sólidos dissolvidos, pH e positivamente com a matéria orgânica (figura 28).

Tabela 8 - matriz de correlação de (Pearson) entre a concentração de Hg total em sedimentos de leito e em suspensão com as variáveis limnológicas. Valores em destaque significam coeficiente de correlação de Pearson significativos a nível de $\alpha < 0,05$.

	HgT[ng.g ⁻¹] SS	HgT [ng.g ⁻¹] SF	SS (mg.L ⁻¹)	Cor	Turbidez (UNT)	Cond. (μ S.cm ⁻¹)	TDS (mg.L ⁻¹)	Secchi (m)	Oxigênio (mg.L ⁻¹)	Temp. (°C)	pH	%M.O SF
HgT [ng.g ⁻¹ SS	1,00											
HgT [ng.g ⁻¹]SF	0,27	1,00										
SS (mg.L ⁻¹)	-0,02	-0,50	1,00									
Cor	0,43	-0,04	0,33	1,00								
Turbidez (UNT)	0,55	0,29	0,21	0,32	1,00							
Cond.(μ S.cm ⁻¹)	-0,03	-0,37	0,59	0,35	-0,16	1,00						
TDS (mg.L ⁻¹)	-0,03	-0,38	0,60	0,34	-0,14	1,00	1,00					
Secchi (m)	-0,47	0,36	-0,43	-0,27	-0,03	-0,49	-0,50	1,00				
Oxigênio (mg.L ⁻¹)	-0,20	-0,32	0,05	0,20	-0,21	0,12	0,15	-0,21	1,00			
Temperatura (°C)	-0,58	0,21	-0,41	-0,44	-0,30	-0,17	-0,16	0,60	0,09	1,00		
pH	-0,51	-0,40	0,25	-0,24	-0,43	0,54	0,54	-0,07	0,21	0,40	1,00	
%M.O SF	-0,00	0,74	-0,43	-0,25	0,24	-0,50	-0,51	0,57	-0,22	0,34	-0,44	1,00

HgT SS: mercúrio total em sedimento em suspensão; HgT SF mercúrio total em sedimentos de fundo camada 0 -2 cm; SS: sedimento em suspensão; Cor: cor verdadeira da água; Turb.: turbidez; Cond.: condutividade elétrica; TDS: sólidos totais dissolvidos; Secchi: transparência da água ao disco de Secchi; O.D.: oxigênio dissolvido da água; Temp.: temperatura da água; pH: potencial hidrogeniônico e % M.O.: percentual de matéria orgânica em sedimentos de fundo camada 0 -2 cm.

As concentrações de HgT em sedimentos em suspensão interagiram mais fortemente com os parâmetros temperatura ($r = -0,58$, $p = 0,001$), turbidez ($r = 0,55$, $p = 0,002$) e pH ($r = -0,51$, $p = 0,005$). Enquanto que o sinergismo para HgT em sedimentos de fundo se deu principalmente com a porcentagem de matéria orgânica ($r = 0,74$, $p = 0,000$). A matéria orgânica foi variável que mais se destacou como fonte variação de HgT entre as regiões do sistema da UHE de Curuá-Una, principalmente na região a montante (Figura 27).

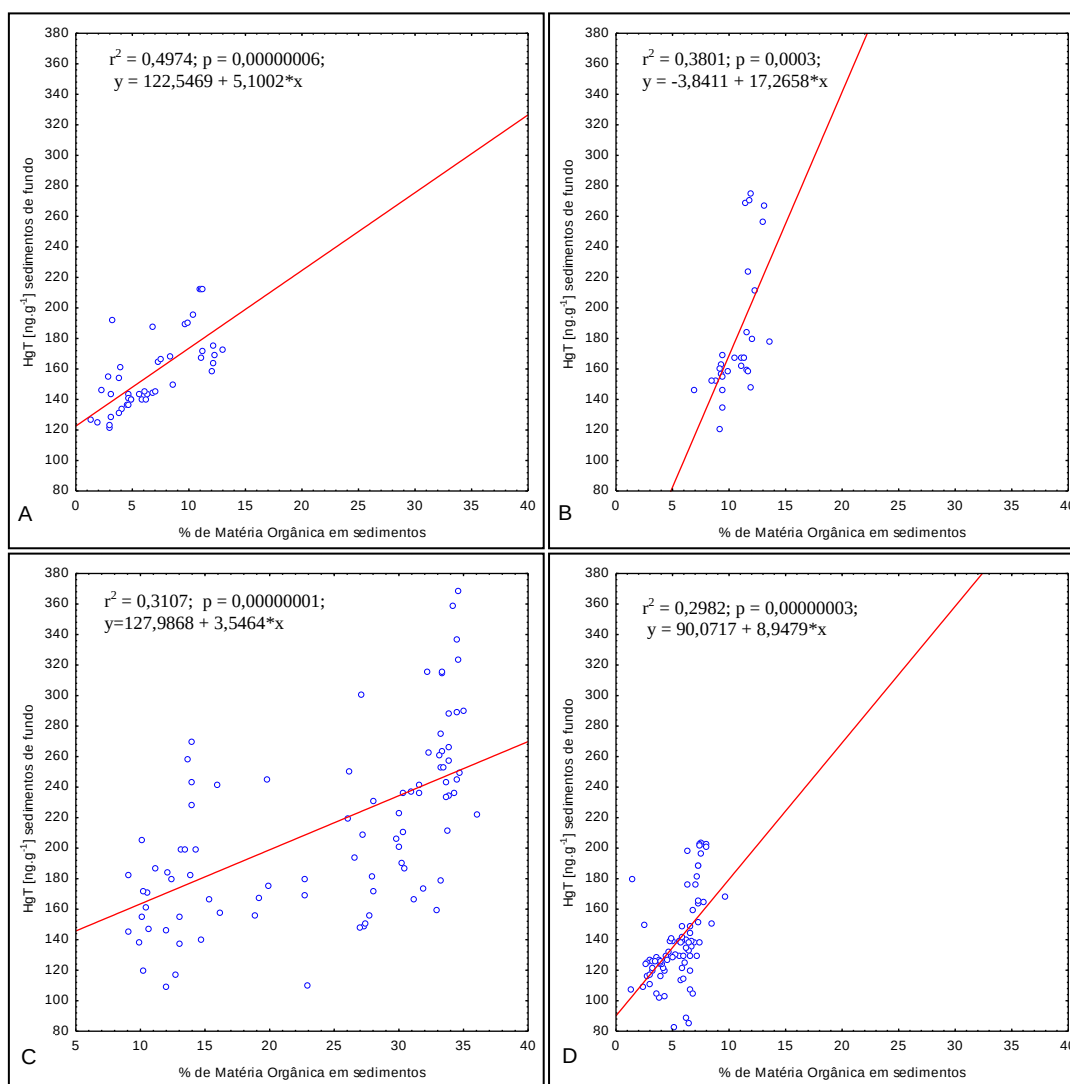


Figura 27 - relação entre o percentual de MO e os níveis de HgT em sedimentos de fundo. A: região fluvial montante; B: transição; C: lacustre; D: fluvial jusante

Tais resultados reforçam o papel da matéria orgânica na adsorção do Hg nos sedimentos de fundo. Essa associação tem sido bastante relatada na literatura científica especializada tanto na matriz sedimentos como para outras matrizes no sistema aquático (SALOMONS e FÖRSTNER, 1984, AULA *et al.*, 1995; FADINI e JARDIM, 2001;

LACERDA e MALM, 2008; MOZETO e ZAGATTO, 2008; Rocha *et al.*, 2009; ESTEVES e CAMARGO, 2011).

A contribuição do potencial hidrogeniônico também foi verificada por Nascimento e Chasin, 2001, que apontaram o pH como sendo um importante fator na taxa de adsorção e sedimentação do Hg no sistema aquático, reforçando ainda o papel das argila, ferro, enxofre, fosforo e componentes orgânicos nessa relação. Esses autores relatam que os agentes orgânicos complexantes solúveis em água, tais como humatos e fulvatos, podem quelar espécies solúveis e insolúveis na água, os últimos precipitam-se diretamente da solução para o sedimento, uma vez neste, ocorre a adsorção de grande quantidade de mercúrio, principalmente em baixos níveis de pH. Já em ambientes mais alcalinos, a maior parte do Hg é adsorvida pela fração mineral.

Essas características remetem a importância da matéria orgânica na dinâmica do mercúrio em reservatórios principalmente por conta de que o longo período de retenção da água favorece o aumento da taxa de ação microbiana responsável pela decomposição da matéria orgânica presente no sedimento de fundo, oferecendo excelentes condições para metilação do mercúrio (AULA. *et al.*, 1995).

Analizando-se a tabela 8, é possível perceber que regiões do sistema aquático com baixos valores de pH (águas ácidas), condutividade elétrica, concentração de sedimentos em suspensão e altos valores de matéria orgânica nos sedimentos propiciam locais com altos níveis de mercúrio total nos sedimentos de fundo.

Peleja (2002), verificou que lagos associados ao rio Tapajós que apresentavam baixos valores de pH (como os encontrados na região fluvial montante nos rios Moju e Mojuí, transição destes com o lago/reservatório e hipolímnia da região lacustre, principalmente nos pontos 7 e 8) somados a altos valores de carbono orgânico dissolvido, propiciaram a biodisponibilidade de HgT dissolvido na água e no material particulado em suspensão, facilitando a acumulação nos organismos planctônicos; esse processo somado à cor da água nos lagos mais profundos, favorece o tempo de residência do HgT dissolvido na coluna d'água, possibilitando uma maior exposição dos microorganismos planctônicos em suspensão e conseqüentemente a transferência destes para os níveis tróficos superiores, como também vem sendo relatado para outros ambientes amazônicos por Miranda *et al.*, (2007), Moutinho-Silva (2014) e Kasper *et al.*, (2014).

Malm *et al.* (1995), relatam que os reservatórios atuam na interceptação de contaminantes como o mercúrio, induzindo à transformação química e a acumulação deste poluente no sedimento e na biota.

Segundo Almeida (2012) o SS de montante e o Hg adsorvido nele pode realizar diferentes rotas, merecendo destaque quatro delas. A primeira seria a deposição do SS rico em mercúrio, assim compondo o sedimento de fundo, fazendo com que este atue como um sumidouro de Hg; a segunda, uma vez depositado em regiões anóxicas do lago sob condições favoráveis à metilação do Hg, o processo de ressuspensão pode disponibilizar na coluna d'água a fração orgânica do sedimento, rica em Metil mercúrio (MeHg), que pode ser rapidamente absorvida por organismos filtradores, neste caso, o sedimento seria fonte de MeHg para biota; na terceira, o autor diz que durante a ressuspensão do sedimento, o fósforo pode ser liberado para a coluna d'água, favorecendo o crescimento do fitoplâncton que pode bioconcentrar Hg. O estabelecimento da comunidade fitoplanctônica favorece o estabelecimento da comunidade zooplânctônica, que bioacumula Hg a partir da predação, tanto do fitoplâncton quanto do zooplâncton e, dessa forma, ocorrendo a transferência de MeHg para os demais elos da cadeia trófica e a última, o SS pode ser transportado a jusante do reservatório, enriquecendo as águas a jusante com nutrientes, HgT e MeHg exportados do reservatório.

Assim, infere-se aqui que parte do HgT associado aos sedimentos em suspensão no hidrossistema da UHE de Curuá-Una, está sendo retida na região do lago, havendo um exporte por conta do turbinamento das águas do hipolímnio, mas com subsequente estabilização dos valores ao longo dos pontos a jusante como pode ser visualizado na figura 25 B. O exporte em porcentagem estimado a partir da carga volumétrica física (massa/volume) média da região a montante ($5,7 \text{ mg.L}^{-1}$) para a jusante ($4,8 \text{ mg.L}^{-1}$) foi de 84%. Dessa forma, considerando-se um influxo de 100% de montante, a partir da concentração média de $411,9 \text{ ng.g}^{-1}$ de HgT obtida nos sedimentos em suspensão na região de transição (confluência de todos os rios formadores), estimou-se, a partir da concentração média de HgT a jusante ($177,5 \text{ ng.g}^{-1}$) um efluxo de 43% barragem abaixo e retenção de 57% na região do lago.

5 CONCLUSÃO

As variáveis limnológicas: transparência da água, temperatura, pH, concentração volumétrica de SS e MO apresentaram heterogeneidade espacial por conta das características encontradas em cada região, o que também contribuem para a variação encontrada entre os níveis de HgT nos sedimentos;

A distribuição de mercúrio nos sedimentos de fundo do hidrossistema de Curuá-Una está associada a presença de matéria orgânica isso tanto em nível de distribuição horizontal ao longo do gradiente longitudinal das quatro regiões definidas quanto em nível vertical, dispostos no 30 centímetros de profundidade da coluna sedimentar. Já pelo padrão de distribuição de mercúrio associado aos sedimentos suspensos é possível concluir que estes são regidos pela hidrodinâmica do reservatório e consequentemente se comportam como fatores contribuintes para a heterogeneidade espacial das concentrações de HgT nos SS. Tendo em vista que os maiores níveis nos SS foram registrados nas regiões a montante da região deposicional (lacustre), assim havendo maior aporte de HgT oriundo dos rios formadores do lago da UHE, as quais drenam áreas que estão passando por intensos processos de uso e ocupação; sendo que, a partir do balanço volumétrico entre o influxo e efluxo de HgT no reservatório, verifica-se que a maior parte do metal associado aos sedimentos em suspensão está sendo retida principalmente na região do lago;

Os níveis de HgT diferiram significativamente entre as regiões do hidrossistema estudado nos sedimentos de fundo, havendo um gradiente de concentração, culminando nos maiores níveis médios sendo encontrados na região lacustre. Quando a qualidade, 64,7 % dos dezessete pontos avaliados ao longo do gradiente fluvio-lacustre da UHE de Curuá-Una estão localizados na faixa entre os referidos valores extremos, os quais ocasionalmente, esperam-se efeitos adversos de acordo com a resolução 454 CONAMA/2012;

Os níveis de HgT em SS diferiram significativamente entre as regiões avaliadas, com maiores níveis sendo encontrados na região fluvial montante, o que sugere-se que formas de uso e ocupação do solo dessas áreas drenadas pelos formadores da UHE estão contribuindo com o aporte de Hg para o hidrossistema, não se constatou heterogeneidade entre os níveis de HgT em SS entre os estratos verticais (epilímnio, metalímnio e hipolímnio) da região lacustre;

Regiões do sistema aquático com baixos valores de pH (águas ácidas), condutividade elétrica, concentração de sedimentos em suspensão e altos valores de matéria orgânica no leito, propiciam locais com valores maiores de mercúrio total nos sedimentos de

fundo. Já regiões com água de pH baixo, de coloração elevada, turvas e mais frias contribuem para valores mais elevados de HgT nos sedimentos em suspensão.

REFERÊNCIAS

- Akagi, H.; Malm, O.; Kinjo, Y.; Harada, M.; Branches, F.G.P.; Pfeiffer, W.C.; Kato, H. 1995. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 85- 95.
- Almeida, R. 2012. *Estudo da origem, mobilização e organificação do mercúrio no reservatório da UHE de Samuel, RO*. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Biofísica). Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 120p.
- Araújo, R.P.A.; Shimizu, A.; Bohrer, M.B.C.; Jardim, W. 2008. Avaliação da qualidade de sedimentos, p. 293-326. In Zagatto, P. A.; Bertoletti, E. (Eds.). *Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações*. 2a edição. RiMa, São Carlos, 478.
- Aula, I., Braunschweiler, H., Malin, I., 1995. The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Para, Brazil. *Science of the Total Environment* 175, 97–107.
- Azevedo, F.A.; 2003. *Toxicologia do Mercúrio*. RiMa, São Carlos, São Paulo. 292 pp.
- Bacelar, R. J., Peleja, J. R. P., Goch, Y. G. F., Cunha, F. A. G., Brito, B. C., Santos-Filho, M. B., Lemos, E., Sousa, O. P. Avaliação espacial dos níveis de mercúrio total (HgT) em sedimentos do rio Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. *In anais do XIV do Congresso Brasileiro de Limnologia*, Bonito-MS. 2013.
- Bacelar, R. J., Peleja, J. R. P., Goch, Y. G. F., Cunha, F. A. G., Brito, B. C., Santos-Filho, M. B., Lemos, E., Sousa, O. P. Avaliação longitudinal de características físicoquímicas das águas do rio Tapajós a partir de áreas de influência de garimpos, Pará, Brasil. *In anais do XV do Congresso Brasileiro de Limnologia*, Maringá-PR. 2015.
- Baird, C.; Cann, M. 2011. Metais, Solos, Sedimentos e Disposição de Resíduos, p. 683-795. In Baird, C.; Cann, M. *Química Ambiental*. Bookman. 4ª Ed. Porto Alegre, Rio Grande do Sul.
- Bastos, W.R.; Lacerda, L.D. 2004. A contaminação por Mercúrio na Bacia do rio Madeira: uma breve revisão. *Geochímica Brasiliensis*, 18: 99–114.
- Bastos, W.R.; lacerda, L.D. 2004. A contaminação por Mercúrio na Bacia do rio Madeira: uma breve revisão. *Geochímica Brasiliensis*, 18: 99–114
- Borges, T. C. S., PEREIRA, I.C.N., 2015. Análise do uso múltiplo da água na bacia hidrográfica do rio Mojuí (PA): um esforço de sistematização. *GeoAmazônia*, Belém –PA, v. 03 (06): 42 – 53. 2015.
- Callegari-Jacques, S.M. 2009. *Bioestatística princípios e aplicações*. Porto Alegre Artmed. 255 p.
- Canavan, C. M.; Caldwell, C. A.; Bloom, N. S. 2000. Discharge of methylmercury enriched hypolimnetic water from a stratified reservoir. *Sci. Total Environ.*, 260, 159 –170.
- Carvalho, D.P. 2016. *Dinâmica e especiação de mercúrio em compartimentos abióticos na formação do reservatório da Hidrelétrica Santo Antônio do rio Madeira, RO*. Tese

(doutorado em Ciências Biológicas - Biofísica) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Ciências da Saúde, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Rio de Janeiro, 100 p.

Castilhos, Z. 2008. Avaliação da Potencial Acumulação de Mercúrio em Peixes dos Reservatórios (previstos) de Jirau e de Santo Antônio, Rio Madeira, RO. *Centro de Tecnologia Mineral/Ministério de Ciência e Tecnologia*. (4): 1-106.

Chapman, P. M., 1990, The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *The Science of the Total Environment*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, 815-825.

Coelho-Souza, S. A.; M. R. Miranda; J. R.D. Guimarães. 2007. A importância das macrófitas aquáticas no Ciclo do Mercúrio. *Oecol. Bras.* 11 (2): 252-263.

CONAMA. 2012. *Diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material dragado em águas sob jurisdição nacional*. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 454 de 08 de novembro de 2012.

Coquery, M.; Cossa, D.; Peretyazhko, T.; Azemard, S.; Charlet, L. Methylmercury formation in the anoxic waters of the Petit-Saut reservoir (French Guiana) and its spreading in the adjacent Sinnamary river. *JoUnal Physique IV France*, v. 107, n. June 1999, p. 327–331, 2003

Cortez, J.C., 2012. Novas abordagens para áreas de fronteira agrícola na Amazônia: recente dinâmica demográfica em Santarém, PA ([www.abep.nepo.unicamp.br/xviii/anais/files/ST23\[291\]ABEP2012.pdf](http://www.abep.nepo.unicamp.br/xviii/anais/files/ST23[291]ABEP2012.pdf)). Acesso: 12/05/2017.

Czerniawska-Kusza, I.; Kusza, G. The potential of the phytotoxkit microbiotest for hazard evaluation of sediments in eutrophic freshwater ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.179, p.113-121, 2011.

Darwich, A.J. 1982. Estudos limnológicos na Represa Hidrelétrica de Curuá-Una (Santarém PA). Dissertação de Mestrado. Manaus, FUA-INPA. 207p.

Davies, B. E.;1974. *Loss-on-ignition as estimate of soil Organic Matter*. Soil Sci. Soc. Am. Prov,(38): 347-353.

ENVIRONMENT CANADÁ. 1999. *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Summary Tables. ([https:// www.elaw.org /system/files/sediment_summary_table.pdf](https://www.elaw.org/system/files/sediment_summary_table.pdf)). Acessado em: 19 de junho de 2015).

EPA. U.S. 2015. Environmental Protection Agency. (<http://www.epa.gov/mercury/about.htm>). Acesso em: 15/07/2015.

EPE-Empresa de Pesquisa Energética. 2012. *Balanço Energético Nacional Ano base 2011*. EPE, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 57 pp.

Esteves, F.A.; Barbieri, R. 2011. *A radiação solar e seus efeitos em ecossistemas aquáticos continentais*, p. 132-165. In Esteves, F. A. *Fundamentos da Limnologia*. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Interciência 790p.

- Esteves, F.A.; Camargo, A.F.M. 2011. Sedimentos Límnicos, p. 339-354. In Esteves, F. A. *Fundamentos da Limnologia*. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, *Interiência* 790p.
- Fadini, P.S.; Jardim, W.F. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury. *The Science of the Environment Total*. 275: 71-82.
- Fadini, P.S.; Jardim, W.F. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury. *The Science of the Environment Total*. 275: 71-82.
- Fadini, P.S. 1999. *Comportamento biogeoquímico do mercúrio na Bacia do Rio Negro (AM)*. Tese de Doutorado, Instituto de Química, UNICAMP. Campinas, SP 115 p.
- Fearnside, P.M. 2002. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air and Soil Pollution* 133: 69-96.
- Fearnside, P.M. 2015. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. *Ambio*. 44: 426-439.
- Forsberg, B.R.; Kemenes, A.. 2006. *Análise do EIA-RIMA sobre os aproveitamentos Hidrelétricos de Santo Antônio e Jirau, rio Madeira-RO: avaliação dos estudos hidrobiogeoquímicos com atenção específica à Dinâmica do Mercúrio*. (www.bicusa.org/wpcontent/uploads/2013/03/parecer_forsberg.pdf). Acesso em: 23/06/ 2015.
- Forsberg, B.R.; Silva-Forsberg, M.C.; Padovani, C.R.; Sargentini, E. J. ; Malm, O. High levels of mercury in fish and human hair from de Rio Negro Basin (Brazilian Amazon): Natural background or anthropogenic contamination? In: Kato, H & Pfeifer W.C. (Eds) Proceedings of the internacional Workshop on Environmental Mercury Pollution and is Health Effects in the Amazon River Basin. *Nat. Inst. Minamata Disease/UFRJ*. 1995.
- Fostier, A.H., Forti, M.C., Guimarães, J.R.D., Melfi, A.J., Boulet, R., Santo, C.M.E., Krug, F.J. 2000. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil). *Sci Tot Environ* 260: 201-211.
- GEF - Global Environmental Facility Minamata Convention on Mercury. 2016. (<https://www.thegef.org/topics/mercury>). Acesso: 01/06/2017.
- Giannini, P.C.F.; Melo, M.S. 2009. Do grão a rocha sedimentar: erosão, deposição e diagênese, p. 240-277. In Teixeira, W.; Fairchild; T.R.M.; Toledo, C.M.; Taioli, F. *Decifrando a Terra* –. Companhia Editora Nacional. São Paulo, São Paulo.
- Hall, B.D.; Aiken, G.R.; Krabbenhoft, D.P.; Marvin-Dipasquale, M.; Swarzenski, C.M. 2008. Wetlands as principal zones of methylmercury production in southern Louisiana and the Gulf of Mexico region. *Environmental Pollution*, n. 154, p. 124-134.
- Herrmann, J.C; Bernardi, J.V.E; Bastos, W.R; Lacerda, L.D: Dispersão espacial X amostragem Pontual. 2009. A geoestatística como ferramenta de análise de mercúrio em solos de Rondônia, Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasilienses*; 23:131 - 138.
- Horvat, M. 1996. Mercury Speciation and analysis, p. 1-31. In Baeyens, W.; Ebinghaus, R.; Vasiliev, O. (eds.). *Global and Regional Mercury Cycles: Sources, Fluxes and Mass Balances* Kluwer. *Academic Publishers, Netherlands*.

IARC. Agents Classified by the IARC Monographs , Volumes 1–119 2015. (<https://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>) Acesso em 01/06/2017.

Jardim, W.F. 1988. Contaminação por mercúrio: Fatos e Fantasias. *Ciência Hoje*, São Paulo, São Paulo (41): 78-79.

Junk, W.J.; Mello, J.A.S.N. 1990. Ecological impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazon Basin. *Estudos Avançados*, 4 (8):126-143.

Junk, W.J.; Robertson, B.A.; Darwich, A.J.; Vieira, I. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá- Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazônica* 11 (4): 689-716.

Kasper, D. Forsberg, Amaral, J.H.F.; Leita, R.P.; Daniel, S.S.P.; Bastos, W.R.; Malm, O. 2014. Reservoir Stratification Affects Methylmercury Levels in River Water, Plankton, and Fish Downstream from Balbina Hydroelectric Dam, Amazonas, Brazil. *Environ. Sci. Technol.* 1-9.

Kasper, D.; Palermo, E.F.A.; Branco, C.W.C.; Malm, O. 2012. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia*, 694: 87–98

Khoury, E. D. T., Souza, G.S.; Silveira, L.C.L.; Costa, C.A., Araújo, A.A., Pinheiro, M.C.N.P. 2013. Manifestações neurológicas em ribeirinhos de áreas expostas ao mercúrio na Amazônia brasileira. *Cad. Saúde Pública*, 29(11): 2307-2318.

Lacerda L.D; Malm O. 2008. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: Uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*. (22): 1-63.

Lacerda, L.D.; Salomons, W., 1992. Mercúrio na Amazônia: Uma bomba relógio química? Série Tecnologia Ambiental. *CETEM-Centro de Tecnologia Mineral*, 3: 1 -78.

Lacerda, L.D; Malm O. 2008. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: Uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*. (22): 1-63.

Larson, R.; Farber, B. 2010. *Estatística Aplicada*. 4ª Edição. Editora Pearson Education. São Paulo, 656p.

Lebel J, Mergler D, Branches F, Lucotte M, Amorim M, Larribe F., 1998. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. *Environ Res*; 79:20-32.

Lebel J, Mergler D, Lucotte M, Amorim M, Dolbec J, Miranda D.; 1996. Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonian populations exposed to low-levels of methylmercury. *Neurotoxicology*; 17:157-67.

Lechler, P. J.; Miller, J. R.; Lacerda, L. D.; Vinson, D.; Bonzongo, J. C.; Lyons, W.B., Warwick, J. J. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira river basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? *The Science of the Total Environment*, v. 260, p. 87-96, 2000.

- Machado, C.G. 2007. *Caracterização química do material particulado em suspensão e sedimentos superficiais na zona de máxima turbidez no eixo Leste – Oeste do complexo estuarino de Paranaguá (CEP), PR, Brasil*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná, 94 pp.
- Malm, O.; Branches, F. J. P.; Akagi, H.; Castro, M. B.; Pfeiffer, W. C.; Harada, M.; Bastos, W. R.; Kato, H., 1995. Mercury and Methylmercury in fish and human hair from the Tapajos river basin, Brazil. *Science of the Total Environment*, 175:141-150.
- Malm, O.; Palermo, E. F. A.; Santos, H. S. B.; Rebelo, M. F.; Kehrig, H. A.; Oliveira, R. B.; Meire, R. O.; Pinto, F. N.; Moreira, L. P.A.; Guimaraes, J. R. D.; Torres, J. P. M.; Pfeiffer, W. C. 2004. Transport and cycling of mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. *RMZ. Mater. Geoenviron.* 51:1195 –1198.
- Marins, R. V.; P. J. Filho; S. R. R. Maia. 2004. Distribuição de Mercúrio Total como indicador de poluição urbana na costa brasileira. *Química Nova*, 27 (5): 763-770.
- Marins, R.V.; Filho, F.P.; Maia, S.R.R.; Lacerda, L.D.; Marques, W.S. 2004. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. *Química Nova*, 27(5): 763-770.
- Meade R. H., Nordim, C. F. J., Curtis, W. F., Rodrigues, F. M. C., Vale, C. W., Edmond, J. M. Sediment loads in the Amazon River. *Science*, v. 278, n. 8, p. 161 – 163, 1979.
- Meirelles-Filho, J. 2006. *Livro de ouro da Amazônia*. Ediouro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 480.
- Melamed Ricardo; Villas-Bôas Roberto C. 2002. Mecanismos de interação Físico-Química e mobilidade do mercúrio em solos, sedimentos e rejeitos de garimpo de ouro. *Série Tecnologia Ambiental*, vol 25. CETEM/MCT. Rio de Janeiro, 48 p.
- Micaroni, R.C.C.M.; Bueno, M.I.M.S.; Jardim, W.F. 2000. Compostos de mercúrio, revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, 23 (4): 487-495.
- Miranda, M.R.; Coelho-Souza, S.A.; Guimarães, J.R.D.; Correia, R.R.S.; Oliveira, D. 2007. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasiliensis*.11 (2): 240-251.
- Miretzky, P.; Bisinoti, M.C.; Rocha, J.C.; Jardim, W.F. 2005. Factors affecting Hg(II) adsorption in soils from Rio Negro Basin –Amazon. *Química Nova*, 28:438-443
- Morrison, K.A.; Therien, N. 1995. Changes in mercury levels in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the LG-2 reservoir since flooding. *Water Air Soil Pollut*; 80:819 –828.
- Moutinho-Silva, R. 2014. *Metilação de mercúrio em águas da região amazônica na presença e ausência de macrófitas: experimentos em microcosmos*. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Química de Araraquara, 89 p.
- Mozeto, A.A. 2007. Sedimentos e Particulados Lacustres: Amostragens e Análises Biogeoquímicas, p. 294-320. In Bicudo, C.E.M.; Bicudo, D.C. *Amostragem em limnologia*. RiMa, São Carlos. 371p.

Mozeto, A.A.; Zagatto, P.A. 2008. Introdução de Agentes Químicos no Ambiente. p 17-38. In Zagatto, P.A.; Bertoletti, E. *Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações..* RiMa, São Carlos, 486 p.

Nascimento E.S.; A. Chasin M.A. 2001. Transporte distribuição e transformação no meio ambiente, p. 48-76. In Nascimento E. S.; Chasin, M.A. (Eds.). *Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos*. Cadernos de Referência Ambiental. Salvador, Bahia.

Oliveira, C. A. S. 2016. Distribuição do Mercúrio lábil no sedimento do Reservatório de Balbina - Am/Brasil. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 79 p.

Operador do Sistema Elétrico Nacional. 2017. Boletim Mensal de Geração por Estado (www.ons.org.br/resultados_operacao/boletim_mensal_geracao_estado/index.aspx). Acesso: 23/06/2017.

Palermo, E.F.A.; Kasper, D.; Reis, T.S.; Nogueira, S.; Branco, C.W.C.; Malm, O. 2004. Mercury level increase in fish tissues downstream the Tucuri Reservoir, Brazil. *RMZ-Materials and Geoenvironment*, (51): 1292-1295.

Passos CJ, Mergler D.; 2008 Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. *Cadernos de Saúde Pública*, 24:503-520.

Peleja, J.R.P. 2002. *Os fatores que influem nos nível de mercúrio (Hg) na água e plankton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro*. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 73 pp.

Peleja, J.R.P. 2007. *Estudo de balanço de massas de Mercúrio (Hg) Total em duas microbacias da Amazônia Central*. Tese (Doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 123 pp.

Pestana, I.A.; W. R. Bastos, W.R.; Almeida, M.G.; de Carvalho, D.P.; Rezende C.E.; Souza, C.M.M. 2016. Spatial-temporal dynamics and sources of total Hg in a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil, *Environ Sci Pollut Res*. 23:9640–9648

Pfeiffer, W.C.; Lacerda. L.D.; Malm. O.; Sousa, C.M.M.; Silveira, E.G.; Bastos, W.R. 1989. Mercury Concentrations in inland waters of gold mining areas in Rondônia, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 87/88: 233-240.

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

Pires, N.L. 2015. Expansão da fronteira agrícola e presença de Glifosato e AMPA em amostras de água da região de Santarém (Pa): desafios analíticos para o monitoramento ambiental. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural). Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília. Brasília-DF. 112 p.

Porvari, P. 1995. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 109 – 117.

Rocha, J.C.; Rosa, A.H.; Cardoso, A.A. 2009. Introdução à química ambiental. 2a artmed. Porto Alegre. 256 p.

Rodrigues, R.M.; Mascarenhas, A.F.S.; Ichiara, A.H.; Souza, T.M.C.; Bidone, E.D.; Bellia, V.; Hacon, S.; Silva, A.R.B.; Braga, J.B.; filho, B.S. 1994. *Estudo dos Impactos Ambientais Decorrentes do Extrativismo Mineral e Poluição Mercurial no Tapajós. Série Tecnologia Ambiental*. CETEM-Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 215.

Rodrigues, R.M.; Mascarenhas, A.F.S.; Ichiara, A.H.; Souza, T.M.C.; Bidone, E.D.; Bellia, V.; Hacon, S.; Silva, A.R.B.; Braga, J.B.; filho, B.S. 1994. *Estudo dos Impactos Ambientais Decorrentes do Extrativismo Mineral e Poluição Mercurial no Tapajós. Série Tecnologia Ambiental*. CETEM-Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 215.

Rodrigues-Filho, s; r. C. Villas-bôas; F. M. F. Nascimento; Z. C. Castilhos, R. Santos; A. V. Yallouz; S. Egler; B. Peregovich; L. R. M. Pedroso; M. M. Veiga; C. Beinhoff. 2004. Diagnóstico Ambiental e de Saúde Humana- Contaminação de Mercúrio no Garimpo de São Chico, Itaituba, PA. *Centro de Tecnologia Mineral- CETEM* 3-5

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

Roulet, m.; m. Lucotte; a. Saint-aubin; s. Tran; i. Rheault; n. Farella; e. D. Silva j. Dezencourt; c. J. S. Passos; g. S. Soares. 1998. The geochemistry de mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower. *The Science of the total environment*. 223: 1-24.

Roulet, M.; M. Lucotte; A. Saint-Aubin; S. Tran; I. Rheault; N. Farella; . D. Silva J. Dezencourt; C. J. S. Passos; g. S. Soares. 1998. The geochemistry de mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower. *The Science of the total environment*. 223: 1-24.

Roy, C.; Tremblay, P.Y.; Ayotte, P.; 2017. Is mercury exposure causing diabetes, metabolic syndrome and insulin resistance? A systematic review of the literature. *Environmental Research*, 156: 747–760.

Sá, A.L.; Herculano, A.M.; Pinheiro, M. C.; Silveira, C.L.; Nascimento, J.L.M.; Crespo-López, M.E. 2006. Exposição humana ao mercúrio na região Oeste do Estado do Pará. *Revista Paraense de Medicina*. 20 (1): 19-25.

Sá, F.; Machado, E. C. 2007. *Metais pesados e arsênio em sedimentos do canal de acesso aos portos do Estado do Paraná – Brasil In: Dragagens Portuárias no Brasil - Licenciamento e Monitoramento Ambiental*, 2007, p. 253-263.

Salomons, W., Forstner, U. 1984. Metals in the Hydrocycle, *Springer Verlag*, Germany, 181.

Sampaio, D.S.; Lucotte, M.; Roulet, M.; Poirier, H.; Mergler, D.; Crossa, M. 2006. Mercúrio nos peixes do rio Tapajós, Amazônia Brasileira. *Interfacehs*, 6: 1-31.

Schetagne, R.; Doyon, J.F.; Fournier, J.J. 2000. Export of mercury downstream from reservoirs. *Science of the Total Environment*, 260: 135-145.

Silva, C.A. 2006. *Especiação do mercúrio na cadeia trófica pelágica de uma costa sujeita a Ressurgência*. Tese de Doutorado, Universidade Federal Fluminense, Cabo Frio, Rio de Janeiro. 142 p.

Silva, H.A.S., 2013, *Dinâmica da paisagem na microbacia hidrográfica do rio Mojuí, oeste do estado do Pará*. Dissertação (Mestrado em Agronomia Área de Concentração em Irrigação e Drenagem) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu-SP. 95p.

Silva, A. P. 1997. *Projeto Itaituba: programa de desenvolvimento de tecnologia ambiental*. Série Tecnologia Ambiental., CETEM. Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 48.

Silva-Forsberg, M.C.; Forsberg, B.R.; Zeideman, V.K. 1999. Mercury Contamination in Humans Linked to River Chemistry in The Amazon basin. *Royal Swedish Academy of Sciences*. 28: 519-521.

Silva-Forsberg, M.C.; Forsberg, B.R.; Zeideman, V.K. 1999. Mercury Contamination in Humans Linked to River Chemistry in The Amazon basin. *Royal Swedish Academy of Sciences*. 28: 519-521.

Sioli, H. 1985. *Amazônia: Fundamentos da Ecologia da Maior Região de Florestas Tropicais*. Editora Vozes, Petrópolis, Rio de Janeiro, 72p.

Siqueira, A. G. 2013. *Características e avaliação dos níveis basais de mercúrio do sedimento na área de influência do aproveitamento hidrelétrico Jirau - Rio Madeira - Rondônia - Brasil*. Dissertação (Mestrado em Ciência de Materiais)—Universidade de Brasília, Brasília, 79 p.

Sousa, W. L. 2000. *Impacto Ambiental de Hidrelétricas: Uma Análise Comparativa de Duas Abordagens*. Dissertação de Mestrado Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia Universidade Federal do Rio de Janeiro, Planejamento Energético, Rio de Janeiro, 154p.

Suzumura, M.; Kokubun, M.; Arata, N. 2004. Distribution and characteristics of suspended particulate matter in a heavily eutrophic estuary, Tokyo Bay, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 496-503.

Thornton, K. E., Kimmel, B. L. and Payne, F. E. (1990), *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. John Wiley and Sons. New York. pp. 246.

Tundisi, J.G.; Goldemberg, J.; Matsumura-Tundisi, T.; Saraiva, A.C.F. 2014. How many more dams in the Amazon? *Energy Policy*, 74: 703–708.

Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T. 1995. The Lobo-Broa ecosystem research. In: J. G. Tundisi, C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds.), *Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, 219-244 p.

Tundisi, J.G.; Tundisi, T. M.; 2008. *Limnologia*. Oficina de Textos, 632p.

- Vale, R.S., Gomes, A.C.S., Santana, R.A.S., Tóta, J., Miller, S.D., Sousa, R.A.F., 2016. Hydroclimatic variables associated with *El Nino* and *La Nina* events at the Curuá-Una hydroelectric reservoir, Central Amazonia. 46(3): 303 – 308.
- Vieira, I. 1982. *Aspectos Sinecológicos da Ictiofauna de Curuá-Una, Represa Hidroelétrica da Amazônia Brasileira*. Tese Doutorado em biologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais. 107 pp.
- Vieira, L. M.; Alho, C. J. R. 2004. Contaminação por mercúrio em sedimento e moluscos da bacia do rio Bento Gomes, MT . Corumbá: *Embrapa Pantanal*, 20p.
- Vieira, S. 2006. *Análise de variância (Anova)*. São Paulo: Atlas. 204p.
- Vieira, I. 2000. Frequência, constância, riqueza e similaridade da ictiofauna da bacia do rio Curuá-Una, Amazônia. Rev. bras. De Zoociências Juiz de Fora. (2):51 -76.
- Wasserman, J.S.; HACON, S.S.; Wasserman, M.A. 2001. O ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico. Mundo e Vida. 2: 46-56.
- Zeidemann, V. K.; Forsberg, B. R.; Roulet, M.; Luccote, M.; Jardim, W.F. *The geochemistry of mercury in soils of the Negro river basin (Brazilian Amazon) and its role in the regional mercury cycle*. In: *INTERNATIONAL CONFERENCE MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT*, 5., 1999, Rio de Janeiro. Abstracts. Rio de Janeiro: [s.n.], 1999. p. 561.
- Zeidemann, V.K. 1998. *A geoquímica de mercúrio em solos da bacia do rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio*. Dissertação de Mestrado, Curso de Ecologia, INPA/UEA.