

**TRANSPORTE DE FE E MN EM UM SISTEMA RIO-PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO  
(AM): AVALIAÇÃO DO USO DE PEIXES COMO INDICADORES DA INFLUÊNCIA  
DO PULSO DE INUNDAÇÃO**

**LAYRA DE OLIVEIRA SILVA**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO - UENF**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ**

**JUNHO - 2021**

### FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

S586

Silva, Layra de Oliveira.

TRANSPORTE DE FE E MN EM UM SISTEMA RIO-PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO (AM) :  
AVALIAÇÃO DO USO DE PEIXES COMO INDICADORES DA INFLUÊNCIA DO PULSO DE  
INUNDAÇÃO / Layra de Oliveira Silva. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2021.

58 f. : il.

Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte  
Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2021.

Orientador: Inácio Abreu Pestana.

Coorientador: Wanderley Rodrigues Bastos.

1. Ferro . 2. Manganês. 3. Peixes. 4. Pulso de inundação. 5. Amazônia. I. Universidade  
Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

**TRANSPORTE DE FE E MN EM UM SISTEMA RIO-PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO (AM):  
AVALIAÇÃO DO USO DE PEIXES COMO INDICADORES DA INFLUÊNCIA DO  
PULSO DE INUNDAÇÃO**

**LAYRA DE OLIVEIRA SILVA**

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

**Orientador:** Dr. Inácio Abreu Pestana (LCA/CBB/UENF)

**Coorientador:** Prof. Wanderley Rodrigues Bastos (LABGEO/UNIR)

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ**

**Junho – 2021**

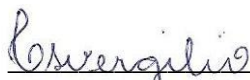
**TRANSPORTE DE FE E MN EM UM SISTEMA RIO-PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO (AM):  
AVALIAÇÃO DO USO DE PEIXES COMO INDICADORES DA INFLUÊNCIA DO  
PULSO DE INUNDAÇÃO**

**LAYRA DE OLIVEIRA SILVA**

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em: **08/06/2021**

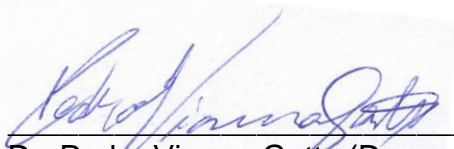
Comissão Examinadora:



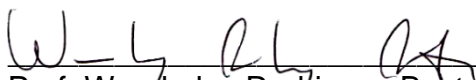
Prof.ª Cristiane dos Santos Vergílio (Dr.ª em Biociências e Biotecnologia) - UFES



Prof. Carlos Veiga de Carvalho (Dr. em Geociências – Geoquímica) – UENF



Dr. Pedro Vianna Gatts (Dr. em Dinâmica dos Oceanos e da Terra) – UENF



Prof. Wanderley Rodrigues Bastos (Dr. em Ciências Biológicas – Biofísica) – UNIR  
(Coorientador)



Dr. Inácio Abreu Pestana (Dr. em Ecologia e Recursos Naturais) – UENF (Orientador)



Governo do Estado do Rio de Janeiro  
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro  
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

## DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Dissertação intitulada “TRANSPORTE DE FE E MN EM UM SISTEMA RIO-PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO (AM): AVALIAÇÃO DO USO DE PEIXES COMO INDICADORES DA INFLUÊNCIA DO PULSO DE INUNDAÇÃO” de autoria de Layra de Oliveira Silva, defendida no dia 08 de junho de 2021.

Campos dos Goytacazes, 03 setembro de 2021

Marina Satika Suzuki  
Coordenadora PPG-ERN / UENF  
ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 03/09/2021, às 18:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 21º e 22º do [Decreto nº 46.730, de 9 de agosto de 2019](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=6](http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6), informando o código verificador **21834257** e o código CRC **04351EDB**.

Referência: Processo nº SEI-260009/002124/2021

SEI nº 16736771

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602  
Telefone: - www.uenf.br

**Dedico à memória da Professora  
Cristina Maria Magalhães de Souza**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que me permitiu chegar até aqui. Sem Ele, nada disso teria se concretizado.

Agradeço aos meus familiares, em especial a minha mãe Gilma, meu pai Marinaldo, minhas irmãs Nathália e Tamires, minha tia Marizete, minhas avós Maria e Marieta, e meus padrinhos Helvia e Francisco, que me apoiaram em cada passo dessa jornada.

Agradeço ao meu namorado David por todo amor e cuidado que tem comigo.

Agradeço à Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Cristina Maria Magalhães de Souza, que hoje já não se encontra entre nós, mas que me deu a oportunidade de fazer parte desse grupo de pesquisa. Para sempre serei grata e a guardarei em meu coração.

Agradeço ao meu orientador Dr. Inácio Pestana por toda atenção, carinho, ensinamentos e dedicação para que esse trabalho pudesse ser realizado. Sem dúvida, é uma das pessoas que mais me inspira nessa vida.

Agradeço ao Professor Wanderley Rodrigues Bastos pelo apoio e orientação, e a UNIR pela colaboração e concessão das amostras que foram utilizadas nesse estudo.

Aos amigos do nosso grupo de pesquisa, que tornaram os meus dias de trabalho mais alegres. Aos meus amigos Cícero, Ershiley e Silvana por compartilharem comigo de todos os momentos bons e difíceis eu vivi durante esse curso. A Luiza, minha companheira de todos os dias. Obrigada por partilhar comigo esse momento único e lindo de nossas vidas! A Lucas, Sophia, Paula, Ralph, Felipe, Daniele e Alexandre, pela amizade e companheirismo no trabalho e nos estudos.

Agradeço ao LCA da UENF pelas determinações químicas.

Agradeço a FAPERJ e a CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

## SUMÁRIO

<b>Lista de Abreviações.....</b>	<b>Viii</b>
<b>Lista de Tabelas.....</b>	<b>iX</b>
<b>Lista de Figuras.....</b>	<b>X</b>
<b>Resumo .....</b>	<b>Xi</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>Xii</b>
<b>Este estudo.....</b>	<b>Xiii</b>
<b>1. Introdução geral.....</b>	<b>1</b>
1.1. Peixes na Amazônia e acumulação de metais.....	1
1.2. Influência do Pulso de Inundação na alimentação dos peixes.....	3
1.3. Isótopos estáveis na ecologia alimentar.....	4
1.4. Metais em ambientes aquáticos.....	5
1.5. O pulso de inundação e a mistura das águas.....	6
1.6. Ferro e Manganês.....	7
<b>Transporte de Fe e Mn em um sistema rio-planície de inundação (AM):     avaliação do uso de peixes como indicadores da influência do pulso de     inundação .....</b>	<b>9</b>
<b>1. Introdução.....</b>	<b>11</b>
<b>2. Material e métodos.....</b>	<b>13</b>
2.1 Área de estudo.....	13
2.2. Amostragem e tratamento de amostras.....	14
2.3. Análises Químicas.....	15
2.3.1 Determinação de Fe e Mn.....	15
2.3.2 Isótopos estáveis de Carbono e Nitrogênio.....	16
2.4. Análise estatística.....	16
<b>3. Resultados.....</b>	<b>17</b>
3.1. Ferro e Manganês.....	17
3.2. Assinatura Isotópica de Carbono e Nitrogênio.....	19
<b>4. Discussão.....</b>	<b>21</b>
4.1. Carnívoro ( <i>Cichla pleiozona</i> ).....	21
4.2. Herbívoro ( <i>Mylossoma duriventre</i> ).....	23
4.3. Detritívoro ( <i>Prochilodus nigricans</i> ).....	24
4.4. Piscívoro ( <i>Serrasalmus rhombeus</i> ).....	25
4.5. Antagonismo Fe x Mn e a influência dos hábitos alimentares.....	25
4.6. Assinatura Isotópica de Carbono e Nitrogênio.....	26
<b>5. Conclusão.....</b>	<b>28</b>
<b>6. Referências bibliográficas.....</b>	<b>29</b>
<b>7. Material suplementar.....</b>	<b>35</b>
<b>2. Considerações finais.....</b>	<b>38</b>
<b>3. Referências bibliográficas.....</b>	<b>39</b>



## LISTA DE ABREVIações

**MPS** – Material Particulado em Suspensão

$\delta^{13}\text{C}$  – Resultado de  $(^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{amostra}} / ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{Pee Dee}} - 1) \cdot 100$

**RJ** – Rio de Janeiro

**Plantas C<sub>3</sub>** – Plantas que produzem fosfoglicerato como primeiro composto da fotossíntese

**Plantas C<sub>4</sub>** – plantas que reduzem o CO<sub>2</sub> ácido aspártico ou ácido málico

**Plantas CAM** – Plantas cuja atividade enzimática é dependente da luminosidade

**p** – Probabilidade de observação de um dado, assumindo como verdadeira a hipótese nula

**R<sup>2</sup>** – Coeficiente de determinação múltiplo de um modelo geral ou generalizado linear

**LCA** – Laboratório de Ciências Ambientais

**CBB** – Centro de Biociências e Biotecnologia

**UENF** – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

**UNIR** – Universidade Federal de Rondônia

**FAPERJ** – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Espécies e número de indivíduos coletados de acordo com os hábitos alimentares e período hidrológico.....	<b>15</b>
---	-----------

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização da área de estudo ..... 14
- Figura 2** – Concentração ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) de Fe e Mn em músculo (peso úmido) de peixes (carnívoro, herbívoro, detritívoro e piscívoro) do Lago Puruzinho..... 18
- Figura 3** – Assinatura isotópica de Carbono e Nitrogênio em músculo (peso úmido) de peixes em função da concentração ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) de Fe e Mn..... 20

## RESUMO

O objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica de transporte do Fe e Mn do rio Madeira (ecossistema de águas brancas) para o lago Puruzinho (ecossistema de águas pretas) no período de seca (vazante e águas baixas) e cheia (enchente e águas altas) usando peixes coletados no lago de diferentes hábitos alimentares (carnívoros, piscívoros, herbívoros e detritívoros) como bioindicadores. Espera-se que a variação sazonal da concentração desses elementos no músculo dos peixes seja contrastante, devido a diferenças no comportamento desses dois elementos durante a mistura de águas dos dois ecossistemas com características físico-químicas distintas. As determinações de Fe e Mn foram realizadas no tecido muscular desses peixes (massa seca) por meio de espectrometria de emissão ótica (ICP-OES) e conjugados com dados de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio. Os resultados mostraram que o Fe e Mn se comportam de maneira antagônica no músculo da espécie carnívora e herbívora. A maior concentração de Fe foi encontrada na espécie herbívora ( $21,87 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). A concentração mais alta de Mn ocorreu na espécie detritívora ( $2,37 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). A única espécie que refletiu um padrão comportamental semelhante para os dois elementos (Fe e Mn) foi a piscívora. A alimentação é o fator determinante para a acumulação de Fe e Mn nas espécies avaliadas. Somente a espécie carnívora refletiu o padrão comportamental esperado de acumulação de Fe e Mn devido ao pulso de inundação, tanto na seca quanto na cheia podendo, dessa forma, ser considerada como uma boa bioindicadora do comportamento desses elementos na água. Os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio foram importantes no entendimento da dieta das espécies estudadas e na compreensão do comportamento do Fe e Mn no músculo dos peixes ao longo dos níveis tróficos, mostrando a ocorrência do fenômeno de biodiluição no músculo das espécies com o aumento do nível trófico.

**Palavras-chave:** Ferro, Manganês, peixes, pulso de inundação, hábitos alimentares, Amazônia.

## **ABSTRACT**

The aim of this study was to evaluate the transport of Fe and Mn from the Madeira river (white water ecosystem) to the Puruzinho lake (black water ecosystem) during the dry season (falling water and low water) and flood (rising water and high water) using fish sampled in the lake from different eating habits (carnivores, piscivores, herbivores and detritivores) as bioindicators. It was expected that the seasonal variation of Fe and Mn concentration in the fish muscle was contrasting, due to differences in the behavior of two elements during the mixing of these two ecosystems with different physical and chemical characteristics. The Fe and Mn determinations were carried out in the fish muscle tissue (dry mass) using optical emission spectrometry (ICP-OES) and they were associated with carbon and nitrogen stable isotope data. The results showed that Fe and Mn behave in antagonistic ways in the muscle of carnivorous and herbivorous species. The highest Fe concentration was found in the herbivorous species ( $21.87 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). The highest Mn concentration was found in the detritivorous species ( $2.37 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Only one species (piscivorous) reflected a similar seasonal pattern for the two elements (Fe and Mn). The eating habits were the determining factor for the accumulation of Fe and Mn in the species evaluated. Only the carnivorous species reflected the expected behavioral pattern of Fe and Mn accumulation due to the flood pulse, both in the dry and flood season, thus being considered a good bioindicator of the behavior of the elements in the water. Stable isotopes of carbon and nitrogen were important to understand the diet of the studied species and in understanding the behavior of Fe and Mn in fish muscle along the trophic chain, showing the occurrence of the biodilution in the muscle of the species with increased trophic level.

**Keywords:** Iron, Manganese, fish, flood pulse, food habits, Amazon.

## **ESTE ESTUDO**

O objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica de transporte do Fe e Mn do rio Madeira para o lago Puruzinho na seca (águas baixas e vazante) e cheia (enchente e águas altas) usando peixes do lago, com diferentes hábitos alimentares (carnívoros, piscívoros, herbívoros e detritívoros), como bioindicadores.

Essa dissertação é composta de (1) uma introdução geral, onde são abordados aspectos relevantes sobre a dinâmica de transporte de Fe e Mn entre corpos hídricos de diferentes características físico-químicas e (2) um artigo científico que contém os resultados desse trabalho.

## **1. Introdução geral**

Na Amazônia, a combinação de chuvas que ocorrem na bacia de drenagem juntamente com o degelo da cordilheira dos Andes todo ano no verão causa um fenômeno denominado “pulso de inundação”. Esse fenômeno é característico dos rios dessa região (Junk *et al.*, 1989) e gera quatro períodos hidrológicos bem definidos (enchente, águas altas, vazante e águas baixas).

O pulso de inundação eleva o nível de água dos rios fazendo com que essa água transborde para a planície de inundação e, assim, é capaz de controlar o funcionamento ecológico, hidrológico, físico, químico e biológico desses ecossistemas. Este fenômeno também é responsável pela transferência de material orgânico do ambiente terrestre para os corpos d’água, alterando sua físico-química (Brito *et al.*, 2017; Tundisi *et al.*, 2002), e por trocas de metais, como o Ferro (Fe) e Manganês (Mn), por exemplo, entre rios e lagos.

Os metais presentes em ecossistemas aquáticos podem se acumular nos tecidos dos peixes, que tendem a refletir os padrões de comportamento desses elementos no meio, facilitando a compreensão da influência do pulso de inundação em ecossistemas distantes. Sendo assim, os peixes podem ser considerados bons bioindicadores, pois podem acumular quantidades expressivas desses metais em seu organismo (Yilmaz, *et al.*, 2010).

São escassos os estudos na Amazônia sobre a transferência de metais de um rio para as planícies de inundação as quais ele influencia, cujas características físicas e químicas são distintas e variáveis durante o ano, quando comparadas com as do rio. A construção de hidrelétricas, rotas de navegação fluvial, expansão urbana e industrial têm alterado o ciclo natural dos metais na bacia do Rio Madeira e, por isso, estudos que visam propor novas ferramentas para o monitoramento desses ambientes são importantes para a região (Leite *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2015).

### **1.1. Peixes na Amazônia e acumulação de metais**

A região amazônica possui uma economia baseada na pesca e se destaca pela riqueza de espécies que possui e também pela quantidade de

pescado que é capturado todo ano (Costa, 2013). Aproximadamente 500 g de peixe são consumidos diariamente *per capita* em uma população de quase 500 mil habitantes que vivem em áreas ribeirinhas e rurais da bacia amazônica (Hacon *et al.*, 2014; IDAM/SEPROR, 2015). Também é possível observar essa importância socioeconômica na bacia do rio Madeira, que é reconhecida pela riqueza e diversidade de espécies de peixes (Doria *et al.*, 2012; Ohara *et al.*, 2015).

O peixe é um produto de elevado valor nutritivo, conhecido como importante fonte de vitaminas como A e D, e minerais como cálcio e fósforo (Soares e Gonçalves, 2012). No entanto, apesar de todos os benefícios para a saúde, o consumo de peixes pode oferecer riscos para o homem enquanto consumidor (Lopes, 2012), pois eles podem acumular metais, essenciais ou não essenciais, em seu organismo através do consumo de água, presas e interações com os sedimentos (Yilmaz, *et al.*, 2010).

Quando os organismos entram em contato com um compartimento ambiental contaminado, estes podem acumular os metais em seus tecidos em um processo denominado bioacumulação. Quando esses metais vão se acumulando de maneira progressiva ao longo da cadeia trófica através da assimilação a partir da alimentação, pode também ocorrer o processo de biomagnificação (Laws, 1993). No entanto, outros elementos podem diminuir suas concentrações à medida que o nível trófico aumenta, sendo esse processo conhecido como biodiluição (Campbell *et al.*, 2005a; Cui *et al.*, 2011; Revenga *et al.*, 2012). O principal meio de transporte dos metais são as águas, através da qual se dispersam para os demais compartimentos ambientais (Gonçalves *et al.*, 2016; Baird, 2002).

Os peixes podem ser considerados como bons bioindicadores, pois podem fornecer informações sobre as condições ambientais de seu habitat, seja pela sua presença ou ausência no local, pelo seu comportamento (Van Gestel e Van Brummelen, 1996; Van Der Oost *et al.*, 2003) ou por mudanças em suas funções vitais e composição química quando estão na presença de contaminantes (Fernandez *et al.*, 2012).



Dessa forma, padrões comportamentais dos metais no ambiente aquático podem ser entendidos a partir da acumulação dos mesmos no organismo dos peixes e, segundo Lemly (1999), essa acumulação é determinada pelo hábito alimentar que pode sofrer influência do pulso de inundação na Amazônia. Isso ocorre porque o ciclo hidrológico amazônico exerce um efeito sobre a quantidade e qualidade de alimentos disponíveis para os organismos que vivem nas planícies de inundação (Junk, 1980; Abujanra *et al.*, 2009).

## **1.2. Influência do Pulso de Inundação na alimentação dos peixes**

Os peixes da região Amazônica confinados em planícies de inundação (várzeas) são submetidos às mudanças das condições do ambiente aquático causadas pelas variações sazonais periódicas da região. Isso gera a necessidade de otimizar seus ganhos energéticos na cheia (enchente e águas altas), que é a época mais favorável (Goulding, 1980), principalmente para as espécies herbívoras. Neste período ocorre o transbordamento do canal dos rios que invadem as áreas de várzea, permitindo que muitos organismos ocupem esses locais em busca de alimento e abrigo. Na cheia também ocorre a frutificação de grande número de espécies de árvores das florestas de várzea, que dispersam suas sementes para outros locais que com a ajuda da água (Kubitzki e Ziburski, 1994). Esses frutos e sementes são fontes energéticas importantes para a alimentação de peixes, principalmente os que estão na base da cadeia alimentar (Goulding, 1980; Waldhoff *et al.*, 1996).

No período da cheia também ocorre a colonização dos lagos de várzeas por plantas aquáticas, que ocupam áreas extensas. As macrófitas aquáticas e capins flutuantes formam um biótopo com alta heterogeneidade ambiental e nichos ecológicos. A parte aérea, formada por folhas e flores, e a parte submersa das macrófitas, composta por raízes, rizomas e folhas, é usada como substrato e alimentação por invertebrados aquáticos. Além disso, são consideradas ambientes de grande riqueza, pois fornecem substrato que abriga uma rica fauna de animais aquáticos, semiaquáticos e terrestres (Piedade e Junk, 2000; Junk e Piedade, 1997; Junk e Robertson, 1997; Junk, 1973).

Durante a estação seca (vazante e águas baixas), os lagos de várzea ficam isolados da floresta presente no seu entorno e o fitoplâncton, pirifítons, zooplâncton, macroinvertebrados e macrófitas aquáticas tornam-se fontes importantes de carbono e de nitrogênio (Junk *et al.*, 1997; Saint-Paul *et al.*, 2000). Com a diminuição de áreas aquáticas na seca, a mortalidade das plantas aquáticas é alta, podendo ter uma redução de até 90% na sua comunidade (Junk, 1980). Segundo Barbosa (2013), no período de seca (vazante e águas baixas) há uma menor oferta de alimentos para os peixes herbívoros e os peixes mais jovens que, ao tentarem retornar para os rios, acabam sendo predados nos canais que ligam os lagos aos rios (igarapés) por peixes carnívoros e/ou piscívoros, favorecidos com relação à alimentação nesses períodos hidrológicos.

### **1.3. Isótopos estáveis na ecologia alimentar**

A investigação sobre a dieta dos peixes pode ser feita através da análise do conteúdo estomacal e/ou isótopos estáveis, que são dois métodos muito utilizados. A análise de conteúdo estomacal utiliza observações diretas para determinar os alimentos presentes no trato digestivo dos peixes (Kawakami e Vazzoler, 1980), mas esclarecem apenas a dieta aparente e não revela com exatidão quais e quanto das fontes disponíveis no habitat são importantes para a manutenção dos estoques das espécies (Araújo-Lima *et al.*, 1986).

Diferentemente da análise de conteúdo estomacal, a análise de isótopos estáveis determina as principais fontes alimentares e mensura a posição trófica que integra a assimilação de energia ou o fluxo de massa através de todas as diferentes vias tróficas de um organismo (Post, 2002). Esse método baseia-se na premissa de que a razão isotópica, que é a proporção entre o isótopo mais pesado e o mais leve, varia de uma forma previsível, de acordo com a ciclagem do elemento na natureza. Quando a matéria orgânica passa por transformações físicas, químicas e biológicas, seus isótopos são discriminados e podem ser utilizados como traçadores naturais (Boutton, 1991). Assim, toda vez que o animal ingerir e assimilar um determinado alimento, o sinal isotópico desse alimento será refletido em seus tecidos.

A determinação da composição isotópica do tecido animal e suas possíveis fontes fornece informações quantitativas sobre as contribuições relativas de cada uma dessas fontes para sua alimentação (DeNiro e Epstein, 1978). Dessa forma, a composição isotópica dos consumidores da base da cadeia trófica reflete a composição isotópica dos produtores primários que, por sua vez, reflete as características do ambiente que vivem (Reich e Worthy, 2006).

Em estudos de ecologia, as razões isotópicas mais utilizadas são as de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) (Peterson e Fry, 1987), expressas pela notação delta ( $\delta$ ), com unidade em parte por mil (‰). Essas razões medem a diferença entre a razão do isótopo pesado e leve na amostra e essa mesma razão no material de referência, podendo ser positiva ou negativa. Os isótopos de carbono permitem determinar as fontes de carbono usadas por consumidores (Vander Zanden e Rasmussen 2001, Post 2002) e os de nitrogênio, por sua vez, são utilizados nas estimativas de posição trófica (Philippsen e Benedito, 2013).

Para o uso dos isótopos estáveis como metodologia em estudos alimentares, é necessário que as fontes que compõem a dieta do animal estudado tenham sinais isotópicos distintos. Nos ecossistemas aquáticos, por exemplo, as plantas aquáticas e terrestres (indiretamente), são fontes primárias de energia utilizadas pelos animais (Boutton, 1991; Forsberg *et al.*, 1993) e são bem discriminadas isotopicamente de acordo com a via fotossintética de assimilação de carbono ( $\text{C}_3$ ,  $\text{C}_4$  e CAM).

Visto que a alimentação é fundamental na acumulação de metais no organismo dos peixes, as informações sobre as fontes que compõem a alimentação e sobre a posição desses peixes na cadeia trófica são essenciais para a compreensão da ciclagem de elementos em ecossistemas aquáticos.

#### **1.4. Metais em ambientes aquáticos**

Os metais ocorrem nos ecossistemas aquáticos e incluem elementos essenciais como ferro (Fe), manganês (Mn), iodo (I), cobalto (Co) cobre (Cu) entre outros que são requeridos em pequenas quantidades no metabolismo dos seres vivos. Mesmo tendo função biológica conhecida, esses elementos podem

apresentar toxicidade aos organismos quando em concentrações mais elevadas (Farrel *et al.*, 2011).

Os processos naturais contribuem para o incremento das concentrações de metais nos ambientes aquáticos através do processo de intemperismos das rochas e lixiviação dos solos (Sahoo *et al.*, 2017). Por outro lado, as principais fontes antrópicas para o ambiente são atividades como a mineração (Ribeiro *et al.*, 2017), uso indevido do solo na agricultura e descarga de efluentes domésticos e industriais (Lopes *et al.*, 2004).

Em ambientes lacustres, os metais podem interagir com outros solutos, formar complexos e permanecer em solução (Guinoiseau *et al.*, 2016), ou também podem se associar ao material particulado, quando se ligam a substâncias inorgânicas e moléculas orgânicas por adsorção. Além disso, podem ser assimilados por microrganismos (Bubb; Lester, 1991). Os metais associados ao material particulado em suspensão (MPS) podem precipitar e acumular no sedimento e, posteriormente, podem retornar à coluna d'água através de processos de mineralização mediados pela biota ou pela dessorção de partículas mediadas pela variação físico-química da água (Mozeto, 2004; Guilherme *et al.*, 2005).

Observando as possíveis formas em que esses metais podem se apresentar na água, é importante destacar o papel do pulso de inundação na Amazônia. Este fenômeno afeta significativamente a físico-química de ecossistemas aquáticos influenciados por ele, como as planícies de inundação (Junk; Wantzen, 2003; Viers *et al.*, 2005), além de ser fonte de MPS e metais associados para esses ambientes (Guinoiseau *et al.*, 2016).

### **1.5. O pulso de inundação e a mistura das águas**

Assim como acontece com grande parte dos lagos da Amazônia, a hidrodinâmica do lago Puruzinho sofre influência do pulso de inundação e está sujeita à influência do MPS proveniente do rio Madeira em períodos de águas altas. O rio Madeira é um afluente do rio Amazonas que tem nascente na Bolívia e é classificado como um rio de águas brancas devido à grande carga de sedimentos em suspensão transportada por ele (Sioli, 1968),

predominantemente argilosos (Guyot *et al.*, 2007). Na coluna d'água, elementos como ferro (Fe) e Manganês (Mn) se ligam principalmente à fração particulada com granulometria menor que 0,22  $\mu\text{m}$  (Guinoiseau *et al.*, 2016).

Os rios de águas brancas têm o pH próximo ao neutro, possuem íons de cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e Magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) muito concentrados e entre os metais destacam-se Manganês (Mn), Bário (Ba), Cobre (Cu), entre outros. Por outro lado, ecossistemas de águas pretas, como o lago Puruzinho, possuem elevada quantidade de matéria orgânica resultante da lixiviação dos solos da floresta ao longo de sua margem, pouco sedimento em suspensão, baixo pH (4,0 - 6,0) e Fe, Mn, Al, são os constituintes mais concentrados (Edmond *et al.* 1995, Mortatti e Probst 2003, Tardy *et al.* 2005).

O pulso de inundação e as diferenças físico-químicas contrastantes entre as características do rio Madeira (águas brancas) e do Lago Puruzinho (águas pretas) levantam a questão do comportamento de elementos como Fe e Mn no lago após a mistura de suas águas e como os peixes podem refletir esse comportamento. Aucour *et al.* (2003) realizaram um estudo sobre as mudanças de particionamento de Fe e Mn nas frações dissolvidas e particuladas durante o estágio inicial da mistura de um ecossistema de águas pretas (Rio Negro) e águas brancas (Rio Solimões) na bacia do rio Amazonas para entender os processos geoquímicos que poderiam controlar essa dinâmica. Eles observaram que o Fe e Mn se comportaram de maneiras opostas durante a misturas das águas: enquanto as concentrações de Fe diminuíram na fração dissolvida durante o início da mistura, o Mn foi o único elemento que apresentou aumento de concentração.

## **1.6. Ferro e Manganês**

Dentre os oito elementos químicos mais abundantes na crosta terrestre, o Fe ocupa o quarto lugar (5% da massa da crosta) e é encontrado na natureza principalmente na forma de óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos, geralmente, na forma cristalina. Na coluna d'água ele participa de uma vasta gama de reações químicas assim como de processos que controlam a mobilidade de outros íons na natureza (Duarte, 2019).

Na água, o ferro pode se apresentar na forma iônica ou complexada, como íon di ( $\text{Fe}^{2+}$  ou Fe II) ou trivalente ( $\text{Fe}^{3+}$  ou Fe III), em estado coloidal ou disperso. Em condições de anoxia na água ou pH ácido, o Fe ocorre na forma iônica (Fe II), e em condições de aerobiose, íons ferrosos são convertidos a íons férricos (Fe III) formando hidróxidos de ferro insolúveis (APHA/AWWA, WPCF, 1998; Fresenius, Quenetin e Schneider, 1988). O excesso de ferro dissolvido na água pode gerar flocos de Fe nas brânquias dos peixes, levando à obstrução e acarretando perturbações respiratórias (Bury *et al.*, 2003). Animais com dietas ricas em Fe podem apresentar crescimento reduzido, mortalidade, diarreia, danos histopatológicos nas células do fígado, entre outros danos. (Lim *et al.*, 2001).

O Mn é menos abundante que o Fe, compreendendo aproximadamente 0,1% da crosta terrestre (ATSDR, 2000). O Mn é um elemento essencial, ou seja, possui função biológica conhecida e participa de vários processos biológicos como os associados ao metabolismo e à reprodução, funcionando na maioria das vezes como um cofator enzimático (Prestifilippo *et al.*, 2007). Em altas concentrações ele pode afetar negativamente os organismos, causando alterações metabólicas (Partridge e Lymbery, 2009), peroxidação lipídica e estresse oxidativo (Almeida *et al.*, 2002). Sua toxicidade se deve principalmente a sua capacidade de interferir em reações enzimáticas e também a sua baixa mobilidade que faz com que o elemento se acumule nos tecidos, modificando profundamente o metabolismo do organismo (Qu *et al.*, 2014).

Para o nosso conhecimento, esse é o primeiro estudo realizado em um sistema rio-planície de inundação na região amazônica que visa avaliar se a transferência de Fe e Mn entre esses dois ecossistemas é refletida também nos peixes que habitam essas planícies. Também é o primeiro estudo que visa avaliar se a mudança de particionamento de Fe e Mn entre as frações particulada e dissolvida da coluna d'água, que ocorre durante a mistura de água com características físico-química distintas (ex.: águas brancas e águas pretas), é refletida pelos peixes e como seus hábitos alimentares influenciam nesse comportamento.

**Artigo**

**Transporte de Fe e Mn em um sistema rio-planície de inundação (AM):  
avaliação do uso de peixes como indicadores da influência do pulso de  
inundação**

## **Transporte de Fe e Mn em um sistema rio-planície de inundação (AM): avaliação do uso de peixes como indicadores da influência do pulso de inundação**

### **RESUMO**

O objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica de transporte do Fe e Mn do rio Madeira (ecossistema de águas brancas) para o lago Puruzinho (ecossistema de águas pretas) no período de seca (vazante e águas baixas) e cheia (enchente e águas altas) usando peixes coletados no lago de diferentes hábitos alimentares (carnívoros, piscívoros, herbívoros e detritívoros) como bioindicadores. Espera-se que a variação sazonal da concentração desses elementos no músculo dos peixes seja contrastante, devido a diferenças no comportamento desses dois elementos durante a mistura de águas dos dois ecossistemas com características físico-químicas distintas. As determinações de Fe e Mn foram realizadas no tecido muscular desses peixes (massa seca) por meio de espectrometria de emissão ótica (ICP-OES) e conjugados com dados de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio. Os resultados mostraram que o Fe e Mn se comportam de maneira antagônica no músculo da espécie carnívora e herbívora. A maior concentração de Fe foi encontrada na espécie herbívora ( $21,87 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). A concentração mais alta de Mn ocorreu na espécie detritívora ( $2,37 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). A única espécie que refletiu um padrão comportamental semelhante para os dois elementos (Fe e Mn) foi a piscívora. A alimentação é o fator determinante para a acumulação de Fe e Mn nas espécies avaliadas. Somente a espécie carnívora refletiu o padrão comportamental esperado de acumulação de Fe e Mn devido ao pulso de inundação, tanto na seca quanto na cheia podendo, dessa forma, ser considerada como uma boa bioindicadora do comportamento desses elementos na água. Os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio foram importantes no entendimento da dieta das espécies estudadas e na compreensão do comportamento do Fe e Mn no músculo dos peixes ao longo dos níveis tróficos, mostrando a ocorrência do fenômeno de biodiluição no músculo das espécies com o aumento do nível trófico.

**Palavras-chave:** Ferro, Manganês, peixes, pulso de inundação, hábitos alimentares, Amazônia.



## 1. Introdução

Os metais presentes em ecossistemas aquáticos podem se acumular nos tecidos dos peixes, que tendem a refletir os padrões de comportamento desses elementos no meio, facilitando a compreensão da influência do pulso de inundação em ecossistemas distantes. Sendo assim, os peixes podem ser considerados bons bioindicadores, pois podem acumular quantidades expressivas desses metais em seu organismo (YILMAZ, *et al.*, 2010).

Peixes da região amazônica são submetidos às mudanças das condições do ambiente aquático causadas pelos períodos hidrológicos da região (Goulding, 1980). O pulso de inundação amazônico exerce um efeito sobre a quantidade e qualidade de alimentos disponíveis para os organismos que vivem nas planícies de inundação (Junk, 1980; Abujanra *et al.*, 2009). Dessa forma, padrões comportamentais dos metais no ambiente aquático podem ser entendidos a partir da acumulação dos mesmos no organismo dos peixes e, segundo Lemly (1999), essa acumulação é determinada pelo comportamento alimentar que sofre influência direta do pulso de inundação.

Assim como acontece com grande parte dos lagos da Amazônia, a hidrodinâmica do lago Puruzinho, que é um ecossistema de águas pretas, sofre influência do pulso de inundação e está sujeita à influência dos materiais particulados em suspensão (MPS) provenientes do rio Madeira em períodos de águas altas. O rio Madeira é um afluente do rio Amazonas que tem nascente na Bolívia e é classificado como um rio de águas brancas devido à grande carga de sedimentos em suspensão (Sioli, 1968) que são predominantemente sedimentos de argila (Guyot *et al.*, 2007). Na coluna d'água, elementos como ferro (Fe) e Manganês (Mn) se ligam principalmente à fração particulada com granulometria menor que 0,22  $\mu\text{m}$  (Guinoiseau *et al.*, 2016).

Aucour *et al.* (2003) realizaram um estudo sobre as mudanças de particionamento de metais entre as frações particulada e dissolvida da coluna d'água durante o estágio inicial da mistura de águas de ecossistemas de águas pretas (Rio Negro) e as águas brancas (Rio Solimões) na bacia do rio Amazonas para entender os processos geoquímicos que poderiam controlar a dinâmica de metais entre esses compartimentos. Os resultados mostraram que o Fe e Mn se

comportaram de maneiras distintas durante a misturas das águas: enquanto as concentrações de Fe diminuíram na fração dissolvida durante o início da mistura, o Mn apresentou aumento de concentração.

O pulso de inundação e as diferenças físico-químicas contrastantes entre as características do rio Madeira (águas brancas) e do Lago Puruzinho (águas pretas) levantam a questão do comportamento de elementos como Fe e Mn no lago após a mistura de suas águas e, nesse sentido, determinar as suas concentrações em peixes pode ajudar na elucidação do ciclo desses elementos no meio aquático e sua dinâmica de interação com esses organismos. Carvalho *et al.* (2018) avaliaram como a transferência de metais do rio Madeira alterava a dinâmica de metais no lago Puruzinho, porém esse estudo foi realizado apenas para o sedimento do lago. Para o nosso conhecimento, é a primeira vez que se avalia a utilização de peixes como bioindicadores da influência do pulso de inundação para se estudar a transferência e dinâmica de metais entre esses dois tipos de ecossistemas.

Com isso, o objetivo desse estudo é avaliar a dinâmica de transporte do Fe e Mn do rio Madeira para o lago Puruzinho na seca (águas baixas e vazante) e cheia (enchente e águas altas) usando peixes do lago Puruzinho de diferentes hábitos alimentares (carnívoros, piscívoros, herbívoros e detritívoros) como bioindicadores, a fim de (I) avaliar a dinâmica do transporte desses elementos do rio Madeira para o lago Puruzinho e (II) avaliar como a interrelação entre os períodos hidrológicos e hábitos alimentares influenciam na acumulação desses elementos no músculo dos peixes avaliados. Nossas hipóteses são duas: (I) visto que o Fe e o Mn têm comportamentos contrastantes na fração dissolvida durante a mistura de corpos de águas brancas e águas pretas que acontecem na cheia, de forma que enquanto o Mn aumenta o Fe diminui (Aucour *et al.*, 2003), espera-se que o padrão de concentração desses elementos no músculo dos peixes seja igualmente contrastante. (II) Levando em consideração a dinâmica geoquímica desses elementos (Aucour *et al.*, 2003) e suas diferenças nas concentrações basais do sedimento do lago Puruzinho (Carvalho *et al.*, 2018), é esperado que as concentrações de Fe sejam mais altas nas espécies detritívoras devido a sua alimentação ser baseada em sedimentos orgânicos presentes no fundo do lago, que possuem elevados teores de Fe, como mostrado por Carvalho *et al.* (2018),

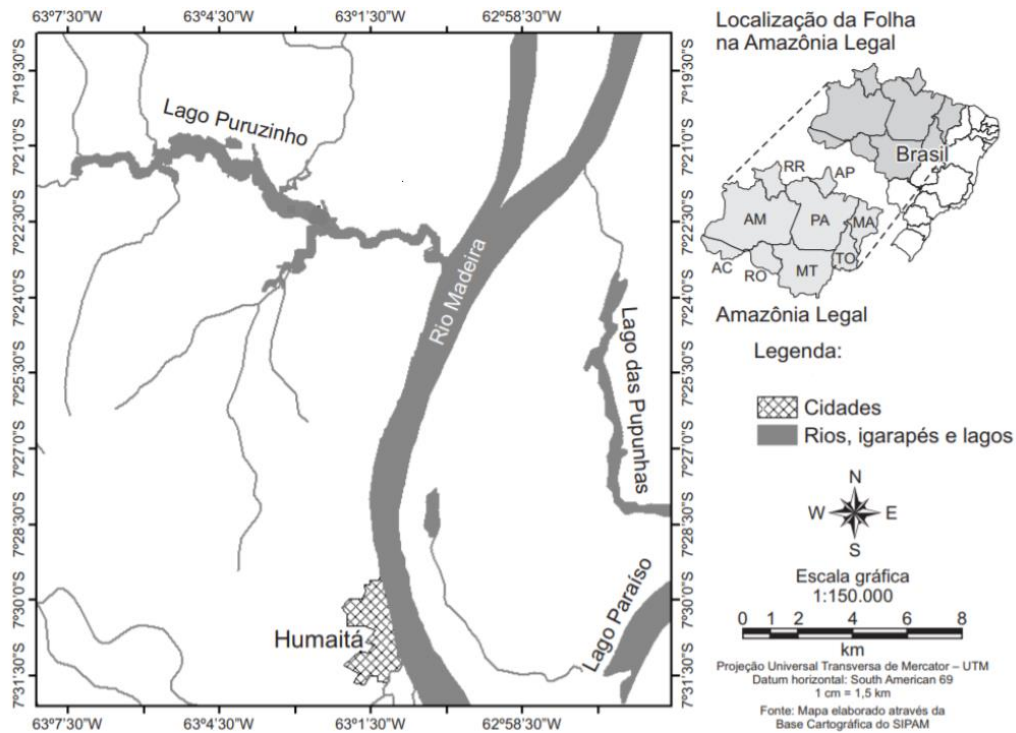
ao longo dos períodos hidrológicos. Também é esperado que as concentrações de Mn sejam mais altas em peixes herbívoros pescados no período de cheia, quando ocorre a mistura de águas do rio Madeira com a do lago trazendo nutrientes, o que favorece o crescimento de macrófitas aquáticas que acumulam grandes quantidades de metais (Viers *et al.*, 2005) presentes na fração dissolvida.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1. Área de Estudo**

Este estudo foi realizado no lago Puruzinho, localizado próximo ao município de Humaitá, no Amazonas (Figura 1), que possui uma área aproximada de 4,84 Km<sup>2</sup> durante a estação seca e está situado entre as latitudes 07° 20' 53 "S e 07° 22' 38" S e as longitudes entre 63° 05' 05 " W e 63° 00' 57" W. O lago Puruzinho é classificado como um ecossistema de águas pretas e possui altas concentrações de matéria orgânica dissolvida, pH ácido, baixa produtividade primária e baixa concentração de material particulado em suspensão (Wissmar *et al.*, 1981; Almeida *et al.*, 2014). Ele pertence à bacia de drenagem do rio Madeira, que é classificado como um rio de águas brancas que possui pH neutro e altas concentrações de íons e partículas em suspensão que foram erodidas na região andina (Sioli, 1967).

Em relação à coluna de água, o lago Puruzinho possui períodos anóxicos (águas baixas) e hipóxicos (águas altas) (Almeida, 2006; Nascimento *et al.*, 2006; Azevedo-Silva, 2011) por sofrer forte influência do regime hidrológico da região. Com isso, durante o período de águas altas suas águas se conectam com as águas do Rio Madeira e a sua coluna d'água pode atingir 12,5 m enquanto no o período de águas baixas a coluna d'água pode chegar a 0,30 m, sendo a maior e menor altura de coluna d'água já ocorrida no lago, respectivamente (Almeida *et al.*, 2014). Em 2004, a Universidade Federal de Rondônia e a Universidade Federal do Rio de Janeiro realizaram um censo que mostrou que a população dessa área era de 164 moradores (Oliveira, 2006). Essa população vive da agricultura e a sua principal fonte de proteína são os peixes (Fonseca, 2007).



**Figura 1.** Localização da área de estudo (Adaptado de Nascimento *et al.*, 2007).

## 2.2. Amostragem e Tratamento das Amostras

Duzentos e sessenta e sete (N = 267) indivíduos com hábitos alimentares distintos (carnívoros, piscívoros, herbívoros e detritívoros) foram comprados de pescadores da região e são referentes aos períodos de enchente, águas altas, vazante e águas baixas (Tabela 1). Segundo Cella-Ribeiro *et al.* (2016), as espécies carnívoras se alimentam de variados tipos de recursos de origem animal, sejam eles vertebrados ou invertebrados; as espécies piscívoras possuem uma dieta composta basicamente por outros peixes; as espécies herbívoras se alimentam de vegetais e restos vegetais e as espécies detritívoras se alimentam de matéria orgânica particulada em alto estágio de decomposição, contendo argila, micro-organismos e também, alguns compostos inorgânicos associados.

Os peixes foram pescados (redes com malhas de 30, 40 e 60 mm) durante os quatro ciclos hidrológicos entre dezembro de 2017 e outubro de 2018: Enchente (dezembro de 2017 - fevereiro de 2018), águas altas (abril de 2018), vazante (setembro de 2018) e águas baixas (outubro de 2018). Apenas peixes adultos foram amostrados. Os dados sobre o nível da água do Lago do

Puruzinho durante os meses de amostragem não foram coletados, mas foram obtidos dados da vazão e nível de água do rio Madeira (ANA, 2019), medidos na estação de Humaitá, referentes ao período de amostragem (Material suplementar 1).

**Tabela 1.** Espécies e número de indivíduos coletados de acordo com os hábitos alimentares e período hidrológico.

	<b>Carnívoro</b>	<b>Piscívoro</b>	<b>Herbívoro</b>	<b>Detritívoro</b>
	<i>Cicla pleiozona</i> (Tucunaré)	<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Piranha Preta)	<i>Mylossoma duriventre</i> (Pacu)	<i>Prochilodus nigricans</i> (Curimatá)
<b>Enchente</b>	6	10	13	16
<b>Águas altas</b>	20	10	20	20
<b>Vazante</b>	35	20	25	20
<b>Águas baixas</b>	12	14	6	20
<i>Total por Espécie</i>	73	54	64	76
<i>Total geral</i>	<b>267</b>			

Os indivíduos comprados foram medidos e pesados para obtenção do comprimento e peso total. O tecido muscular foi extraído com bisturi, pinça e tesoura inoxidáveis na Universidade Federal de Rondônia e enviados ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, onde foram liofilizados (FreezeDry System, Labconco, Model 7522900, Kansas City, USA) e macerados utilizado gral e pistilo.

## 2.3. Análises Químicas

### 2.3.1. Determinação de Fe e Mn

A determinação de Fe e Mn no músculo (1,0 g peso seco) ocorreu da seguinte maneira (adaptado de Paez-Osuna *et al.* 1995): (i) extração com 2 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% e 10 mL de HNO<sub>3</sub> 65%; (ii) aquecimento progressivo começando a

60 °C e terminando a 120 °C até a completa solubilização da amostra; e (iii) filtração com filtro Whatman 40, seguida de aferição do volume até 35 mL com água ultra-pura (milli-Q, Millipore, Cambridge, MA, USA).

A determinação do Fe e Mn foi feita por espectrometria de emissão ótica (IPC-OES 720 ES, Varian, Australia) com limites de detecção de 0,023 e 0,010  $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ , respectivamente. O controle de qualidade analítico das amostras foi avaliado por meio de réplicas, brancos e pela utilização do material certificado de referência (DORM-3). O coeficiente de variação das réplicas foi < 10 % para ambos os elementos e a recuperação para Fe e Mn foi de 78 %  $\pm$  0,03 e 83 %  $\pm$  0,04 (n=3), respectivamente. As análises foram realizadas no Laboratório de Ciências Ambientais.

### **2.3.2. Isótopos estáveis de Carbono e Nitrogênio**

Os dados relativos à determinação das razões isotópicas de carbono e nitrogênio foram extraídos de Azevedo *et. al* (2021) que utilizaram as mesmas amostras desse estudo. A análise foi feita em um espectrômetro de massa Thermo Finnigan Delta V Advantage (espectrômetro de massa da razão de isótopos, IRMS, Thermo Scientific, Milão, Itália) juntamente com um analisador elemental orgânico Flash 2000 (Thermo Scientific, Milan, Italy), utilizando uma parte do músculo dorsal dos peixes. Os autores utilizaram o Pee Dee Belemnite (PDB) e nitrogênio atmosférico como padrões para o  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ , respectivamente. Foram feitas triplicatas a cada 20 amostras para testar a precisão analítica e coeficiente de variação entre réplicas foi  $\pm$  0,2 ‰ para  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\pm$  0,3 ‰ para  $\delta^{15}\text{N}$ . Foram utilizados padrões certificados (Protein OAS/Isótopo Cert 114.859; Microanálise Elemental, Reino Unido) para determinar a exatidão do método. Além disso, a assinatura do  $\delta^{13}\text{C}$  foi corrigida para remover a influência dos lipídios (McConnaughey & McRoy, 1979).

## **2.4. Análise estatística**

As análises estatísticas foram conduzidas no programa estatístico R (R Core Team, 2021). Linhas de tendências extraídas de regressões quadráticas

(função lm, base package, R Core Team, 2021) foram plotadas para o Fe e Mn ao longo dos períodos hidrológicos. Além disso, regressões lineares (função lm, base package, R Core Team, 2021) também foram utilizadas para avaliar a relação das concentrações Fe e Mn com os dados biométricos de comprimento e peso total, e para avaliar a relação de ambos os elementos com os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ). Nas análises de regressão entre as concentrações dos elementos químicos e os isótopos estáveis, a distribuição elemento-isótopo foi representada através de elipses (função data.ellipse, car package; Fox e Weisberg 2019) construídas à 1 desvio-padrão de distância de seu centroide (intervalo de confiança de 68%).

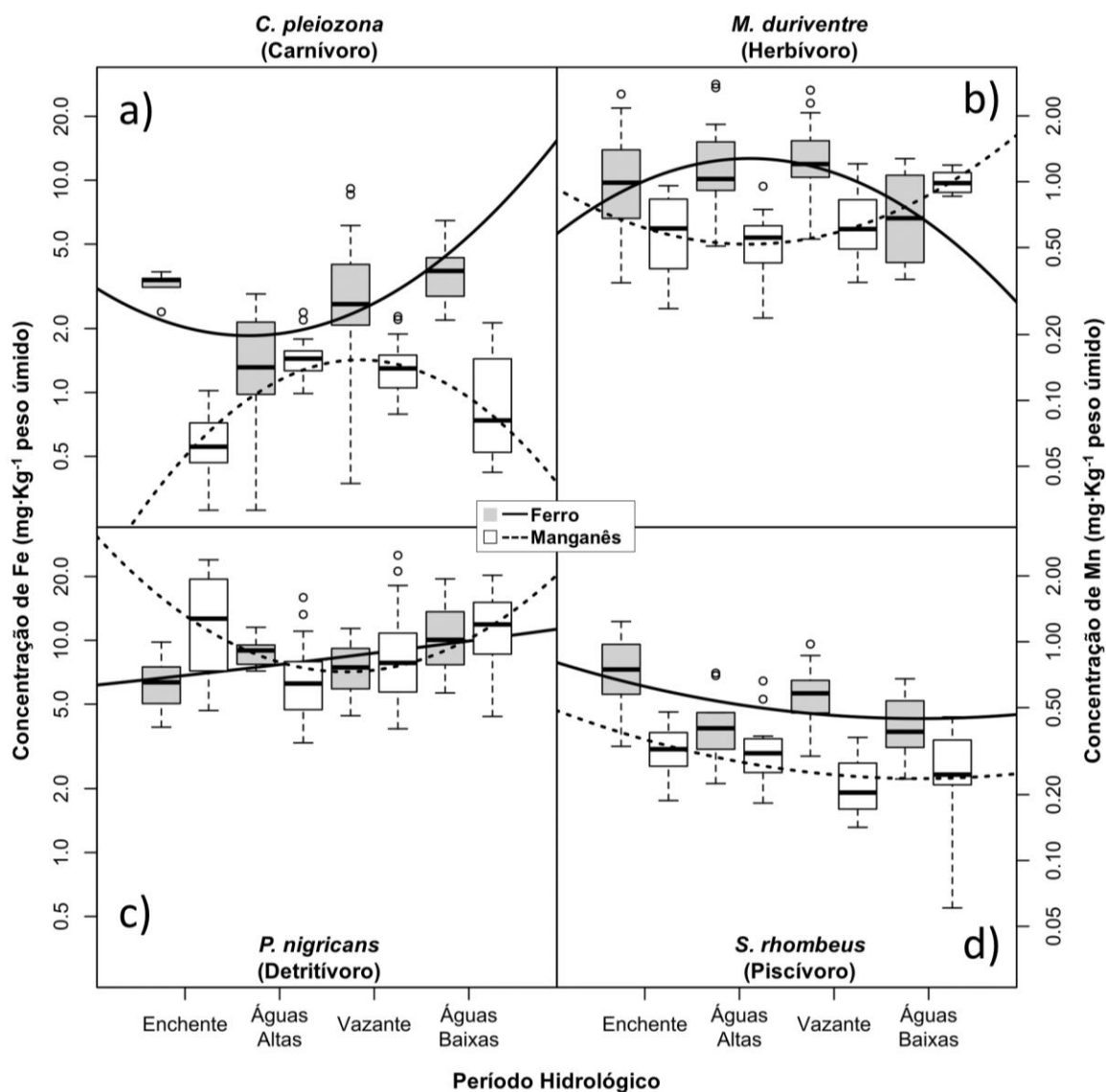
Uma função de verossimilhança máxima (boxcox, MASS package, Venables e Ripley, 2002) foi utilizada para realizar transformações nos dados, quando necessário, de forma a atender as premissas das regressões lineares realizadas (normalidade, linearidade, homocedasticidade). As regressões foram validadas utilizando gráficos diagnósticos (Altman & Krzywinski, 2016). Em todos os casos foi assumido um erro tipo I *a priori* de 5% ( $\alpha = 0,05$ ).

### 3. Resultados

#### 3.1. Ferro e Manganês

As maiores medianas das concentrações de Fe foram encontradas no músculo da espécie herbívora (*Mylossoma duriventre*), seguida pela espécie detritívora (*Prochilodus nigricans*), carnívora (*Cichla pleiozona*) e as menores concentrações foram encontradas no músculo da espécie piscívora (*Serrasalmus rhombeus*), com valores mínimos e máximos variando de 0,28 a 21,87 mg.kg<sup>-1</sup>, considerando as quatro espécies (Figura 2). As maiores medianas das concentrações de Mn foram encontradas no músculo da espécie detritívora, seguida pela herbívora, carnívora, e as menores medianas foram encontradas na espécie piscívora, com valores mínimos e máximos variando de 0,06 a 2,36 mg.kg<sup>-1</sup>. A maioria das relações de Fe e Mn com as variáveis biométricas (peso e comprimento) não apresentaram significância e, quando apresentaram, tiveram seu coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) baixo (Material suplementar 2 e 3), o que é esperado visto que apenas peixes adultos foram coletados. Portanto, a

influência das variáveis biométricas dos peixes nas concentrações de Fe e Mn não foi levada em consideração para apresentação dos resultados.



**Figura 2.** Concentração ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) de Fe (eixo y primário) e Mn (eixo y secundário) em músculo (peso úmido) dos peixes coletados no lago Puruzinho. (a) Carnívoro, (b) Herbívoro, (c) Detritívoro e (d) Piscívoro. Linhas contínuas e tracejadas representam modelos quadráticos de tendências para Fe e Mn, respectivamente, ao longo dos períodos hidrológicos.

No músculo da espécie carnívora (*Cichla pleiozona*), as concentrações de Fe e Mn apresentaram uma tendência quadrática ao longo dos períodos hidrológicos: a concentração de Fe diminuiu em períodos de influência do rio Madeira sob o lago (enchente e águas altas), enquanto no período de vazante e



águas baixas, essa concentração voltou a subir. Já o Mn apresentou comportamento inverso nessa mesma espécie, aumentando no período de enchente e águas altas e diminuindo nos períodos de vazante e águas baixas, onde não há conexão entre o rio Madeira e o lago Puruzinho. Ou seja, foi observado um comportamento antagônico entre os dois elementos nessa espécie (Figura 2a).

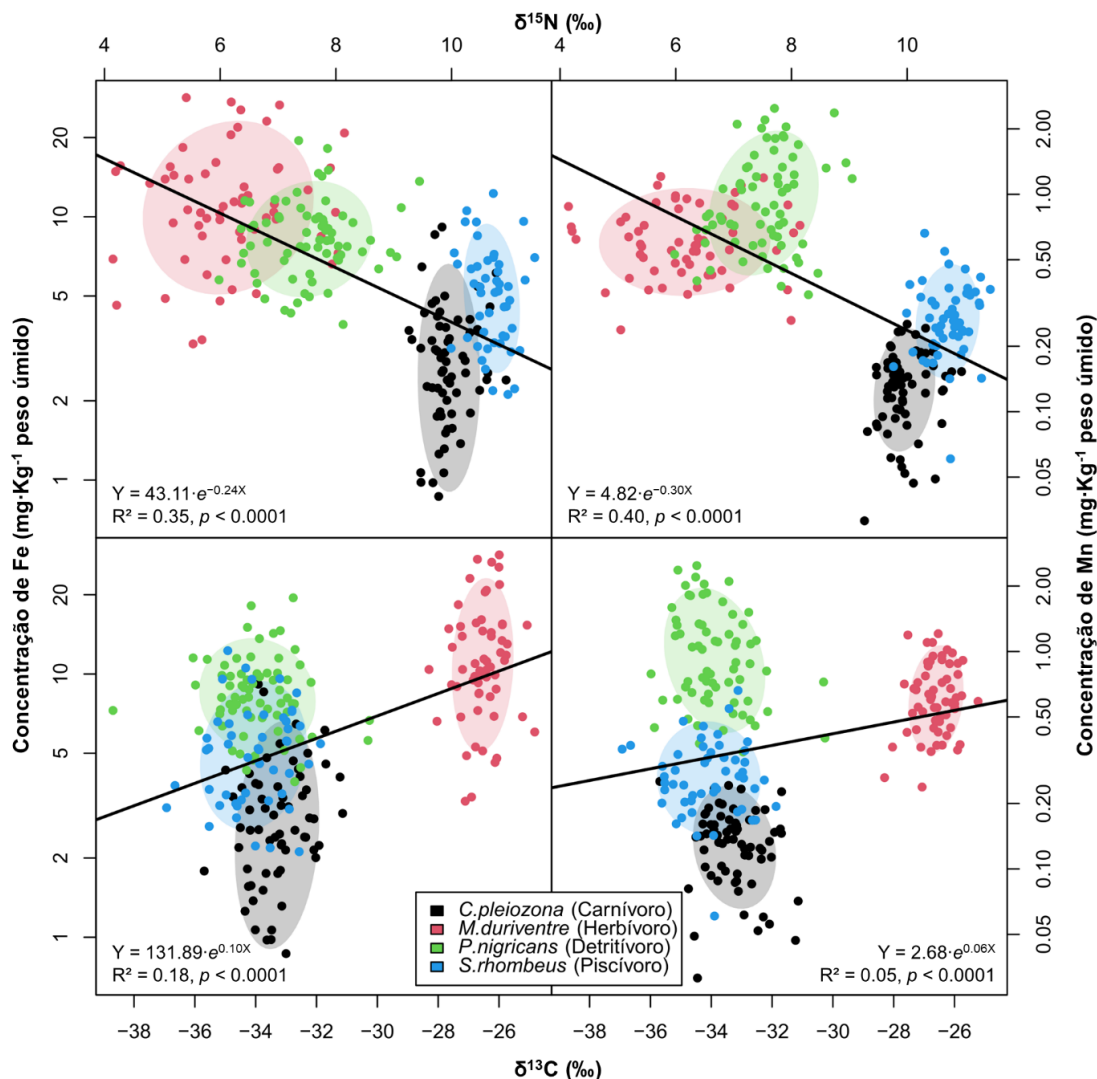
No músculo da espécie herbívora (*Mylossoma duriventre*), o Fe e o Mn também apresentaram um comportamento antagônico entre si, porém esse antagonismo foi o contrário do observado na espécie carnívora: a concentração de Fe aumentou com a influência das águas do rio Madeira, nos períodos de enchente e águas altas, e diminuiu à medida que a conexão rio-lago foi interrompida. Já o Mn apresentou comportamento inverso ao do Fe, com queda em sua concentração nos períodos de enchentes e águas altas e aumento nos períodos de vazante e águas baixas (Figura 2b).

A concentração de Mn no músculo dos detritívoros (*Prochilodus nigricans*) também diminuiu nos períodos de enchentes e águas altas sob influência do rio Madeira e aumentou nos períodos de vazante e águas baixas, tal qual observado para a espécie herbívora. Já o Fe apresentou um aumento linear em sua concentração no músculo ao longo dos períodos hidrológicos (Figura 2c). Esse foi o único padrão linear observado para a concentração de um elemento químico ao longo dos períodos hidrológicos. O piscívoro (*Serrasalmus rhombeus*) foi a única espécie que apresentou o mesmo padrão de aumento-diminuição ao longo dos períodos hidrológicos para ambos os elementos (Figura 2d).

### **3.2. Assinatura isotópica de Carbono e Nitrogênio**

Foi observada uma associação negativa entre os isótopos de nitrogênio e a acumulação de Fe e Mn, onde os valores mais altos de Fe e Mn estão relacionados a menores valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , e conseqüentemente, a níveis tróficos mais baixos (herbívoros e detritívoros) (Figura 3). De forma contrária, os níveis tróficos superiores (carnívoro e piscívoro) apresentaram as menores concentrações para ambos os elementos. Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  variaram em uma

faixa de 4 a 12‰ para as quatro espécies estudadas, nos quatro períodos hidrológicos.



**Figura 3.** Assinatura isotópica de carbono (eixo x inferior) e nitrogênio (eixo x superior) em função da concentração ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) de Fe (eixo y primário) e Mn (eixo y secundário) em músculo (peso úmido) de peixes coletados no lago Puruzinho. As linhas contínuas representam modelos de regressão linear, cujas estatísticas (equação,  $R^2$  e valores de  $p$ ) estão apresentadas dentro de cada gráfico. As elipses foram construídas à 1 desvio-padrão do seu centroide, representando um intervalo de confiança de 68%.

É possível observar que a espécie herbívora é a única com valores de assinatura isotópica de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) diferente das demais espécies, variando entre -28 e -24‰ (Figura 3). As espécies detritívora, carnívora e piscívora apresentaram valores de  $\delta^{13}\text{C}$  sobrepostos, variando entre -40 e -30‰.

Analisando as concentrações dos elementos estudados, as maiores concentrações de Fe, encontradas no herbívoro, estão associadas a assinaturas isotópicas mais elevadas de carbono (valores mais positivos), enquanto as maiores concentrações de Mn, encontradas nos detritívoros, estão associadas às assinaturas menores (valores mais negativos).

#### **4. Discussão**

Segundo Guilherme *et al.* (2005), a alta variação na concentração de metais em lagos de várzea é influenciada em parte pelas oscilações da físico-química da coluna d'água, que controla principalmente os teores de Fe e Mn nesses ecossistemas. O pulso de inundação é um fenômeno que gera oscilações importantes na físico-química desses lagos e influencia de maneira direta no comportamento alimentar dos peixes e, conseqüentemente, na acumulação de metais em seu organismo (Dórea *et. al* 2006), além de influenciar no particionamento de metais entre sedimento e coluna d'água. As diferentes concentrações de Fe e Mn nas quatro espécies estudadas mostram que cada uma dessas espécies possui um padrão particular de acumulação desses elementos, ligado aos períodos hidrológicos e seus hábitos alimentares.

##### **4.1. Carnívoro (*Cichla pleiozona*)**

A queda nas concentrações de Fe no músculo da espécie carnívora no período da cheia pode ser reflexo de vários processos que ocorrem após a mistura das águas e também do comportamento alimentar da espécie. Um processo que pode contribuir para essa queda foi citado por Allard *et al.* (2002) que mostram que o Fe pode estar presente na fração dissolvida de duas formas distintas: Fe orgânico e oxihidróxidos de ferro. Durante a mistura das águas, um processo de coagulação pode ocorrer, fazendo com que a matéria orgânica presente no lago Puruzinho se ligue preferencialmente aos oxihidróxidos de Fe, diminuindo a sua concentração da fração dissolvida. Assim, com a precipitação do Fe após a coagulação, esse elemento ficaria menos biodisponível para ser absorvido pelos peixes carnívoros e suas presas, depositando-se no sedimento do lago. Segundo Tam e Wong (1995), a maior fração de metais é imobilizada

nos sedimentos sob formas não biodisponíveis, diminuindo a concentração disponível para a biota.

As concentrações de Mn no músculo da espécie carnívora foram mais baixas que as de Fe em todos os períodos hidrológicos, porém apresentou comportamento crescente no período da cheia. Esse aumento mostra que o rio Madeira pode estar sendo uma importante fonte de Mn para o lago Puruzinho através do material particulado em suspensão (MPS), rico em Mn adsorvido. Segundo Sunda e Kieber (1994), esses materiais particulados podem sofrer dissolução redutiva na presença da matéria orgânica liberando Mn para a fração dissolvida.

Aucour *et al.* (2003) observaram que os teores de Fe e Mn no MPS são 10 vezes maiores no rio Solimões, que é um rio de águas brancas e características semelhantes ao rio Madeira, que no rio Negro, que possui águas pretas. Por outro lado, os autores observaram que apenas o Mn se mobiliza da fração particulada para a dissolvida com eficiência na zona de mistura da água desses dois rios, o que pode explicar não só o comportamento do Mn, mas também o antagonismo com o Fe. O consumo de água e alimentos também pode estar sendo uma importante fonte de Mn para essa espécie. Como o Mn está presente na fração dissolvida, ele pode ser absorvido pelos peixes através do contato direto com a água, e além disso, essa espécie se alimenta principalmente de outros animais presentes no lago, que também pode absorver Mn para o seu organismo.

A menor disponibilidade de alimentos para os peixes carnívoros na cheia também pode estar contribuindo para a queda das concentrações de Fe no músculo desses peixes. Isso ocorre porque após a entrada das águas do rio Madeira, ricas em nutrientes e com pH neutro, o lago Puruzinho ganha condições favoráveis para o crescimento das macrófitas aquáticas que servem como barreira de proteção para peixes menores (Sioli, 1967). Os lagos de várzea na Amazônia são colonizados por uma grande diversidade de espécies de plantas aquáticas e no período de cheia ocorre uma rápida colonização das áreas disponíveis de forma que os bancos de macrófitas podem ocupar até 75% da área alagada de um lago de várzea (Bayley, 1989).

Durante o período de cheia, peixes maiores procuram presas entre as raízes dessas plantas aquáticas (Henderson e Hamilton 1995), mas nem sempre tem sucesso em sua busca, pois os caules, raízes e folhas submersas das macrófitas proporcionam uma barreira visual e física bem eficiente contra predadores, proporcionando maior proteção a peixes mais jovens e pequenos (Crowder e Cooper, 1979; Savino e Stein, 1989). Foi demonstrado que, em regiões temperadas, as raízes das macrófitas aquáticas diminuem a predação sobre peixes pequenos (Jacobsen e Perrow, 1998), sendo possível que situação semelhante ocorra nas várzeas amazônica e também no lago Puruzinho.

As macrófitas aquáticas são colonizadas por uma rica ictiofauna, com grande diversidade de peixes. Sánchez-Botero e Araújo-Lima (2001) e Petry *et al.* (2003) identificaram 91 e 139 espécies, respectivamente, colonizando esses bancos de macrófitas em lagos de várzea da região amazônica, das quais eram predominantemente Characiformes. Cella-Ribeiro *et al.* (2017) analisaram o conteúdo estomacal do Tucunaré no Rio Madeira e o observaram que 75% (n=8) das espécies analisadas possuíam apenas restos de Characiformes no estômago. Isso mostra que o Tucunaré nesse período, pode estar procurando suas presas nesses locais, porém a barreira gerada pelas macrófitas pode estar diminuindo a sua predação, e conseqüentemente, as concentrações de Fe em seu organismo.

#### **4.2. Herbívoro (*Mylossoma duriventre*)**

Foi observado um aumento nas concentrações de Fe no músculo da espécie herbívora na cheia, e isso pode ter contribuição do acúmulo desse elemento nas macrófitas, já que sua dieta é composta principalmente de plantas, frutas e sementes (Cella-Ribeiro *et al.*, 2017). As macrófitas aquáticas absorvem os elementos da coluna d'água através de suas raízes e/ou folhas e os peixes que as consomem acumulam esses elementos em seus organismos. Seus caules e raízes funcionam como substrato para o perifíton (Engle e Melack, 1990; Caffrey, 1993) e abrigam uma grande quantidade de invertebrados (Junk, 1973; Blanco-Belmont, 1990; Junk e Robertson, 1997), que são importantes itens alimentares para alguns peixes (Saint-Paul e Bayley, 1979; Goulding e Carvalho, 1982).

Pressupõe-se que na cheia, a maior abundância de plantas e pirifítos associados a elas faz com que os peixes herbívoros prefiram esse tipo de alimento, sugerindo que esses alimentos sejam uma importante fonte de Fe para essa espécie. Algas perifíticas presentes nas macrófitas podem ser uma importante fonte de metais para os herbívoros, pois segundo Lowe (1996), essas algas estão em contato direto com a coluna d'água e respondem rapidamente às mudanças na qualidade da água. De acordo com Sládecková (1991), as algas perifíticas podem acumular grandes quantidades de metais presentes na água e isso pode contribuir para o aumento das concentrações de Fe no período da cheia nos herbívoros.

No entanto, esse processo não foi observado com o Mn na espécie herbívora, que apresentou queda de concentração no período de cheia. Esse resultado foi contrário ao observado por Aucour *et al.* (2003), que verificaram aumento da concentração de Mn na fração dissolvida da coluna d'água após a mistura de águas brancas e pretas. A diminuição observada aqui pode ser, então, reflexo do aumento do pH da água do lago pelas águas neutras do rio Madeira que impossibilitam a dissolução do Mn e sua biodisponibilidade para os produtores primários, que são a principal fonte de alimento do *M. duriventre*.

#### **4.3. Detritívoro (*Prochilodus nigricans*)**

Comportamento de queda nas concentrações de Mn também foi observado na espécie detritívora na cheia. Essa diminuição pode indicar que nesse período, o processo de entrada de Mn no lago através da água do rio e sua permanência na coluna d'água é predominante em contraposição ao processo de deposição de Mn, que ocorre em maior escala no período de seca, causando o aumento de concentração no sedimento e conseqüentemente, no músculo dos peixes detritívoros.

O Fe se comportou de maneira crescente na espécie detritívora na cheia e isso pode ser devido ao consumo de detritos de fitoplâncton e algas perifíticas enriquecidos por metais. O Curimatã (detritívoro) é uma espécie que se alimenta de algas perifíticas, microrganismos e matéria orgânica em decomposição que

geralmente estão depositadas no fundo dos rios e lagos de planícies de inundação (Santos *et al.*, 2006). Segundo Chapman (1990), os sedimentos são importantes reservatórios ou fontes de metais além de outras substâncias químicas e são considerados substratos para uma grande variedade de organismos que vivem na água e processam a matéria orgânica. O contato direto com o sedimento pode favorecer o processo de absorção de Fe por essa espécie não somente na cheia, mas também em períodos de seca, onde o sedimento é mais facilmente revolvido. Carvalho *et al.* (2018) mostraram que parte dos metais depositados nos sedimentos em períodos de influência do rio são remobilizados

#### **4.4. (*Serrasalmus rhombeus*)**

A única espécie que refletiu um padrão comportamental semelhante para os dois elementos (Fe e Mn) foi a piscívora e, por isso, pressupõe-se que o pulso de inundação não influencia significativamente no hábito alimentar dessa espécie ao longo do ano, que é composto basicamente por outros peixes.

#### **4.5. Antagonismo Fe x Mn e a influência dos hábitos alimentares**

Na seca, o Fe apresentou um comportamento de queda na espécie herbívora e aumento na espécie carnívora. A menor oferta de alimentos para os herbívoros pode ser responsável pela queda das concentrações de Fe, pois nesse período, ocorre a morte das macrófitas aquáticas que contribuem de maneira direta no acúmulo de metais nessa espécie. Por outro lado, Barbosa *et al.* (2013) afirmaram que peixes de topo de cadeia são favorecidos com relação a alimentação no período de cheia devido à maior facilidade de predação peixes menores, o que poderia explicar o aumento das concentrações de Fe na espécie carnívora.

Também é preciso considerar que o lago Puruzinho sofre grandes variações na altura da coluna d'água ao longo dos períodos hidrológicos, podendo chegar a 30 cm de altura em períodos de águas baixas (ALMEIDA *et al.*, 2014). Porém, essa maior proximidade dos peixes com o sedimento devido a menor altura da coluna d'água parece ter pouca participação na acumulação

de metais em carnívoros e herbívoros, pois esses elementos se comportam de maneiras distintas, entre eles, mostrando que o hábito alimentar pode exercer maior influência nessa acumulação.

Houve queda nas concentrações de Mn no carnívoro na seca. Já no herbívoro, concentrações desse elemento aumentaram, sugerindo que os processos de decomposição que ocorrem no lago durante a seca são essenciais para modificação da sua físico-química, com ênfase no aumento da acidez e matéria orgânica dessas águas, o que facilitaria o movimento do Mn da sua fração particulada para a fração dissolvida. Isso explicaria o aumento da concentração desse elemento nos herbívoros na seca com concomitante diminuição para os carnívoros, que tem esse período menor disponibilidade alimentar. Ou seja, não só foi observado um antagonismo entre o Fe e Mn para os peixes carnívoros e herbívoros, como também foi observada uma inversão desse antagonismo entre esses hábitos alimentares.

O aumento das concentrações de Mn também foi observado nos detritívoros na seca mostrando que os sedimentos também apresentam maior disponibilidade de Mn para essa espécie na seca. O Fe também apresentou comportamento crescente no detritívoro mostrando que o sedimento é importante fonte desse elemento para espécie detritívora ao longo de todo o ano. Araújo-Lima *et al.* (1986) e Goulding *et al.* (1988) sugerem que os detritos de águas pretas, principalmente os ligados ao perifíton, possuem maior potencial de assimilação para peixes detritívoros devido a sua alta qualidade proteica. Portanto, essa assimilação seria maior nos períodos de seca, visto que é nesse período que há maior quantidade de matéria orgânica nos sedimentos devido os processos de decomposição que ocorrem no lago.

#### **4.6. Assinatura isotópica de Carbono e Nitrogênio**

A associação negativa entre a assinatura isotópica de Nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) as concentrações de Fe e Mn se justifica pelos baixos níveis desses elementos encontrados nas espécies de topo de cadeia (carnívora e piscívora) quando comparados com a espécie herbívora e detritívora, evidenciando a ocorrência do fenômeno de biodiluição. À medida que o nível trófico aumenta, as



concentrações desses elementos diminuem e isso ocorre porque o Fe e Mn são considerados como elementos essenciais e não sofrem biomagnificação no organismo desses peixes.

Com base nos estudos que relataram as assinaturas isotópicas de carbono em compartimentos ambientais Amazônicos (Hedges *et al.*, 1986; Meyers, 1994; Martinelli *et al.*, 2003; Kim *et al.*, 2012; Pestana *et al.*, 2019), é possível observar que o  $\delta^{13}\text{C}$  do herbívoro (-28 a -26‰) indica as plantas  $\text{C}_3$  como uma principal fonte de energia para essa espécie. Smith e Epstein (1971) relataram que a maior parte das espécies de plantas em florestas tropicais possuem o ciclo fotossintético do tipo  $\text{C}_3$ . Essas plantas podem ser de floresta alagada e macrófitas, mas é preciso considerar também as algas perifíticas e fitoplâncton de metabolismo  $\text{C}_3$  presentes no lago Puruzinho. Forsberg *et al.* (1993) estimou a fonte primária de carbono para 34 espécies de peixes da região Amazônica e concluiu que as plantas  $\text{C}_3$  são a principal fonte de carbono para indivíduos adultos, contribuindo com até 98% de toda sua assimilação alimentar.

Outras fontes com valores isotópicos de carbono sobrepostos aos valores encontrados no músculo da espécie herbívora são os solos sob influência de plantas com metabolismo  $\text{C}_3$  vindos da floresta em épocas de cheia, MPS do rio Madeira e material dissolvido (Hedges *et al.*, 1986; Meyers, 1994; Martinelli *et al.*, 2003; Kim *et al.*, 2012; Pestana *et al.*, 2019), que são de suma importância para o aporte de metais para o lago Puruzinho. Como os maiores valores de Fe foram encontrados na espécie herbívora, pressupõe-se que essas fontes, principalmente os vegetais que compõem sua dieta, estejam sendo importantes contribuintes desse elemento para essa espécie, principalmente por via alimentar.

As espécies detritívora, carnívora e piscívora apresentaram valores de  $\delta^{13}\text{C}$  sobrepostos entre si, entre -40 e -30‰, e equivalentes aos valores de assinatura isotópica de carbono do fitoplâncton, sedimento, plantas  $\text{C}_3$ , material dissolvido e particulado (Pestana *et al.*, 2019; Kim *et al.*, 2012; Martinelli *et al.*, 2003; Meyers, 1994; Hedges *et al.*, 1986). Para a espécie carnívora e piscívora, pode-se imaginar que essas fontes sejam provenientes principalmente da ingestão de outros peixes. É preciso considerar também que a espécie detritívora

pode ser predada pelo carnívoro e piscívoro, gerando uma maior compatibilidade das assinaturas isotópicas.

A presença de plantas C<sub>3</sub> e fitoplâncton no sedimento do lago Puruzinho pode explicar a sobreposição da assinatura isotópica de carbono dessas fontes com a assinatura do peixe detritívoro, visto que eles se alimentam principalmente de detritos encontrados no fundo. Segundo Araújo-Lima *et al.* (1986) e Forsberg *et al.* (1993), a espécie *Prochilodus nigricans* possui preferência por fitoplâncton, pois geralmente se alimenta de sedimentos de fitoplâncton decomposto ou de uma mistura de matéria orgânica composta de fitoplâncton. Entretanto, Oliveira *et al.* (2006) estimando a contribuição de fontes de energia autotrófica de seis espécies de peixes do lago Camaleão, dentre as quais *P. nigricans*, concluíram que a fonte autotrófica de maior importância para essa espécie são as plantas C<sub>3</sub> e afirmam que esse resultado se deve a grande contribuição das plantas C<sub>3</sub> na formação do detrito do lago. Portanto, é provável que o sedimento do Lago Puruzinho seja composto principalmente por detritos de plantas C<sub>3</sub> e fitoplâncton, por ser um lago raso.

É importante ressaltar, que as maiores concentrações de Mn foram encontradas no músculo dos detritívoros, reforçando a ideia de que o rio Madeira é uma importante fonte de Mn, através do MPS, para o lago e conseqüentemente para essa espécie. O MPS provenientes do rio e os metais nele adsorvidos tendem a se depositar no fundo do lago (Mozeto, 2004; Guilherme *et al.*, 2005), onde está a maior disponibilidade de recursos alimentares para os peixes detritívoros. Isso pode ser confirmado a partir dos resultados da assinatura isotópica de carbono do detritívoro, que se sobrepõe com as assinaturas do material particulado e do sedimento (Pestana *et al.*, 2019; Kim *et al.*, 2012; Martinelli *et al.*, 2003; Meyers, 1994; Hedges *et al.*, 1986).

## 5. Conclusão

A dinâmica de Fe e Mn na fração dissolvida e particulada do lago é fortemente influenciada pelo pulso de inundação, porém nos peixes o fator determinante para a acumulação desses elementos é o hábito alimentar de cada

espécie. Os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio foram importantes no entendimento da dieta das espécies estudadas e na compreensão do comportamento do Fe e Mn no músculo dos peixes ao longo dos níveis tróficos, mostrando a ocorrência do fenômeno de biodiluição no músculo das espécies com o aumento do nível trófico. Supõe-se que as fontes de energia não variaram durante a seca e cheia para nenhuma espécie. Somente a espécie carnívora refletiu o padrão comportamental contrastante esperado para o Fe e Mn na fração dissolvida da coluna d'água a partir do pulso de inundação, podendo assim ser considerada como um bom bioindicador do comportamento desses elementos, enquanto as outras espécies apresentaram padrões que tem suas explicações mais associadas a seus hábitos alimentares.

## 6. Referências bibliográficas

- Abujanra, F.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. 2009. Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69(2):469-479.
- Allard, T., Ponthieu, M., Weber, T., Filizola, N., Guyot, J. L., Benedetti, M. F. 2002. Natureza e propriedades dos sólidos suspensos na Bacia Amazônica. *Touro. Soc. Geol. Fr.*, 173: 67 – 75.
- Almeida, R. 2006. Análise geoestatística das concentrações de mercúrio no Lago Puruzinho - Amazônia ocidental, Master Thesis, Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho. 80f.
- Almeida, R., Bernardi, J.V.E., Oliveira, R.C., Carvalho, D.P., Manzatto, A.G., Lacerda, L.D., Bastos, W.R., 2014. Flood pulse and spatial dynamics of Mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica* 44: 99-106.
- Almeida, R., Bernardi, J.V.E., Oliveira, R.C., Carvalho, D.P., Manzatto, A.G., Lacerda, L.D., Bastos, W.R. 2014. Flood pulse and spatial dynamics of Mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica* 44: 99-106.
- Altman, N., Krzywinski, M. 2016. Regression diagnostics. *Nature Methods* 13, 385–386. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3854>.
- Araújo-Lima, C. A. R. M.; Fosberg, B. R.; Victoria, R.; Martinelli, L. A. 1986. Energy sources for detritivorous fishes in the amazona. *Science*, 234: 1256-1258.
- Aucour, A. M., Tao, F. X., Moreira-Turcq, P., Seyler, P., Sheppard, S., Benedetti, M.F. 2003. The Amazon River: behaviour of metals (Fe, Al, Mn) and

dissolved organic matter in the initial mixing at the Rio Negro/Solimões confluence. *Chemical Geology*. v. 197, Issues 1–4, p. 271-285. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(02\)00398-4](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(02)00398-4).

Azevedo, L. S., Pestana, I. A., Almeida, M. G., Nery, A. F. C.; Bastos, W. R., Souza, C. M. M. Mercury biomagnification in an ichthyic food chain of an amazon floodplain lake (Puruzinho Lake): Influence of seasonality and food chain modeling, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 207, 2021, 111249, ISSN 0147-6513, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111249>.

Azevedo, L. S., Pestana, I. A., Nery, A. F. C., Bastos, W. R., Souza, C. M. M. Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western Amazonia: Interaction between seasonality and feeding habits, *Ecological Indicators*, Volume 111, 2020, 106056, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106056>.

Azevedo-Silva, C.E. 2011. Estudo da Biomagnificação do Mercúrio na Ictiofauna do lago Puruzinho (AM), através do uso de isótopos estáveis de Carbono e Nitrogênio (Dissertação). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 98p.

Barbosa, Heitor Thury Barreiros. 2013. Fator de condição de peixes do sistema do Lago Grande, Manacapuru, Amazonas. Dissertação. Universidade Federal do Amazonas. 90p.

Bayley, P. B. 1989. Aquatic environments in the Amazon basin, with an analysis of carbon sources, fish productions and yield. *Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science*, 106: 399- 408.

Blanco-Belmont, L. 1990. Estudio de las comunidades de invertebrados asociados a las macrofitas acuaticas de tres lagunas de inundacion de la seccion baja del Orinoco. *Sociedad de Ciencias Naturales La Salle*, Tomo IL-L: 71-107.

Carvalho, D. P., Almeida, R., Manzatto, A. G., Freitas, O. B., Bastos, W. R. 2018. Dynamics of metals in lacustrine sediments: case study of the madeira river, amazon region. v. 23, p. 1-10. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.231820170026>.

Cella-Ribeiro, A, Torrente-Vilara, G., Lima-Filho, J.A., Doria, C.R.C. 2016. *Ecologia e Biologia de Peixes do rio Madeira*. Porto Velho: EDUFRO, 350p. <http://www.gpbiodiversidade.ro.unir.br/uploads/32471044/Ictiologia/Ecologia%20e%20Biologia%20de%20Peixes%20do%20Rio%20Madeira.pdf>

Cella-Ribeiro, A, Torrente-Vilara, G., Lima-Filho, J.A., Doria, C.R.C. 2016. *Ecologia e Biologia de Peixes do rio Madeira*. Porto Velho: EDUFRO, 350p. <http://www.gpbiodiversidade.ro.unir.br/uploads/32471044/Ictiologia/Ecologia%20e%20Biologia%20de%20Peixes%20do%20Rio%20Madeira.pdf>

Chapman, P. M. 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation, *Science of The Total Environment*, v. 97–98, p. 815-825. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90277-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90277-2).

- Crowder, L.; Cooper, W. 1979. Structural complexity and fish-prey interactions in ponds: A point of view. In: Johnson, D & Stein, R. (Eds). Response of fish to habitat structure in standing water. American Fisheries Society, Bethesda, USA, p.2-10.
- Dórea, J. G.; Barbosa, A. C.; Silva, G. S. 2006. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. *Comparative Biochemistry and Physiology*, v. 142, p. 275-283.
- Engle, D. L.; Melack, J. M. 1990. Floating meadow epiphyton: Biological and chemical features of epiphytic material in an Amazon floodplain lake. *Freshwater Biology*, 23: 479-494.
- Fonseca, M.F.O. 2007. Isolamento geográfico como interferente em avaliações neurológicas de possíveis efeitos tóxicos do metilmercúrio. 2007. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 251p.
- Forsberg, B. R.; Araujo-Lima, C. A R. M.; Martinelli, L. A.; Victória, R. L.; Bonassi, J. A. 1993. Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. *Ecology*, v. 74, p.643 – 652.
- Fox, J., Weisberg, S. 2018. An R companion to applied regression. Sage publications.
- Goulding, M. 1980. The fishes and the forest. Explorations in Amazonian Natural History. University of California Press. Berkeley, USA. 280 p.
- Goulding, M.; Carvalho, M. 1982. Life history and management of the tambaqui (*Colossoma macropomum*, Characidae): An important Amazonian food fish. *Revista Brasileira de Zoologia*, 1: 107-133.
- Goulding, M.; Carvalho, M.L.; Ferreira, E.G. 1988. Rio Negro, rich life in poor water. SPB Academic Publishing. The Hague, Netherlands. 200 p.
- Guilherme, L. R. G.; Marques, J. J.; Pierangeli, M. A. P.; Zuliani, D. Q.; Campos, M. L.; Marchi, G. 2005. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. *Tópicos em Ciência do Solo*, v. 4, p. 345-390.
- Guinoiseau, D.; Bouchez, J.; Gélabert, A.; Louvat, P.; Filizola, N.; Benedetti, M. F. 2016. The geochemical filter of large river confluences. *Chemical Geology*, v. 441, p. 191-203. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.08.009>.
- Guyot, J. L.; Jouanneau, J. M.; Soares, L.; Boaventura, G. R.; Maillet, N.; Lagane, C. 2007. Clay mineral composition of river sediments in the Amazon Basin. *Catena*, v. 712, n. 2, p. 340-356 <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2007.02.002>.
- Hedges, J.I., Ertel, J.R., Quay, P.D., Grootes, P.M., Richey, J.E., Devol, A.H., Farwell, G.W., Schmidt, F.W., Salati, E. 1986. Organic carbon-14 in the

Amazon River system. *Science* 231 (4742): 1129–1131.  
<https://doi.org/10.1126/science.231.4742.1129>.

Henderson, P. A.; Hamilton, H. F. 1995. Standing crop and distribution of fish in drifting and attached floating meadow within and upper Amazonian varzea lake. *Journal of Fish Biology*, 47: 266-276.

Jacobsen, L.; Perrow, M. R. 1998. Predation risk piscivorous fish influencing the diel macrophytes by planktivorous fish in experimental ponds. *Ecology of Freshwater Fish*, 7: 78-86.

Junk, W. J. 1973. Investigations of the ecology and production biology of the “floating meadows” (*Paspalo-Echinochloetum*) on the middle Amazon. Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. *Amazoniana*, 4: 9-112.

Junk, W. J. 1980. Áreas inundáveis: um desafio para limnologia. *Acta Amazônica* 10(4):775-795.

Junk, W. J.; Robertson, B. 1997. Aquatic invertebrates. In: Junk, W. J. (Ed.). *The Central Amazonian floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies*, vol. 126. Springer Verlag, Heidelberg, Germany, p.279-298.

Kim, J.H., Zell, C., Moreira-Turcq, P., Pérez, M.A.P., Abril, G., Mortillaro, J.M., Weijers, J.W.H., Meziane, T., Sinninghe Damsté, J.S. 2012. Tracing soil organic carbon in the lower Amazon River and its tributaries using GDGT distributions and bulk organic matter properties. *Geochim. Cosmochim. Acta* 90 (1): 163–180. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.05.014>.

Lemly, A.D. 1999b. Selenium Transport and Bioaccumulation in Aquatic Ecosystems: A proposal for Water Quality Criteria Based on Hydrological Units. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42:150-156.

Lowe, R. L. 1996. Periphyton patterns in lakes in: Stevenson, J. R., M. L. Bothwell & R. L. Lowe, (Eds.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. New York: Academic Press, San Diego. P. 57-76.

Martinelli, L.A., Victoria, R.L., de Camargo, P.B., de Cassia, Piccolo M., Mertes, L., Richey, J.E., Devol, A.H., Forsberg, B.R. 2003. Inland variability of carbon–nitrogen concentrations and  $\delta^{13}\text{C}$  in Amazon floodplain (várzea) vegetation and sediment. *Hydrol. Process.* 17 (7): 1419–1430. <https://doi.org/10.1002/hyp.1293>.

McConnaughey, T., McRoy, C. P. 1979. Food-web structure and the fractionation of carbon isotopes in the Bering Sea. *Marine Biology*, 53(3): 257-262.

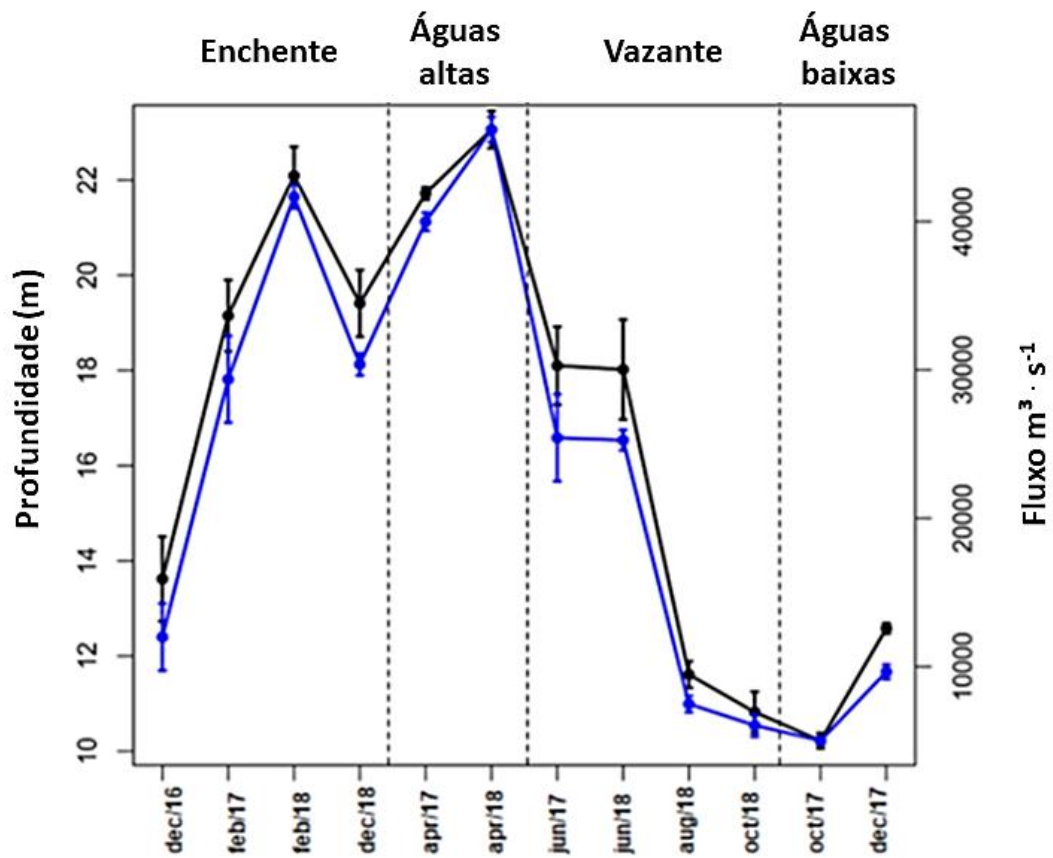
Meyers, P.A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.* 114 (3–4): 289–302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0).

- Mozeto, A. A. 2004. Sedimentos e particulados lacustres: amostragens e análises biogeoquímicas. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Ed.). *Amostragem em limnologia*. São Carlos: RiMa, 371 p.
- Nascimento, E.L., Gomes, J.P.O., Almeida, R., Bastos, W.R., Bernardi, J.V.E., Miyai, R.K. 2006. Mercúrio no Plâncton de um Lago Natural Amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.* 1, 67-72.
- Oliveira, A. C. B.; Soares, M. G. M.; Martinelli, L. A.; Moreira, M. Z. 2006. Carbon sources of fish in an Amazonian floodplain lake. *Aquat, Sci*, 68: 229 – 238.
- Oliveira, R.C. 2006 Caracterização do consumo de peixe como via de exposição ao mercúrio na população do Lago Puruzinho - Amazônia. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Fundação Universidade Federal de Rondônia, Rondônia. 92 p.
- Paez-Osuna, P., Frías-Espericueta, M. G., Osuna-López, J. I. 1995. Trace metal concentrations in relation to season and gonadal maturation in the oyster *Crassostrea iridescens*. *Marine Environmental Research*. Nova Iorque, 40(1), 19-31.
- Pestana, I. A., Almeida, M. G., Bastos, W. R., Souza, C. M. M. 2019. Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western Amazon: Influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters. *Science of The Total Environment*, V. 656, 2019, p. 388-399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.388>.
- Petry, P.; Bayley, P. B.; Markle, D. F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology*, 63 (3): 547- 579.
- R Core Team. 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Austria, Vienna. <http://www.R-project.org/>.
- Saint-Paul, U.; Bayley, P. B. 1979. A situação da pesca na Amazônia central. *Acta Amazonica*, 9: 109-114.
- Sánchez-Botero, J. I.; Araújo-Lima, C. A. R. M. 2001. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. *Acta Amazonica*, 3 (3): 437-447.
- Santos, G.M.; Zuanon, J.A.S.; Ferreira, E.J. 2006. Peixes comerciais de Manaus. IBAMA/ProVarzea, Manaus (AM). 144 p.
- Savino, J. F.; Stein, R. A. 1989. Behavioural interactions between fish predators and their prey: Effects of plants density. *Animal Behaviour*, 37: 311-321.
- Sioli, H. 1967. Studies in Amazonian Waters. Atas do Simpósio sobre a biota amazônica, Vol. 3, Conselho Nacional de Pesquisas, Rio de Janeiro, pp. 8-50.

- Sioli, H. 1968. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region. *Amazoniana*,3:267-277.
- Sládecková, A. 1991. The role of periphyton in water supply. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2174-2178.
- Smith, B.N., Epstein, S. 1971. Two categories of  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ratios for higher plants. *Plant Physiol.*, 47:380-384.
- Sunda, W. G., Kieber, D. J. 1994. The oxidation of humic substances by manganese oxides produces low molecular weight organic substrates. *Nature*, 367, p. 62 – 64.
- Tam, N. F. Y.; Wong, Y. S. 1995. *Mar. Pollut. Bull.* 31, 254 p.
- Venables, W. N. Ripley, B. D. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.
- Viers, J.; Barroux, G.; Pinelli, M.; Seyler, P.; Oliva, P.; Dupré, B.; Boaventura, G. R. 2005. The influence of the Amazonian floodplain ecosystems on the trace element dynamics of the Amazon River mainstem (Brazil). *The Science of the Total Environment*, v. 339, n. 1-3, p. 219-232. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.034>. PMID:15740771.
- Wissmar, R.C., Richey, J.E., Stallard, R.F., Edmond, J.M. 1981. Metabolismo do plâncton e processos de carbono no rio Amazonas, seus afluentes e águas da planície de inundação, Peru- Brasil. *Ecologia* 62: 1622-1633.
- Yilmaz, A.B., Sangün, M.K., Yağlıoğlu, D., Turan, C. 2010. Metals (major, essential to non-essential) composition of the different tissues of three demersal fish species from İskenderun Bay, Turkey. *Food Chemistry*, 123(2):410-415. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2010.04.057>.



## 7. Material suplementar



**Material suplementar 1.** Profundidade (m) e fluxo ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) do rio Madeira medido na estação Humaitá durante os meses de amostragem (Adaptado de Azevedo *et. al*, 2020).

**Material suplementar 2** – Valores da regressão linear (equação, R<sup>2</sup> e valor de p) entre as concentrações de Fe (mg·kg<sup>-1</sup>) e os dados biométricos de peso (g) e comprimento (cm) para cada espécie estudada.

Espécie	Fe e Peso			Fe e Comprimento		
	R <sup>2</sup>	Equação	p	R <sup>2</sup>	Equação	p
<i>Cichla pleiozona</i>	0,0892	$Y = 3,5778 \cdot e^{-0,0007X}$	0,0114	0,0196	$Y = 5,6655 \cdot e^{-0,0027X}$	0,2447
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0,2055	$Y = 10,1888 \cdot e^{-0,0022X}$	0,0007	$8,0930 \cdot 10^{-5}$	$Y = 5,0984 \cdot e^{-0,0004X}$	0,9490
<i>Mylossoma duriventre</i>	0,0003	$Y = 11,700 \cdot e^{-0,0002X}$	0,9008	0,0004	$Y = 12,8652 \cdot e^{-0,008334X}$	0,8789
<i>Prochilodus nigricans</i>	0,0392	$\sqrt{Y} = 0,0017X + 3,4947$	0,0865	0,0618	$1/\sqrt{Y} = 0,1786X + 0,0069$	0,0303

**Material suplementar 3** – Valores da regressão linear (equação, R<sup>2</sup> e valor de p) entre as concentrações de Mn (mg·kg<sup>-1</sup>) e os dados biométricos de peso (g) e comprimento (cm) para cada espécie estudada.

Espécie	Mn e Peso			Mn e Comprimento		
	R <sup>2</sup>	Equação	p	R <sup>2</sup>	Equação	p
<i>Cichla pleiozona</i>	0,0296	$\sqrt{Y} = 0,3821 - 0,00004232X$	0,1515	0,1076	$Y = 0,2732 - 0,0048X$	0,0052
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	$2,25 \cdot 10^{-5}$	$\text{Log}(Y) = 0,000019X - 1,319$	0,9731	0,0048	$\text{Log}(Y) = 0,002772X - 1,3804$	0,6243
<i>Mylossoma duriventre</i>	0,1026	$Y = 1,0975 \cdot e^{-0,003146 X}$	0,0099	0,0018	$\text{Log}(Y) = -0,01394X - 0,2501$	0,7389
<i>Prochilodus nigricans</i>	0,0795	$Y = 1,82917 \cdot e^{-0,002082 X}$	0,0136	0,0426	$Y = 3,0612 \cdot e^{-0,04716X}$	0,0738

## **2. Considerações Finais**

Os resultados obtidos nesse trabalho mostram a importância do hábito alimentar dos peixes na acumulação de metais presentes na água e mostram que, possivelmente, essas espécies não alteram totalmente a sua dieta durante os períodos hidrológicos no lago e que há mudança somente na disponibilidade de cada item alimentar com os períodos hidrológicos. Essas informações podem ser úteis para futuros trabalhos que queiram investigar todos os compartimentos do lago (sedimento, MPS, peixe, macrófita, pirifíttons), utilizando uma amostragem simultânea e representativa, para determinar se o antagonismo de Fe e Mn ocorre em outros compartimentos do lago. Esses trabalhos também podem investigar de forma mais precisa as fontes alimentares preferenciais de cada espécie ao longo dos períodos hidrológicos, utilizando a análise de isótopos estáveis. Além disso, sabendo que o carnívoro é um bom bioindicador do comportamento do Fe e Mn na água do lago, outros trabalhos podem ser realizados nessa espécie a fim de avaliar a acumulação de elementos tóxicos (Arsênio, Mercúrio, Cádmio, Chumbo, entre outros) a partir do Fe e Mn.

### 3. Referências bibliográficas

- Abujanra, F.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. 2009. Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69(2):469-479.
- Almeida, J.A.; Diniz, Y.S.; Marques, S.F.G.; Faine, L.A.; Ribas, B.O.; Burneiko, R.C.; Novelli, E.L.B. 2002. The use of oxidative stress responses as biomarkers in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to in vivo cadmium contamination. *Environ. Int.* 27: 673-679.
- APHA, AWWA, WPCF. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th edition, Washington, USA.
- Araújo-Lima, C. A. R. M.; Fosberg, B. R.; Victoria, R.; Martinelli, L. A. 1986. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science*, 234: 1256-1258.
- ATSDR. Agency for toxic substances and disease Registry. 2000. *Toxicological profile for manganese*. Atlanta; ATSDR.
- Aucour, A. M., Tao, F. X., Moreira-Turcq, P., Seyler, P., Sheppard, S., Benedetti, M.F. 2003. The Amazon River: behaviour of metals (Fe, Al, Mn) and dissolved organic matter in the initial mixing at the Rio Negro/Solimões confluence. *Chemical Geology*. v. 197, Issues 1–4, p. 271-285. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(02\)00398-4](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(02)00398-4).
- Baird, C. 2002. *Química Ambiental*. Bookman. Porto Alegre. 2, ed.
- Barbosa, Heitor Thury Barreiros. 2013. *Fator de condição de peixes do sistema do Lago Grande, Manacapuru, Amazonas*. Dissertação. Universidade Federal do Amazonas. 90p.
- Boutton, T. W. 1991. Stable carbon isotope ratios of natural materials: II. Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments. In: Coleman, D. C.; Fry, B. (Ed.) *Carbon Isotope Techniques*. New York: Academic Press, p.173-185.
- Brito, B. C.; Forsberg, B. R.; Kasper, D.; Amaral, J. H. F.; Vasconcelos, M. R. R.; Sousa, O. P.; Cunha, F. A. G.; Bastos, W. R. 2017. The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia*. 790 (1), p. 35-48.
- Bubb, J. M.; Lester, J. N. 1991. The impact of heavy metals on lowland rivers and the implications for man and the environment. *The Science of the Total Environment*, v. 100, p. 207-233. [http:// dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(91\)90379-S](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(91)90379-S). PMID:2063183.
- Bury, N.R., Walker, P.A., Glover, C.N. 2003. Nutritive metal uptake by teleost fish. *The Journal of Experimental Biology*, v.206, p.11-23.

- Campbell, L.M., Norstrom, R.J., Hobson, K.A., Muir, D.C.G., Backus, S., Fisk, A.T. 2005a. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Science Total Environment* 351, p 247-263.
- Costa, T.V., Silva, R.R.S., Souza, J.L., Batalha, O.S., Hoshiba, M.A. 2013. Aspectos do consumo e comércio de pescado em Parintins. *Bol. Inst. Pesca, São Paulo*, v. 39, n. 1, p. 63-75.
- Cui, B., Zhang, Q., Zhang, K., Liu, X., Zhang, H. 2011. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environmental Pollution* 159, p. 1297-1306.
- Cui, B., Zhang, Q., Zhang, K., Liu, X., Zhang, H. 2011. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environmental Pollution* 159, p. 1297-1306.
- Deniro, M.; Epstein, S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim, Cosmochim, Acta*, Kidlington, 42: 495-506.
- Doria, C. R. C., Ruffino, M.L., Hijazi, N.C., Cruz, R.L. 2012. A pesca comercial na bacia do rio Madeira no estado de Rondônia, Amazônia brasileira. *Acta Amazônia*. 42 (1), p. 29 – 40.
- Duarte, H.A. 2019. Ferro – Um Elemento Químico Estratégico Que Permeia História, Economia E Sociedade. *Química Nova*. p. 1146-1153, 2019. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170443>.
- Edmond, J.M; Palmer, M.R; Measures, C.I; Stallard, R.F. 1995. The fluvial geochemistry and denudation rate of the Guayana Shield in Venezuela, Colombia and Brazil. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59: 3301-3325.
- Farrel, A. P.; Joseph, C. J.; Richards, J. G.; Stevens, E. D. 2011. *Encyclopedia of fish physiology from genome to environment*. Elsevier, 3, 2061-2083.
- Fernandez, M. L.; Oliva, L. M. G.; Martinez, M. G. 2012. Aluminum-induced oxidative stress and neurotoxicity in grass carp (Cyprinidae-*Ctenopharingodon idella*) *Ecotox. Environ. Safe.*, 76, 87-92.
- Forsberg, B. R.; Araujo-Lima, C. A R. M.; Martinelli, L. A.; Victória, R. L.; Bonassi, J. A. 1993. Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. *Ecology*, v. 74, p.643 – 652.
- Fresenius, W.; Quenetin Ke; Schneider,W. 1988. *Water analysis: a practical guide to physico-chemical, chemical and microbiological water examination and quality assurance*. Berlin: Springer-Verlag. p. 804.
- Gonçalves, M., Kishi, R., Fernandes, C. 2016. Poluição por metais pesados na bacia do rio Barigui, estado do Paraná. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 13, n. 2, p.175-185,<http://dx.doi.org/10.21168/rega>.

- Goulding, M. 1980. The fishes and the forest. Explorations in Amazonian Natural History. University of California Press. Berkeley, USA. 280 p.
- Goulding, M.; Carvalho, M.L.; Ferreira, E.G. 1988. Rio Negro, rich life in poor water. SPB Academic Publishing. The Hague, Netherlands. 200 p.
- Guilherme, L. R. G.; Marques, J. J.; Pierangeli, M. A. P.; Zuliani, D. Q.; Campos, M. L.; Marchi, G. 2005. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. *Tópicos em Ciência do Solo*, v. 4, p. 345-390.
- Guinoiseau, D.; Bouchez, J.; Gélabert, A.; Louvat, P.; Filizola, N.; Benedetti, M. F. 2016. The geochemical filter of large river confluences. *Chemical Geology*, v. 441, p. 191-203. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.08.009>.
- Guyot, J. L.; Jouanneau, J. M.; Soares, L.; Boaventura, G. R.; Maillet, N.; Lagane, C. 2007. Clay mineral composition of river sediments in the Amazon Basin. *Catena*, v. 712, n. 2, p. 340-356 <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2007.02.002>.
- Hacon, S.S.; Dorea, J.G.; Fonseca, M.F.; Oliveira, B.A.; Mourão, D.S.; Ruiz, C.M.V.; Bastos, W.R. 2014. The influence of changes in lifestyle and mercury exposure in riverine populations of the Madeira river (Amazon basin) near a hydroelectric project. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11, pp. 2437-2455.
- Idam/Sepror, 2015. Instituto de desenvolvimento agropecuário e florestal sustentável do estado do Amazonas / Secretaria do Estado de produção rural e sustentabilidade. Disponível Em: [www.idam.am.gov.br/sepror](http://www.idam.am.gov.br/sepror), acessado em 09 de dezembro de 2020.
- Junk, W. J. 1973. Investigations of the ecology and production biology of the "floating meadows" (*Paspalo-Echinochloetum*) on the middle Amazon. Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. *Amazoniana*, 4: 9-112.
- Junk, W. J. 1980. Áreas inundáveis: um desafio para limnologia. *Acta Amazônica* 10(4):775-795.
- Junk, W. J., Soares, M. G. M., Saint-Paul, U. 1997. The fish. In: W.J. Junk (ed.), *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies. Springer Verlag, Berlin, Vol. 126, p. 385-408.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, P. Dodge. (ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries Aquatic Sciences, v. 106, p. 110-127.
- Junk, W. J.; Piedade, M. T. F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: Junk, W. J. (Ed.). *The Central Amazonian floodplain: Ecology of a pulsing system*. Ecological Studies. Springer Verlag, Heidelberg, Germany. v. 126. p.147-186.

- Junk, W. J.; Robertson, B. 1997. Aquatic invertebrates. In: Junk, W. J. (Ed.). The Central Amazonian floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies. Springer Verlag, Heidelberg, Germany. v. 126 p.279-298.
- Junk, W. J.; Wantzen, K. M. 2004. The flood pulse concept: new aspects, approaches, and applications: an update. In: International Symposium on the Management of large rivers for fisheries. Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific. p. 117-149.
- Kawakami, E., Vazzoler, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. Bolm. Inst. Oceanogr, 29: 205-207.
- Kubitzki, K.; Ziburski, A. 1994. Seed dispersal in flood plain forest of Amazonia. Biotropica, 26(1):30-43.
- Laws, E. A.; 1993. Aquatic pollution: an introductory text, Wiley-Blackwell: New York, v. 2, p 1- 624.
- Leite, N. K.; Krusche, A. V.; Ballester, M. V. R.; Victoria, R. L.; Richey, J. E.; Gomes, B. M. 2011. Intra and interannual variability in the Madeira River water chemistry and sediment load. *Biogeochemistry*, v. 105, n. 1, p. 37-51. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-010-9568-5>.
- Lemly, A.D. 1999b. Selenium Transport and Bioaccumulation in Aquatic Ecosystems: A proposal for Water Quality Criteria Based on Hydrological Units. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42:150-156.
- Lim, C.; Klesius, P.H.; Webster, C.D. 2001. The role of dietary phosphorus, zinc, and selenium in fish health. In: LIM, Chhorn; WEBSTER, Carl D. Nutrition and Fish health. New York: Food Products Press. p. 201-212.
- Lopes, D. N. M. 2012. Mercúrio total em peixes do rio Jaguaribe – Jusante do dique de Itaiçaba/CE. Fortaleza, Monografia. Universidade Federal do Ceará. 39 p.
- Lopes, L. F.; Costa, A. C. S.; D'oliveira, P. S.; Gil, L. G. 2004. Utilização agrícola de lodo industrial como fonte de zinco na cultura do crisântemo. *Horticultura Brasileira*, v. 22, n. 3, p. 620-623. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-05362004000300024>.
- Mortatti, J., Probst, J. L. 2003. Silicate rock weathering and atmospheric/soil CO<sub>2</sub> uptake in the Amazon basin estimated from river water geochemistry: seasonal and spatial variations. *Chemical Geology*, 197(1-4), 177-196. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(02\)00349-2](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(02)00349-2)
- Mozeto, A. A. 2004. Sedimentos e particulados lacustres: amostragens e análises biogeoquímicas. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Ed.). *Amostragem em limnologia*. São Carlos: RiMa, 371 p.



- Ohara, W. M., Queiroz, L.J., Zuanon, J., Torrente-Vilara, G., Vieira, F.G., Doria, C.C. 2015. Fish collection of the Universidade Federal de Rondônia: its importance to the knowledge of Amazonian fish diversity. *Acta Scientiarum. Biological Sciences (Online)*, v. 37, p. 251-258.
- Partridge, G. J., Lymbery, A. J. 2009. Effects of manganese on juvenile mulloway (*Argyrosomus japonicus*) cultured in water with varying salinity - Implications for inland mariculture. *Aquaculture* 290: 311-316.
- Peterson, B. J., and B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18:293-320.
- Philippson, J. S.; Benedito, E. 2013. Discrimination factor in the trophic ecology of fishes: a review about sources of variation and methods to obtain it. *Oecologia Australis*, v.17, n.2, p.15- 26.
- Piedade, M.T.F.; Junk, W.J. 2000. Natural grassland and herbaceous plants in the Amazon floodplain and their use. In: Junk, W.J.; Ohly, J.J.; Piedade, M.T.F.; Soares, M.G.M. (Org.). *The central Amazon floodplain: actual use and options for a sustainable management*. Backhuys Publishers, Leiden, p. 269-290.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, v.83, n.3, p.703-718.
- Prestifilippo, J. P., Fernandez-Solari, J., Mohn, C., De Laurentiis, A., McCann, S. M., Dees, W., Rettori, V. 2007. Effect of manganese on luteinizing hormone-releasing hormone secretion in adult male rats. *Toxicological Science*, 97: 75-80.
- Qu, R.; Qin, W. Feng, M. 2014. Metal accumulation and oxidative stress biomarkers in liver of freshwater fish *Carassius auratus* following in vivo exposure to waterborne zinc under different pH values. *Aquat. Toxicol.* 150: 9-16.
- Reich, K. J., and G. A. J. Worthy. 2006. An Isotopic Assessment of the Feeding Habits of Free-ranging Manatees. *Marine Ecology Progress Series*, 322:303-309.
- Revenga, J.E., Campbell, L.M., Arribere, M.A., Guevara, S.R., 2012. Arsenic, cobalt and chromium food web biodilution in a Patagonia Mountain lake. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 81, p. 1-10.
- Ribeiro, D. R. G.; Faccin, H.; Molin, T. R. D.; Carvalho, L. M.; Amado, L. L. 2017. Metal and metalloid distribution in different environmental compartments of the middle Xingu River in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 605-606, p. 66-74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.143>.
- Sahoo, P. K.; Guimarães, J. T. F.; Souza-Filho, P. W. M.; Silva, M. S.; Nascimento, W.; Powell, M. A.; Reis, L. S.; Pessenda, L. C. R.; Rodrigues, T. M.; Silva, D. F.; Costa, V. E. 2017. Geochemical characterization of the

largest upland lake of the Brazilian Amazonia: Impact of provenance and processes. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 80, p. 541-558. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2017.10.016>.

- Saint-Paul, U., Zuanon, J., Villacorta-Correa, M. A., Garcia, M., Fabré, N. N., Berger, U., Junk, W. J. 2000. Fish communities in Central Amazônia white and the black waters floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57(1): 235-250.
- Santos, R. I.; Braga, N. A.; Recktenvald, M. C. N. N.; De Carvalho, D. P.; Miranda, M. R.; Manzatto, A. G.; Bastos, W. R. 2015. Metais em sedimentos de fundo na bacia do alto rio Madeira, Bacia Amazônica. *Scientia Amazonia*. v. 4, n. 1, p. 91-100, <http://dx.doi.org/10.19178/Sci.Amazon.v4i1.91-100>.
- Sioli, H. 1968. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region. *Amazoniana*,3:267-277.
- Soares, K.M.P; Gonçalves, A.A. 2012. Qualidade e segurança do pescado. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, v. 71, n.1, p. 1-10.
- Tardy, Y.; Bustillo, V.; Roquin, C.; Mortatti, J.; Victoria, R. 2005. The Amazon Biogeochemistry applied to river basin management. Part I. Hydroclimatology, hidrograph separation, mass transfer balances, stable isotopes, and modelling. *Applied Geochemistry*, 20: 1746-1829.
- Tundisi, J. G.; Tundisi, T. M.; Rocha, O. 2002. Ecossistemas de águas interiores. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 2 ed. São Paulo: Escrituras, p. 154-192.
- Van Der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N.P.E. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 13, 57-149.
- Van Gestel, C.A.M., Van Brummelen, T.C., 1996. Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. *Ecotoxicology*. 5, 217- 225.
- Vander Zanden M.J. & Rasmussen J.B. 1999. Primary consumer  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology*, 80: 1395-1404. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1395:PCCANA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1395:PCCANA]2.0.CO;2).
- Viers, J.; Barroux, G.; Pinelli, M.; Seyler, P.; Oliva, P.; Dupré, B.; Boaventura, G. R. 2005. The influence of the Amazonian floodplain ecosystems on the trace element dynamics of the Amazon River mainstem (Brazil). *The Science of the Total Environment*, v. 339, n. 1-3, p. 219-232. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.034>. PMID:15740771.
- Waldhoff, D.; Sant-Paul, U.; Furch. B. 1996. Value of fruits and seeds from the floodplain forests of central Amazonia as food resource for fish. *Ecotropica*, 2:143-156.

Yılmaz, A.B., Sangün, M.K., Yağlıođlu, D., Turan, C., 2010. Metals (major, essential to non-essential) composition of the different tissues of three demersal fish species from İskenderun Bay, Turkey. Food Chemistry, 123(2):410-415. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2010.04.057>.