

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE ÁGUA DOCE E**  
**PESCA INTERIOR - BADPI**

**INTERAÇÕES ENTRE PEIXES E PLANTAS EM ÁREAS**  
**ALAGÁVEIS AMAZÔNICAS ANTROPIZADAS**

**GILVAN DA SILVA COSTA**

**MANAUS - AM**

**2020**

**GILVAN DA SILVA COSTA**

**INTERAÇÕES ENTRE PEIXES E PLANTAS EM ÁREAS  
ALAGÁVEIS AMAZÔNICAS ANTROPIZADAS**

**Orientadora:** Dra. MARIA TERESA FERNANDEZ PIEDADE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior - BADPI/INPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

**MANAUS - AM**

**2020**



## Ficha Catalográfica

C837i Costa, Gilvan da Silva  
Interações entre peixes e plantas em áreas  
alagáveis amazônicas antropizadas / Gilvan da Silva  
Costa; orientadora Maria Teresa Fernandez Piedade.  
-- Manaus:[s.l], 2020.  
63 f.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós Graduação  
em Biologia de Água Doce e Pesca Interior) --  
Coordenação do Programa de Pós-Graduação, INPA, 2020.

1. Áreas alagáveis. 2. Estrutura trófica. 3.  
Hidrelétricas. 4. Ictiocoria. I. Piedade, Maria  
Teresa Fernandez , orient. II. Título.

CDD: 639.2

### **Sinopse:**

Estudou-se a ecologia alimentar e a composição das guildas tróficas, bem como a potencial dispersão de sementes pelos peixes na área de influência da usina hidrelétrica de Balbina (montante e jusante) no rio Uatumã, e no ambiente prístino do rio Abacate.

**Palavras-chave:** Áreas alagáveis, estrutura trófica, barragens, ictiocoria.

## **Agradecimentos**

Primeiramente gostaria de agradecer a minha orientadora Dra. Maitê Piedade pela confiança, paciência e carinho durante o desenvolvimento do projeto.

Aos meus pais e familiares por todo apoio e carinho.

Aos colegas e amigos do grupo MAUA em especial ao Celso Rabelo e Elizabeth Rebouças que foram fundamentais na organização logística do trabalho.

A Bianca Weiss pela companhia e importante auxílio durante as coletas nos rios Uatumã e Abacate, e aos colegas barqueiros e técnicos Agenor, Jackson, Valdeney e Mário, sem os quais o trabalho não seria possível.

Ao seu Juarez e dona Rilma que me receberam em sua casa na vila de Balbina, e a seus filhos Roni e Rainê pelo auxílio nas coletas no reservatório.

Aos moradores do rio Uatumã em especial ao seu Domingos e a dona Vera pela hospitalidade e felicidade com que sempre nos recebiam, e aos funcionários do ATTO pelo apoio logístico durante as coletas no rio Uatumã, entre eles seu Nagibe, André e Antônio.

A todos os comunitários que nos receberam e auxiliaram nas coletas no rio Abacate, especialmente ao Zeca e a Diana que nos acolheram em sua casa, ao Cristiano, Juliano, seu Joaquim e dona Rosa.

Ao Professor Jansen Zuanon pela ajuda na identificação dos peixes, e ao Sr. José Ramos (Zé Ramos) pela identificação das sementes.

A todos os Professores, colegas e amigos que proporcionaram bons e enriquecedores momentos no Badpi.

Por fim, agradeço ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e ao programa de pós graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior pela oportunidade e conhecimentos adquiridos, e a CAPES pela bolsa de estudos.

## **Resumo**

A bacia amazônica é a maior e mais importante bacia hidrográfica tropical do mundo, possuindo a maior diversidade de peixes de água doce do planeta. Nessa região o pulso de inundação representa a principal força motriz responsável pela existência, produtividade e interações da biota aquática. No entanto, os ecossistemas de água doce estão entre os habitats mais ameaçados da Terra, notadamente com a construção de hidrelétricas, que são uma das principais fontes de distúrbios para as assembleias de peixes, podendo alterar a ecologia alimentar e a composição de espécies. No presente estudo foi investigada a composição e estrutura trófica da ictiofauna no reservatório da hidrelétrica de Balbina, no rio Uatumã a jusante e no ambiente prístino do rio Abacate, tributário do rio Uatumã, bem como o consumo e potencial dispersão de sementes pelos peixes nos rios Uatumã e Abacate, tendo como hipóteses que a regulação do regime de inundação do rio Uatumã pela hidrelétrica de Balbina afeta a estrutura trófica da ictiofauna e limita o acesso dos peixes às áreas alagáveis do rio Uatumã devido a supressão do pulso de inundação, resultando em menor diversidade de peixes consumidores de sementes e de sementes em seus estômagos em relação ao ambiente natural do rio Abacate. Os resultados indicaram haver diferença significativa na abundância das guildas tróficas entre as três áreas amostradas. Não houve diferença estatística na riqueza de espécies das guildas tróficas entre os três sítios amostrados. A maior diversidade de peixes consumidores de sementes e de sementes em seus estômagos foi registrada para o rio Uatumã, demonstrando que a supressão do pulso de inundação parece não ter impedido o acesso dos peixes aos recursos oriundos das florestas alagáveis do rio Uatumã.

**Palavras-chave:** Áreas alagáveis, guildas tróficas, represas, ictiocoria.

## **Abstract**

The Amazon basin is the largest and most important tropical hydrographic basin in the world, with the greatest diversity of freshwater fish on the planet. In this region, the flood pulse represents the main driving force responsible for the existence, productivity and interactions of aquatic biota. However, freshwater ecosystems are among the most threatened habitats on Earth, notably with the construction of hydroelectric dams, which are one of the main sources of disturbances for fish assemblages, which can change the food ecology and species composition. In the present study were investigated the composition and trophic structure of the ichthyofauna in the Balbina hydroelectric reservoir, in the Uatumã river downstream and in the pristine environment of the Abacate river, tributary of the Uatumã river, as well as the consumption and potential dispersion of seeds by fish in Uatumã and Abacate rivers, assuming that the regulation of the flood regime of the Uatumã river by the Balbina Dam affects the trophic structure of the ichthyofauna and limits the access of fish to the floodplains forests of the Uatumã river due to the suppression of the flood pulse, resulting in less diversity of fish that consume seeds and seeds in their stomachs in relation to the natural environment of the Abacate river. The results indicated that there was significant difference in the abundance of trophic guilds between the three sampled areas. There was no statistical difference in the species richness of the trophic guilds between the three sampled sites. The greatest diversity of fish that consumed seeds and seeds in their stomachs was recorded for the Uatumã river, demonstrating that the suppression of the flood pulse does not seem to have prevented the access of fish to resources from the floodplains forests of the Uatumã river.

**Keywords:** Dams, floodplains, ichthyocory, trophic guilds.

## Sumário

<b>Agradecimentos</b> .....	v
<b>Resumo</b> .....	vi
<b>Abstract</b> .....	vii
<b>Lista de Figuras</b> .....	x
<b>Lista de Tabelas</b> .....	xi
<b>Lista de Apêndices</b> .....	xi
<b>1. Introdução Geral</b> .....	1
<b>2. Objetivos</b> .....	5
2. 1 Objetivo geral .....	5
2. 2 Objetivos específicos .....	5
<b>3. Área de Estudo</b> .....	6
3. 1 Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã .....	6
3. 2 Usina Hidrelétrica de Balbina.....	7
<b>4. Referências Bibliográficas</b> .....	10
<b>5. Financiamento da Pesquisa</b> .....	17
<b>Capítulo I - Composição e estrutura trófica da ictiofauna na área de influência da usina hidrelétrica de Balbina, Amazônia Central</b> .....	18
Resumo .....	18
Abstract.....	19
<b>1. Introdução</b> .....	20
<b>2. Material e Métodos</b> .....	21
2. 1 Captura dos peixes .....	21
2. 2 Análise do conteúdo estomacal .....	22
2. 3 Análise do espectro alimentar.....	22
2. 4 Análise de dados .....	23
<b>3. Resultados</b> .....	24
3. 1 Composição da ictiofauna.....	24
3. 2 Guildas tróficas .....	28
<b>4. Discussão</b> .....	30
4. 1 Composição da ictiofauna.....	30
4. 2 Guildas tróficas .....	31



<b>5. Referências Bibliográficas</b> .....	33
<b>6. Apêndices</b> .....	40
<b>Capítulo II - Consumo e potencial dispersão de sementes por peixes na área de influência da usina hidrelétrica de Balbina, Amazônia Central</b> .....	45
Resumo .....	45
Abstract.....	46
<b>1. Introdução</b> .....	47
<b>2. Material e Métodos</b> .....	48
2. 1 Coleta de peixes e sementes .....	48
<b>3. Resultados</b> .....	49
3. 1 Comunidades de peixes e plantas .....	49
<b>4. Discussão</b> .....	54
4. 1 Interações entre peixes e plantas em florestas alagáveis .....	54
<b>5. Referências Bibliográficas</b> .....	58
<b>6. Considerações Finais</b> .....	63

## Lista de Figuras

<b>Figura 1:</b> Áreas de estudo: área 1: reservatório da hidrelétrica de Balbina - área 2: rio Uatumã - área 3: rio Abacate: Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã.....	6
<b>Figura 2:</b> Árvores mortas (paliteiros) no interior do reservatório de Balbina.....	8
<b>Figura 3:</b> (a) valores medianos dos níveis mensais de água durante o ciclo anual comparando o período anterior e posterior à instalação da usina hidrelétrica Balbina no rio Uatumã. Sistema Hidroweb - ANA, 2020 - Código da estação: 16100000. (b) valores medianos mensais para cota do reservatório de Balbina. Sistema de Acompanhamento de Reservatórios - SAR/ANA, 2020 .....	10

### *Capítulo I*

<b>Figura 1:</b> Proporção da riqueza de espécies por família para o reservatório da UH de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate .....	25
<b>Figura 2:</b> Relação entre biomassa total e número de exemplares para peixes do reservatório da UH de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate .....	26
<b>Figura 3:</b> Curva de rarefação de espécies de peixes para os três locais de coleta: Reservatório da UH de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate, com estimadores em Jackknife 1 (intervalos de confiança suprimidos).....	27
<b>Figura 4:</b> Número de indivíduos representado por categoria trófica para o reservatório de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate .....	29
<b>Figura 5:</b> Número de espécies representado por categoria trófica para o reservatório de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate .....	29

### *Capítulo II*

<b>Figura 1:</b> Número de sementes encontradas nos estômagos dos peixes do rio Uatumã nos seis meses de coleta .....	51
<b>Figura 2:</b> Espécies de sementes encontradas nos estômagos dos peixes. Na parte interna do círculo está a abundância de peixes com sementes, e na externa a de sementes consumidas.....	53

## Lista de Tabelas

### *Capítulo I*

<b>Tabela 1:</b> Parâmetros de diversidade calculados para as assembleias de peixes do reservatório da UH de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate.....	28
---	----

### *Capítulo II*

<b>Tabela 1:</b> Lista de todas as espécies botânicas coletadas .....	50
---	----

## Lista de Apêndices

<b>Apêndice 1:</b> Valores da média, desvio padrão e valor de <i>P</i> das variáveis ambientais mensuradas no reservatório da hidrelétrica de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate.....	40
--	----

<b>Apêndice 2:</b> Lista de todas as espécies coletadas nos três sítios amostrais .....	40
---	----

<b>Apêndice 3:</b> Índice alimentar (IA <sub>i</sub> ) para espécies do reservatório de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate. Fragmentos vegetais (FV), fragmentos animais (FA), sementes (SE), polpa (PO), flores (FL), folhas (FO), peixes (PE), invertebrados (IN) .....	41
--	----

<b>Apêndice 4:</b> Lista de espécies com abundância inferior a cinco indivíduos, com respectivos hábitos alimentares estabelecidos com base na literatura.....	42
--	----

<b>Apêndice 5:</b> Lista de espécies com abundância superior a cinco indivíduos e seus hábitos alimentares.....	43
---	----

<b>Apêndice 6:</b> Frequência de Ocorrência (F.O. %) de itens alimentares para espécies do reservatório de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate. Fragmentos vegetais (FV), fragmentos animais (FA), sementes (SE), polpa (PO), flores (FL), folhas (FO), peixes (PE), invertebrados (IN).....	43
--	----

## 1. Introdução Geral

A bacia amazônica é a maior e mais importante bacia hidrográfica tropical do mundo (Neill et al. 2006), engloba uma área de aproximadamente 6,3 milhões de km<sup>2</sup>, atingindo cerca de 7 milhões de km<sup>2</sup> quando toda a região fisiográfica do bioma é incluída (Martinelli et al. 2012). Nesta região as áreas úmidas ocupam cerca de 1 milhão de km<sup>2</sup> (Junk et al. 2011), sendo consideradas ambientes de transição entre sistemas terrestres e aquáticos (Cowardin et al. 1979; Junk et al. 1989). Quando associadas aos grandes rios amazônicos constituem as áreas alagáveis, ecossistemas onde o pulso de inundação é a principal força motriz responsável pela existência, produtividade e interações da biota (Junk et al. 1989). Esse conceito é baseado nas características hidrológicas do rio, sua bacia de drenagem e sua planície de inundação (Junk 1997), que recebem periodicamente o aporte lateral das águas de rios, lagos, da precipitação direta ou de lençóis subterrâneos (Junk 1989).

As florestas associadas aos rios de água branca, conhecidas como florestas de várzea, ocupam uma extensa área na bacia fluvial amazônica, estimada em aproximadamente 450.000 km<sup>2</sup>, enquanto que as florestas sazonalmente alagadas por rios de água preta ou clara, denominadas igapós, cobrem uma área de aproximadamente 300.000 km<sup>2</sup> (Wittmann & Junk 2016). Nos grandes rios amazônicos o regime hidrológico é caracterizado por um pulso de inundação anual, monomodal, previsível, de longa duração e de alta amplitude que resulta da sazonalidade das estações secas e chuvosas pronunciadas em suas bacias hidrográficas (Junk et al. 1989; Schöngart e Junk 2007; Junk e Piedade 2010). O pulso de inundação induz uma sazonalidade distinta no ciclo anual entre a fase aquática e a fase terrestre, desencadeando ciclos biogeoquímicos, ritmos de crescimento e ciclos de vida da biota associada (Junk 1997). Devido à sua forte influência na ecologia e dinâmica de áreas alagáveis, o pulso de inundação afeta a diversidade de espécies arbóreas (Wittmann et al. 2006), e influencia a dispersão de frutos e sementes dessa vegetação (Parolin et al. 2010).

As árvores das planícies de inundação têm adaptações especiais para resistir à hipóxia ou anóxia sazonais (Furch 1984), com o desenvolvimento de extensas ramificações e sistemas de raízes adventícias (Williams e Cooper 2005), além de outras adaptações específicas. Essas adaptações contribuíram para que as florestas inundáveis das áreas de várzea da Amazônia sejam as mais ricas em espécies arbóreas do mundo, com mais de 1.000 espécies, muitas delas endêmicas da região (Wittmann et al. 2006, 2010, 2012). Essa riqueza de espécies é responsável pela grande disponibilidade de frutos e sementes, já que muitas espécies de áreas alagáveis sincronizam a frutificação em períodos de águas altas,

umentando as chances de sua dispersão pela água (Wittmann e Parolin 1999) ou por peixes (Goulding 1980; Parolin et al. 2004; Ferreira et al. 2010). O suprimento de sementes e a dispersão através do pulso de inundação é considerado um processo importante para a manutenção e restauração da vegetação de áreas alagáveis (Wetzel et al. 2001). Muitas das mais de 2.000 espécies de peixes de água doce são dispersoras de frutos da floresta tropical e dependem de florestas inundadas para sua alimentação. Vários desses frutos e sementes das florestas das planícies de inundação da bacia amazônica que são comidos por peixes ou outros animais têm um alto valor nutricional (Waldhoff & Maia 2000; Parolin et al. 2010).

A maioria das espécies de plantas que colonizam as áreas alagáveis têm síndromes de dispersão hidrocórica ou ictiocórica (Ziburski 1991; Ayres 1993). Devido à presença de grandes áreas de florestas alagáveis, muitas espécies de peixes se alimentam diretamente de folhas, sementes, frutos, insetos terrestres ou outros invertebrados presentes na vegetação marginal. Assim, as florestas ripárias e matas ciliares fornecem importantes serviços ecossistêmicos por meio de seus altos valores de produtividade e diversidade de habitats, além de fornecerem matéria orgânica aos ecossistemas aquáticos (Hughes 1994; Townsend-Small 2005).

Em particular os frutos e sementes são importantes componentes da dieta de peixes, sendo a interação peixe-planta fundamental também para a dispersão de sementes (Goulding 1980). As características dos peixes dispersores, como o tamanho, idade e hábito migrador podem também influenciar as distâncias de dispersão das sementes (Galetti et al. 2008; Anderson et al. 2011), mantendo ou expandindo a área de distribuição das plantas, já que para a maioria das espécies de plantas a distância da planta mãe é relativamente curta, raramente excedendo algumas dezenas de metros (Willson 1993). As características das sementes são também importantes na dispersão (Moegenburg 2002), como é o caso da capacidade de flutuação, que lhes permite percorrer distâncias maiores via hidrocoria (Ziburski 1990). Essas características são de extrema importância para a alimentação de peixes, para a germinação de sementes e nas estratégias de estabelecimento e padrões de regeneração em áreas alagáveis amazônicas (Hook 1984).

Em todo o mundo diversas e abundantes assembleias de peixes frugívoros habitam zonas úmidas tropicais (Horn et al. 2011). O grande número de peixes consumidores de sementes e a dispersão de sementes por peixes (ictiocoria) (Lundberg 1998; Lundberg et al. 1998; Parolin et al. 2013) indicam que as florestas inundadas são ambientes onde a ictiocoria é um fenômeno ubíquo (Gottsberger 1978). Algumas espécies de Characiformes como pacus (*Myleus*, *Myloplus*) e tambaquis (*Colossoma macropomum*) possuem fortes dentes

molariformes, que lhes permite mastigar mesmo as mais duras sementes (Kubitzki 1985). Peixes como o tambaqui aparentemente não têm mudado sua dieta de frutos e sementes ao longo dos últimos 13,5 milhões de anos ou mais (Lundberg 1998; Lundberg et al. 1998), consumindo um enorme número de sementes de uma grande variedade de espécies (Goulding 1980).

A dispersão de sementes possibilita a manutenção da dinâmica, estrutura e diversidade do ecossistema (Van der Pijl 1982). Contudo, as interações entre peixes e plantas em áreas alagáveis podem ser particularmente suscetíveis a perturbações ambientais, tanto naturais devido a impactos de eventos hidroclimáticos extremos, como os eventos de El Niño e La Niña (Foley et al. 2002), quanto antropogênicos, como o desmatamento, sobrepesca, poluição, introdução de espécies exóticas e construção de usinas hidrelétricas, que vêm se intensificando nos últimos anos na Amazônia (Catella 2001; Nogueira et al. 2005; Polaz et al. 2011; Finer e Jenkins 2012; Fearnside 2015; Costa-Pereira et al. 2018). Atualmente existem 416 usinas hidrelétricas em operação ou construção na bacia amazônica, e outras 334 sendo planejadas ou propostas (Winemiller et al. 2016). Quando somados os eventos hidroclimáticos extremos com os efeitos das barragens, os impactos podem ser mais fortes (Foley et al. 2002).

Particularmente as hidrelétricas causam profundas modificações nas comunidades de peixes (Bayley 1988), já que o seu principal efeito é regular o fluxo e alterar o regime de vazão de rios (Graf 2006). Isso ocasiona mudanças na ecologia aquática e na hidrologia fluvial a montante e a jusante das barragens, afetando a qualidade, a quantidade, a temperatura e a transparência da água, criando novos tipos artificiais de ambientes aquáticos (Helland-Hansen et al. 1995; Agostinho et al. 2004; Yao et al. 2005). Além de obstruir as vias de migração dos peixes e outros organismos aquáticos (Winemiller et al. 2016), as barragens também mudam os padrões espaço-temporais de vazão, importantes na estruturação das assembleias de peixes (Poff e Allan 1995).

Os regimes hidrológicos desempenham um papel fundamental na estrutura e função dos ecossistemas aquáticos e suas áreas marginais (Brian et al. 2006). A inundação sazonal permite que as populações de peixes explorem recursos baseados em plantas nas planícies de inundação (Goulding 1980), migrando lateralmente para as áreas alagáveis durante o aumento das águas do rio para se alimentar e evitar predadores (Castello 2008). A diminuição e as mudanças temporais dos picos de cheia podem levar a uma desconexão entre as terras altas da planície de inundação e o canal principal do rio, afetando as espécies arbóreas que possuem síndromes de dispersão hidrocórica e ictiocórica, afetando também as

espécies de peixes que dependem da conectividade entre os corpos de água e da periodicidade anual de inundação para alimentação (Barthem e Goulding 1997). Esse ciclo de cheia e seca exerce efeitos não apenas sobre a quantidade de alimentos, mas também em sua qualidade (Junk 1980), havendo mudanças nítidas nas dietas dos peixes que consomem quantidades maiores de frutos e sementes no período de águas altas (Gonzalez & Vispo 2003). Conseqüentemente, a natureza e a intensidade de impactos ambientais decorrentes das modificações hidrológicas impostas pelos represamentos interferem nas peculiaridades da fauna local (Tundisi 1978; Agostinho et al. 1992). A construção de barragens, e a conseqüente formação dos reservatórios, podem ser consideradas entre as principais causas da diminuição populacional de peixes em diversas partes do mundo (Baxter 1977; Larinier 2000).

Assim, mudanças rápidas nos padrões das inundações, novas condições de pulso (Agostinho et al. 2010) e alterações na composição e estrutura da vegetação podem modificar a disponibilidade de alimento e, conseqüentemente, a dieta das espécies de peixes (Dufech et al. 2003). A alteração da dieta dos peixes pode, frequentemente, provocar impactos significativos nas populações de presas (Harvey e Kitchell 2000), levando a mudanças na estrutura trófica da assembleia de peixes, que podem culminar com a proliferação de algumas espécies e o desaparecimento de outras (Agostinho et al. 2010). Além disso, mudanças na abundância de peixes e na composição de espécies podem ter conseqüências mais amplas no ecossistema (Taylor et al. 2006), como por exemplo, mudanças nos processos de dispersão de sementes pelos peixes (Castello et al. 2013) e na estrutura de outras assembleias aquáticas (Flecker 1992). Desta forma, o conhecimento de atributos ecológicos básicos como a riqueza, diversidade e abundância dos peixes (Santos e Formagio 2000), bem como sua biologia alimentar, constituem uma importante ferramenta na definição de estratégias para o manejo sustentável dos ecossistemas alagáveis (Hahn e Delariva 2003).

Sabe-se que a implantação de usinas hidrelétricas causa grandes impactos na vegetação, tanto a montante quanto a jusante das barragens, provocando uma intensa mortalidade de árvores de diferentes espécies (Benchimol e Peres 2015; Assahira et al. 2017; Resende et al. 2018). As espécies de peixes que consomem frutos e sementes oriundos da floresta alagável podem ser vulneráveis à perda dessas florestas (Correa et al. 2015). Porém, de que forma a alteração do regime hidrológico na Amazônia afeta a dispersão de sementes por peixes ainda não está clara. Poucos são os estudos dos efeitos de hidrelétricas sobre a dispersão de sementes arbóreas por peixes na região. Neste sentido, pesquisas que visem

maximizar o conhecimento científico dos impactos que os empreendimentos hidrelétricos causam nas interações entre peixes e plantas são de grande relevância, uma vez que os ambientes aquáticos amazônicos sofrem cada vez mais intervenções antrópicas, notadamente o grande número de empreendimentos hidrelétricos planejados que mudarão permanentemente a paisagem amazônica.

No presente estudo foram realizadas coletas a jusante do rio Uatumã, cujo pulso de inundação foi alterado após a construção da hidrelétrica de Balbina, bem como na área do reservatório da hidrelétrica, e no rio Abacate, um tributário do rio Uatumã a jusante da barragem, mas com o pulso de inundação regular. O trabalho está dividido em dois capítulos, o primeiro deles intitulado “Composição e estrutura trófica da ictiofauna na área de influência da Usina Hidrelétrica de Balbina, Amazônia Central”, teve como objetivo analisar a dieta, estabelecer e comparar as categorias tróficas e o espectro alimentar da ictiofauna nas três áreas amostrais. O segundo capítulo é intitulado “Consumo e potencial dispersão de sementes por peixes na área de influência da Usina Hidrelétrica de Balbina, Amazônia Central” e teve como objetivo comparar a riqueza e diversidade de peixes que consomem frutos e sementes e a riqueza e diversidade de sementes encontradas em seus tratos digestórios entre os rios Uatumã e Abacate.

## **2. Objetivos**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar os impactos causados pelo barramento do rio Uatumã pela Usina Hidrelétrica de Balbina no consumo e potencial dispersão de sementes pelos peixes e na estrutura trófica da ictiofauna a montante (reservatório) e a jusante, e no rio Abacate, um tributário do Uatumã sem impacto do barramento.

### **2.2 Objetivos específicos**

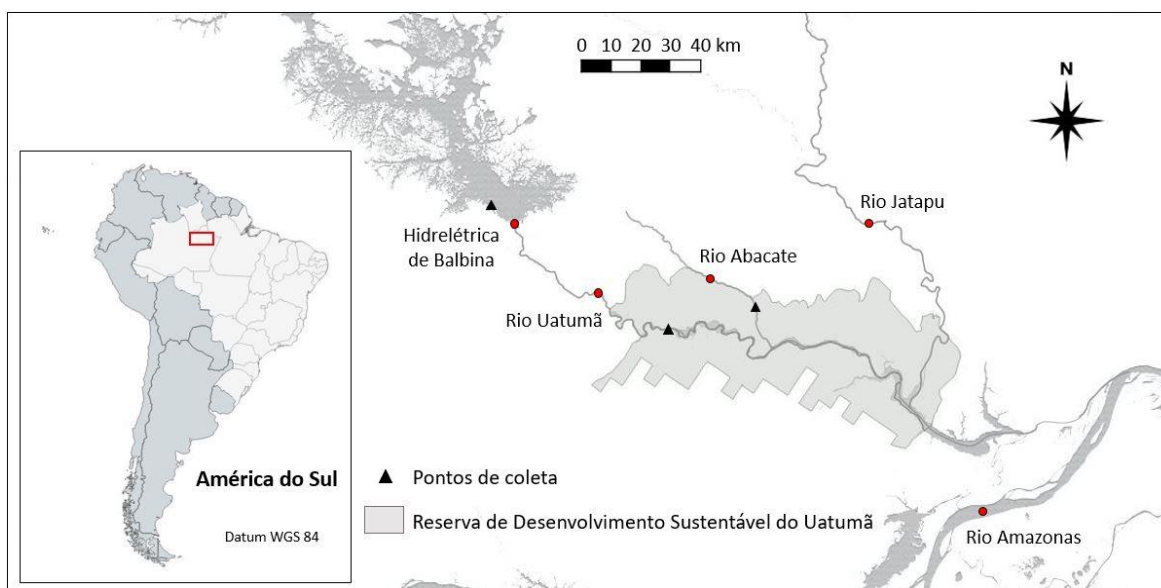
- I. Analisar a dieta, comparar as categorias tróficas e o espectro alimentar da ictiofauna nas três áreas de estudo;
- II. Comparar a riqueza e diversidade de peixes que consomem frutos e sementes entre os rios Uatumã e Abacate;



- III. Comparar a riqueza e diversidade de sementes consumidas pelos peixes entre os rios Uatumã e Abacate.

### 3. Área de Estudo

A pesquisa foi realizada no reservatório da Usina Hidrelétrica de Balbina ( $1^{\circ}54'38.54''$  S e  $59^{\circ}28'33.84''$  O), no rio Uatumã ( $2^{\circ}15'13.96''$  S e  $59^{\circ}00'58.41''$  O) e no rio Abacate ( $2^{\circ}13'55.74''$  S e  $58^{\circ}42'57.14''$  O), que é um tributário do rio Uatumã a jusante da barragem, ambos os rios localizados na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã (Licença número 67848-1 SISBIO/ICMBio/MMA). A reserva foi criada como forma de compensar os danos causados pela usina hidrelétrica (Figura 1).



**Figura 1:** Áreas de estudo: área 1: reservatório da hidrelétrica de Balbina - área 2: rio Uatumã - área 3: rio Abacate: Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã.

#### 3.1 Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã

A RDS do Uatumã foi criada pelo decreto N° 24.295 em 25 de junho de 2004. É uma Unidade de Conservação localizada na região nordeste do Estado do Amazonas, entre os municípios de São Sebastião do Uatumã e Itapiranga. A reserva possui uma área total de 424.430 hectares e compreende 20 comunidades ribeirinhas instaladas nas margens do Rio Uatumã e seus afluentes. A reserva possui, de acordo com o último diagnóstico

socioeconômico realizado pelos órgãos gestores, aproximadamente 1.300 moradores, distribuídos em cerca de 260 famílias (IDESAM 2009).

Parte da RDS do Uatumã apresenta relevo dissecado em interflúvios tabulares com cotas altimétricas em torno de 100-150m, correspondendo à porção mais baixa do Planalto Rebaixado da Amazônia, que vem desde o Escudo Guianense em um suave mergulho até as planícies do rio Amazonas. Essa unidade de relevo situa-se nas duas margens do rio Uatumã, contígua às áreas de planície de inundação deste rio, onde ocupa uma extensão de aproximadamente 1.900 km<sup>2</sup>, perfazendo 40% da área. Trata-se do prolongamento sul da superfície aplainada da porção sul da sinéclise do Amazonas, onde afloram os depósitos paleozóicos da região de Balbina-Presidente Figueiredo (Carneiro & Trancoso 2007).

O principal rio da reserva é o Uatumã, que possui uma bacia com área de captação de cerca de 69.500 km<sup>2</sup> (Melack e Hess 2010), percorrendo a extensão total da reserva, aproximadamente 180 km. Afluente da margem norte do rio Amazonas, seu curso segue a direção norte-sul. Suas nascentes estão localizadas no escudo pré-cambriano das Guianas, de onde transporta águas pretas ácidas e com baixa quantidade de sedimentos e nutrientes (Junk et al. 2015). Outro rio da RDS Uatumã é o rio Abacate, um tributário de água preta do rio Uatumã, que se localiza a jusante da barragem da Usina Hidrelétrica de Balbina (UHE Balbina), mas que não sofre impactos da alteração do pulso de inundação dessa UHE (Junk et al. 2015).

A região (incluindo o reservatório) tem um clima equatorial pluvial, a temperatura média anual é de 27 °C e precipitação média anual de 2.030 mm. O período de chuvas se intensifica durante alguns meses do ano, com o pico da estação chuvosa entre março e abril e o período seco de julho a outubro, sendo os meses mais secos em agosto e setembro (IDESAM 2009).

### **3. 2 Usina Hidrelétrica de Balbina**

Uma das primeiras usinas hidrelétricas instaladas na região para fornecer energia a Manaus foi Balbina (Fearnside 1990). Instalada no rio Uatumã entre os anos de 1983-1987, sem relatórios de impactos ambientais (EIA-RIMA) prévios à sua implementação (Fearnside 2015), a UHE de Balbina foi muito criticada. Devido ao tamanho diminuto da bacia hidrográfica e declividade pequena, a produção de energia média de 122,2 megawatts (MW) é baixa em comparação a capacidade planejada de 250 MW (Fearnside 2015). Além disso,

o investimento foi muito elevado e a área inundada muito vasta, o que acarretou prejuízos ecológicos e humanos irreversíveis (Baines 1994).

A implantação da hidrelétrica de Balbina causou grandes distúrbios nas condições hidrológicas. No período anterior à implantação da hidrelétrica (1973-1982), o rio Uatumã apresentava um pulso monomodal característico, comum para grandes rios da bacia Amazônica (Junk et al. 2011), onde a amplitude média das flutuações anuais do nível da água era de cerca de 2 m (Figura 3a). Uma grande parte do reservatório é extremamente rasa porque o relevo em Balbina é bastante plano (Fearnside 1990), com profundidade máxima registrada de 32 m, e profundidade média de 8,4 m (Kemenes 2006). A condutividade elétrica no reservatório varia entre 8,4 e 11,5  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , com pH ligeiramente ácido variando entre 6,0 e 7,2 e a temperatura entre 29 e 32,5 °C (Santos 2012).

Como a formação do reservatório inundou porções de terra-firme, cobertas por uma vegetação não adaptada às condições de inundação permanente, grandes quantidades de árvores morreram, e troncos e galhos secos popularmente denominados de paliteiros (Figura 2) permanecem no local (Melack e Wang 1998) se decompondo em condições anóxicas e ácidas, contribuindo para formação de gases de efeito estufa como  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  (Kemenes et al. 2011).

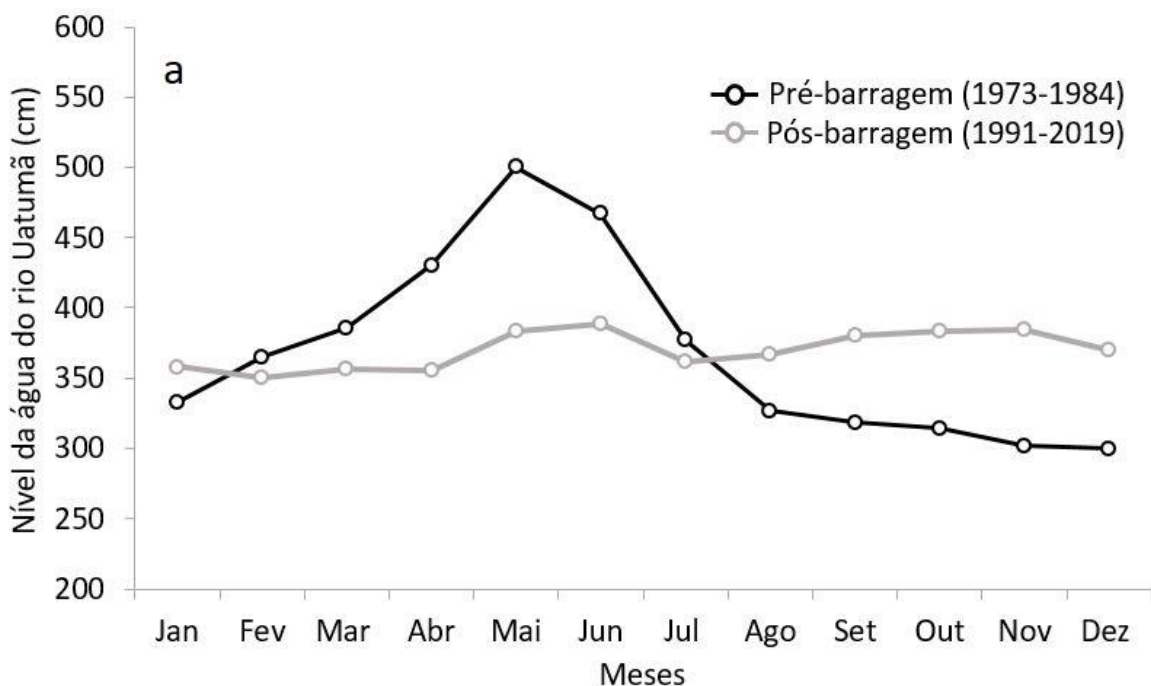


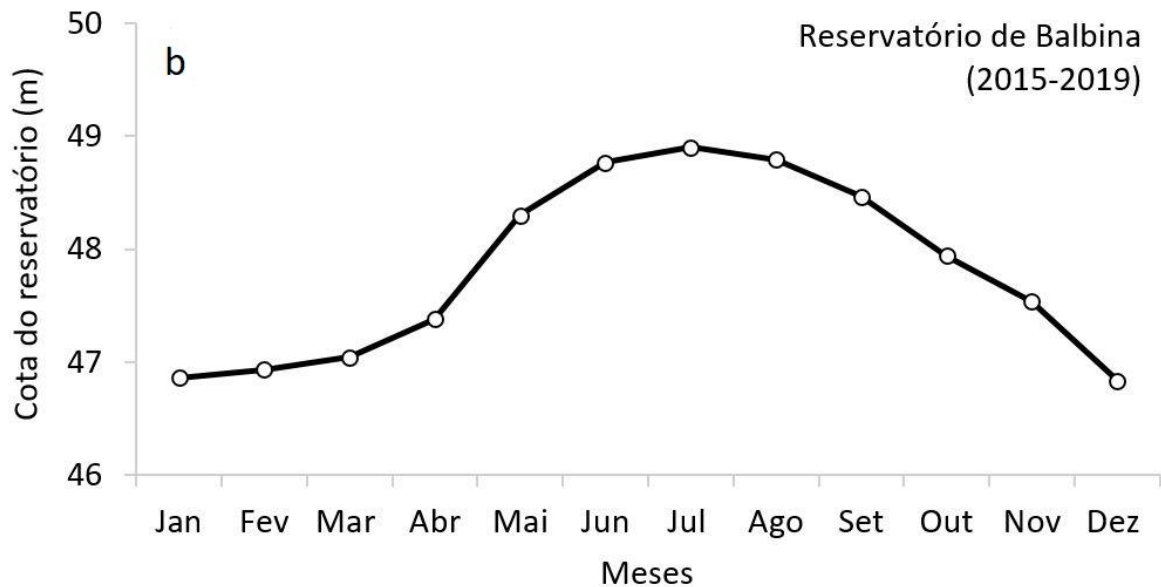
**Figura 2:** Árvores mortas (paliteiros) no interior do reservatório de Balbina (Foto: Autor).

Apesar das árvores das florestas alagáveis amazônicas suportarem em média até 270 dias de inundação por ano (Junk & Piedade 1993), a perda de florestas é um dos custos de grandes represas como Balbina (Lovejoy et al. 1984). A jusante da barragem de Balbina,

Assahira et al. (2017) observaram uma mortalidade anormal de *Macrobium acaciifolium* (Fabaceae) e de outras árvores, como *Eschweilera tenuifolia* (Lecythidaceae). A montante da hidrelétrica uma área de aproximadamente 4.437 km<sup>2</sup> foi inundada, dando origem a 3.546 ilhas (Benchimol e Peres 2015), e a vegetação submersa ainda permanece se decompondo na represa (Fearnside 2015).

Muitas espécies de peixes tropicais se alimentam diretamente das florestas circundantes (Goulding 1980; Correa et al. 2015), com alguns itens alimentares característicos, como plantas, insetos e suas larvas aquáticas e detritos que são explorados em suas cadeias alimentares (Lowe-McConnel 1975; Soares 1979; Goulding 1980; Correa e Winemiller 2014). Dada essa interação, diversas espécies de peixes são particularmente vulneráveis à perda dessas florestas (Angermeier e Karr 1983; Castello e Macedo 2016; Darwall e Freyhof 2016), aumentando assim a probabilidade de reduções na diversidade e produção do sistema (Grift et al. 2001; Andrade e Braga 2005). Devido ao declínio dos níveis máximos e à elevação dos níveis mínimos de água durante o período pós-barramento (Figura 3a), Assahira et al. (2017) estimaram uma redução de cerca de 26% dos terrenos potencialmente ocupadas pela floresta alagável a jusante da barragem, a uma distância de pelo menos 100 km. A flutuação anual do nível do Reservatório é da ordem de 2 metros (Figura 3b).





**Figura 3:** (a) valores medianos dos níveis mensais de água durante o ciclo anual comparando o período anterior e posterior à instalação da usina hidrelétrica Balbina no rio Uatumã. Sistema Hidroweb - ANA, 2020 - Código da estação: 16100000. (b) valores medianos mensais para cota do reservatório de Balbina. Sistema de Acompanhamento de Reservatórios - SAR/ANA, 2020.

#### 4. Referências Bibliográficas

- Agostinho, A. A.; Júlio-Jr, H. F.; Borghetti, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipú, Revista UNIMAR, 14: 89-107.
- Agostinho, A. A.; Tomaz, S. M.; Gomes, L. C. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 4: 255-268.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L. C. & Júlio Jr., H. F. 2010. Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação*, 8: 103-111.
- Anderson, J. T.; Nuttle, T.; Saldaña-Rojas, J. S.; Pendergast, T. H.; Flecker, A. S. 2011. Extremely long-distance seed dispersal by an overfished Amazonian frugivore. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci.*, 278: 3329-3335.
- Angermeier, P. L. and Karr, J. R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9: 117-135.
- Andrade, P. M.; Braga, F. M. S. 2005. Diet and Feeding of Fish from Grande River, Located Below the Volta Grande Reservoir, MG-SP. *Braz. J. Biol.*, 65 (3): 377-385.
- Assahira, C.; Piedade, M. T. F.; Trumbore, S. E.; Wittmann, F.; Cintra, B. B. L.; Batista, E. S.; Resende, A. F.; Jochen Schöngart, J. 2017. Tree mortality of a floodadapted species in

- response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *Forest Ecology and Management*, 396: 113-123.
- Ayres, J. M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá. In: Sociedade civil Mamirauá (Ed.) Estudos de Mamirauá, vol.1. Sociedade civil Mamirauá, Mamirauá, pp 1-123.
- Baines, S. G. 1994. A Usina Hidrelétrica de Balbina e o Deslocamento Compulsório dos Waimiri Atroari. Série Antropologia, 126, Brasília: Departamento de Antropologia, Universidade de Brasília.
- Barthem, R. B.; Goulding, M. 1997. The catfish connection: ecology, migration, and conservation of Amazon predators, *Biology and Resource Management in the Tropics Series*, New York: Columbia Press, 144 p.
- Bayley, P. B. 1988. Factors affecting growth rates of young tropical floodplain fishes: seasonality and density-dependence. *Env. Biol. Of Fish.* Junk, W. Publ., Dordrecht, 21 (2): 127-142.
- Baxter, R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Ver. Ecol. Syst.*, 8: 255-283.
- Benchimol, M.; Peres, C. 2015. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, 103: 408-420.
- Brian, D. R.; Jeffrey, V. B.; Jennifer, P.; David, P. B. 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, 10: 1163-1174.
- Catella, A. C. 2001. A pesca no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil: descrição, nível de exploração e manejo (1994-1999). PhD dissertation, Universidade do Amazonas, Manaus. 342 pp.
- Carneiro, A; Trancoso, R. 2007. Levantamento do Meio Físico da Reserva de Desenvolvimento Sustentável da RDS do Uatumã. Manaus. 57.
- Castello, L. 2008. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. *Ecology of Freshwater Fish*, 17: 38-46.
- Castello, L.; McGrath, D. G.; Hess, L. L.; Coe, M. T.; Lefebvre, P. A.; Petry, P.; Macedo, M. N.; Renó, V. F.; Arantes, C. C. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.*, 6: 217-229.
- Castello, L. & Macedo, M. N. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 22: 990-1007.
- Correa, S. B.; Winemiller, K. O. 2014. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain. *Forest Ecology*, 95 (1): 210-224.

- Correa, S. B.; Araujo, J. K.; Penha, J. M. F.; Cunha, C. N.; Stevenson, P. R.; Anderson, J. T. 2015. Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. *Biological Conservation*, 191: 159-167.
- Cowardin, L. M.; Carter, V.; Golet, F. C.; LaRoe, E. T. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, DC, USA. FWS/OBS-79/31.
- Darwall, W. R. & Freyhof, J. 2016. Lost fishes, who is counting? The extent of the threat to freshwater fish biodiversity. Cambridge, UK: Cambridge University Press. pp. 1-36.
- Dufech A. P. S.; Azevedo M. A.; Fialho C. B. 2003. Comparative dietary analysis of two populations of *Mimagoniates rheocharis* (Characidae: Glandulocaudinae) from two streams of Southern Brazil. *Neotrop Ichthyol.*, 1: 67-74.
- Fearnside, P. M. 2015. Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras. Vol. 1 Editora do INPA, Manaus. 296 p.
- Ferraz de Lima, J. A. 1986. A pesca no Pantana de Mato Grosso (Rio Cuiabá: Importância dos peixes migradores). *Acta Amazonica*, 16 (17): 87-94.
- Ferreira, C. S.; Piedade, M. T. F.; Oliveira-Wittmann, A. D.; Franco, A. C. 2010. Plant reproduction in the Central Amazonian floodplains: challenges and adaptations. *AoB Plants*.
- Finer, M. and Jenkins, C. N. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *Plos One*, 7 (4): e35126.
- Foley, J. A.; Botta, A.; Coe, M. T.; Costa, M. H. 2002. El Niño-Southern Oscillation and the climate, ecosystems and rivers of Amazonia. *Glob. Biogeochem. Cycles* 16, 1132.
- Furch, B. 1984. Untersuchungen zur Uberscgwemmungs-toleranz von Baumen de várzea und des igapó. *Blattpigmente. Biogeographica*, 19: 77-83.
- Flecker, A. S. 1992. Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct vs. strong indirect effects. *Ecology*, 73: 927-940.
- Galetti, M.; Donatti, C. I.; Pizo, M. A. & Giacomini, H. C. 2008. Big fish are the best: seed dispersal of *Bactris glaucescens* by the Pacu fish (*Piaractus mesopotamicus*) in the Pantanal, Brazil. *Biotropica*, 40: 386-389.
- Gonzalez, N. & C. Vispo, 2003. Aspects of the diets and feeding ecologies of fish from nine floodplain lakes of the lower Caura, Venezuelan Guayana. Pp. 329-366 in Vispo, C. & C. Knab-Vispo (eds.). Plantas y vertebrados acuáticos en el corredor ribereño del bajo Rio Caura. Scient. Guaian. 12.
- Gottsberger, G. 1978. Seed Dispersal by Fish in the Inundated Regions of Humaitá, Amazonia. *Biotropica*, 10 (3): 170-183.
- Goulding, M. 1980. The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history. Berkeley and Los Angeles, CA: University of California Press.

- Graf, W. L. 2006. Downstream hydraulic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology*, 79: 336-360.
- Grift, R. E. & Buijse, A. D.; Van Densen, W. L. T.; Klein Breteler, J. G. P. 2001. Restoration of the river-floodplain interaction: benefits for the fish community in the river Rhine. *Archiv für Hydrobiologie*. Supplementband. Large Rivers, 12: 173-185.
- Hahn, N. S.; Delariva, R. L. 2003. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? *Interciência*, Caracas, 28 (2): 100-104.
- Harvey, C. J.; Kitchell, J. F. 2000. A stable isotope evaluation of the structure and spatial heterogeneity of a Lake Superior food web. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 57: 1395-1403.
- Helland-Hansen, E.; Holtedahl, T. and Lye, K. A. 1995. "Environmental effects of hydropower development. Norwegian Institute of Technology".
- Hook, D. D. 1984. Adaptations to flooding with fresh water, Chap. 8. In *Flooding and Plant Growth*, T. T. Kozlowski (Ed.). *Academic Press*, Orlando, FL.
- Horn, M. H.; Correa, S. B.; Parolin, P.; Pollux, B. J. A.; Anderson, J. T.; Lucas, C.; Widmann, P.; Tjiu, A.; Galetti, M.; Goulding, M. 2011. Seed dispersal by fishes in tropical and temperate fresh waters: the growing evidence. *Acta Oecol.*, 37: 561-577.
- Hughes, F. M. R. 1994. Environmental change, disturbance and regeneration in semi-arid floodplain forests. In: Millington A. C., Pye, K. (Eds), *Environmental change in drylands: biogeographical and geomorphological perspectives*. *Wiley*, New York, pp. 321-345.
- IDESAM, 2009. Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã. Versão para consulta pública. Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas. Manaus, AM, Brasil, 395p.
- Junk, W. J. 1980. Áreas inundáveis: um desafio para limnologia. *Acta Amazônica*, 10 (4): 775-795.
- Junk, W. J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: Holm-Nielsen, L. B.; Nielsen, I. C.; Balslev, H. *Tropical forest: botanical dynamics, speciation and diversity*. New York: *Academic Press*, p. 47-64.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Aparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain system, p. 110-127. In DODGE, D. P. (Ed) *Proceedings of the International Large River Symposium* *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.
- Junk, W. J.; Piedade, M. T. F. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana*, 12 (3/4): 467-484.
- Junk, W. J., 1997. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. *Springer*, Berlin, Heidelberg, New York.



- Junk, W. J.; Piedade, M. T. F. 2010. An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies 210, *Springer Verlag*, Berlin-Heidelberg-New York: 3-25.
- Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney J. M.; Wittmann, F. 2011. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31: 623-640.
- Junk, W. J.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Piedade, M. T. F. 2015. A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management*, 23 (4): 667-693.
- Kemenes, A.; Forsberg, B. R.; Melack, J. M. 2011. CO<sub>2</sub> emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116: G03004.
- Kubitzki, K. 1985. Ichthyochory in *Gnetum venosum*. *An Acad. Brasil Cienc.*, 57: 513-516.
- Larinier, M. 2000. Environmental Issues, Dams and Fish Migration, World Commission on Dams, Final Draft.
- Lovejoy, T. E.; Rankin, J. M.; Bierregaard Jr. R. O.; Brown Jr. K. S., Emmons, L. H. & Van der Voort, M. E. 1984. Ecosystem decay of Amazon forest remnants. p. 295-325. In: M. H. Nitecki (ed.) Extinctions. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, E.U.A.
- Lowe-McConnell, R. H., 1975. Fish communities in tropical freshwaters. Their distribution, ecology and evolution. Longman, New York.
- Lundberg, J. G.; Marshall, L. G.; Guerrero, J.; Horton, B.; Malabarta, M. C. S. L.; Wesselingh, F. 1998. The stage for Neotropical fish diversification. In: Malabarta LR, Reis RE, Vari RP, Lucena ZMS, Lucena CAS (eds) Phylogeny and classification of Neotropical fishes. EDIPUCRS, Porto Alegre, pp. 13-48.
- Martinelli, L. A.; Pinto, A. S.; Nardoto, G. B.; Ometto, J. P. H. B.; Filoso, S.; Coletta, L. D.; Ravagnani, E. C. 2012. Nitrogen mass balance in the Brazilian Amazon: an update. *Braz. J. Biol.*, (suppl.), 72 (3): 683-690.
- Melack, J. M.; Hess, L. L. 2010. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands in the Amazon Basin. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds) Central Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management. *Springer*, Berlin/Heidelberg/New York.
- Melack, J. M. and Wang, Y. 1998. Delineation of flooded area and flooded vegetation in Balbina Reservoir (Amazonas, Brazil) with synthetic aperture radar. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26: 2374-2377.
- Moegenburg, S. M. 2002. Spatial and temporal variation in hydrochory in Amazonian floodplain forest. *Biotropica*, 34: 606-612.

- Mulligan, M.; Sullivan, J. P.; Arantes, C. C.; Sousa, L. M.; Koning, A. A.; Hoeninghaus, D. J.; Sabaj, M.; Lundberg, J. G.; Armbruster, J.; Thieme, M. L.; Petry, P.; Zuanon, J.; Torrente Vilara, G.; Snoeks, J.; Ou, C.; Rainboth, W.; Pavanelli, C. S.; Akama, A. van Soesbergen A.; Sáenz, L. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351: 128-129.
- Nogueira, M. G.; Henry, R.; Jorcin, A. 2005. Ecologia de reservatórios. Rima, São Carlos.
- Parolin, P. 2004. Central Amazonian floodplain forests: tree adaptations in a pulsing system. *Bot. Rev.*, 70: 357-380.
- Parolin, P.; Waldhoff, D.; Piedade, M. T. F. 2010. Fruit and seed chemistry, biomass and dispersal. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.), Central Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management. Ecological Studies, vol. 210. *Springer Verlag*, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, pp. 243-258.
- Parolin, P.; Wittmann, F.; Ferreira, L. V. 2013. Fruit and seed dispersal in Amazonian floodplain trees - A review. *Ecotropica*, 19: 19-36.
- Pires, J. M. 1973. Tipos de vegetação da Amazônia. O Museu Goeldi no Ano do Sesquicentenário. Publicação Avulsa Museu Paraense Emílio Goeldi, 20: 179-202.
- Poff, N. L.; Allan, J. D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76: 606-627.
- Polaz, C. N. M.; Bataus, Y. S. L.; Desbiez, A.; Reis, M. L. 2011. Plano de ação nacional para a conservação das espécies aquáticas ameaçadas de extinção da bacia do rio Paraíba do Sul. Série Espécies Ameaçadas.
- Resende, A. F.; Schöngart, J.; Streher, A. S.; Ferreira-Ferreira, J.; Piedade, M. T. F.; Silva, T. S. F. 2018. Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. *Science of the Total Environment*, 659: 587-598.
- Santos, G. B.; Formagio, P. S. 2000. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, 21 (2): 98-106.
- Socolar, J. B.; Gilroy, J. J.; Kunin, W. E.; Edwards, D. P. 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, 31: 67-80.
- Silveira, M. 2003. Vegetação e Flora das Campinaranas do Sudoeste Amazônico (JU-008). Relatório de Defesa Técnica, Associação S.O.S. Amazônia, Rio Branco, 28 p.
- Soares, M. G. M. 1979. Aspectos ecológicos (alimentação e reprodução) dos peixes do igarapé do Porto, Aripuanã, MT. *Acta Amazonica*, 9 (2): 325-352.
- Schöngart, J.; Junk, W. J. 2007. Forecasting the flood-pulse in Central Amazonia by ENSO-indices. *J. Hydrol.*, 335: 124-132.

- Taylor, B. W.; Flecker, A. S. and Hall, R. O. 2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science*, 313: 833-836.
- Townsend-Small, A.; McClain, M. E.; Brandes, J. A. 2005. Contributions of carbon and nitrogen from the Andes Mountains to the Amazon River: Evidence from an elevational gradient of soils, plants, and river material. *Limnology and Oceanography*, 50: 672-685.
- Tundisi, J. 1978. Construção de reservatórios e previsão de impactos ambientais no baixo Tietê: Problemas limnológicos, Instituto de geografia. USP. Biogeografia, p.1-19.
- Van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. New York: *Springer Verlag*, ed. 3.
- Waldhoff, D. & Maia, L. A. 2000. Production and chemical composition of fruits from trees in floodplain forests of Central Amazonia and their importance for fish production. Pp. 393-415 in Junk, W. J.; Ohly, J.; Piedade, M. T. F. & Soares, M. G. (eds.). The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management. Backhuys Publishers b. V., Leiden.
- Wetzel, P. R.; van der Valk, A. G.; Toth, L. A. 2001. Restoration of wetland and vegetation on the Kissimmee River floodplain: potential role of seed banks. *Wetlands*, 21 (2): 189-198.
- Williams, C. A.; Cooper, D. J. 2005. Mechanisms of riparian cottonwood decline along regulated rivers. *Ecosystems*, 8: 382-395.
- Willson, M. F. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetatio*. 107/108: 261-280.
- Winemiller, K. O.; McIntyre, P. B.; Castello, L.; Fluet-Chouinard, E.; Giarrizzo, T.; Nam, S.; Baird, I. G.; Darwall, W.; Lujan, N. K.; Harrison, I.; Stiassny, M. L. J.; Silvano, R. A. M.; Fitzgerald, D. B.; Pelicice, F. M.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. S.; Albert, J. S.; Baran, E.; Petrere Jr, M.; Zarfl, C.; Mulligan, M.; Sullivan, J. P.; Arantes, C. C.; Sousa, L. M.; Koning, A. A.; Hoinghaus, D. J.; Sabaj, M.; Lundberg, J. G.; Armbruster, J.; Thieme, M. L.; Petry, P.; Zuanon, J.; Torrente Vilara, G.; Snoeks, J.; Ou, C.; Rainboth, W.; Pavanelli, C. S.; Akama, A. van Soesbergen A.; Sáenz, L. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269): 128-129.
- Wittmann, F. & Junk, W. J. 2016. Amazon River Basin. The Wetland Book, 1-20.
- Wittmann, F. & Parolin, P. 1999. Phenology of six tree species from Central Amazonian várzea. *Ecotropica*, 5 (1): 51-57.
- Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J. C.; Motzer, M.; Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Queiroz, H. L.; Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33: 1334-1347.
- Wittmann, F.; Schöngart, J.; Junk, W. J. 2010. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). Amazon floodplain forests:

Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. *Ecological Studies* 210, *Springer Verlag*, Berlin-Heidelberg-New York: 61-102.

Wittmann, F.; Householder, E.; Piedade, M. T. F.; Assis, R. L.; Schöngart, J.; Parolin, P.; Junk, W. J. 2012. Habitat specificity, endemism and the neotropical distribution of Amazonian white-water floodplain trees. *Ecography*, 36 (6): 690-707.

Saint Paul, U. 1994. Der Neotropisch Überschwemmungswald: Beziehung Zwischen Fisch und Umwelt. Final Report BMFT N° 0339366a. 71p.

Yao, W. K.; Yang, Z. F.; Liu, Z.; Cui, B. S.; Dong, S. K.; Liu, J. 2005. Spatio-Temporal Characteristics of Lancangjiang River Water Quality along Middle Reaches. *Journal of Soil and Water Conservation*, 19 (6):148-152.

Ziburski, A. 1990. Ausbreitung und Reproduktionsbiologie einiger Baumarten der amazonischen Überschwemmungswälder. Unpublished Ph.D. Thesis, University Hamburg, Germany.

Ziburski, A. 1991. Dissemination, Keimung und Etablierung einiger Baumarten der Überschwemmungswälder Amazoniens. In: Rauh W (ed) *Tropische und subtropische Pflanzenwelt*. Akademie der Wissenschaften und der Literatur, 77: 1-96.

## **5. Financiamento da Pesquisa**

Este projeto foi financiado e executado no âmbito do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração - PELD/MAUA - Fase II, dentro do projeto “Ecologia e monitoramento da vegetação de áreas úmidas oligotróficas na Amazônia Central: impactos antropogênicos e implicações para conservação em áreas protegidas nas bacias dos rios Negro e Uatumã”, com processo N° 441590/2016-0 - CNPq/FAPEAM. Contou também com apoio do INCT ADAPTA.

## Capítulo I

### Composição e estrutura trófica da ictiofauna na área de influência da Usina Hidrelétrica de Balbina, Amazônia Central

#### Resumo

O regime de vazão natural dos rios é crucial para a sustentação da biodiversidade aquática e manutenção dos processos ecológicos em ecossistemas fluviais. As alterações hidrológicas desencadeadas por hidrelétricas podem causar uma série de impactos sobre os ecossistemas aquáticos. Os peixes são sensíveis a essas alterações, pois elas provocam mudanças na quantidade e variedade de recursos alimentares, resultando em alterações na ecologia alimentar, na composição e abundância de espécies, bem como na estrutura da comunidade. O presente estudo objetivou comparar a ictiofauna quanto à composição das guildas tróficas em três ambientes na Amazônia Central, dois deles sob a influência da Hidrelétrica de Balbina (reservatório da hidrelétrica e porção do rio Uatumã a jusante), e o rio Abacate, tributário do rio Uatumã, mas sem influência direta da hidrelétrica. Coletas mensais foram feitas de fevereiro a julho de 2019, utilizando um conjunto de nove malhadeiras com redes de malhas de 24 a 110 mm entre nós opostos com 10 m de comprimento e 1,5 a 3,0 m de altura em cada área. Um total de 1.406 peixes foram coletados, pertencentes a 45 espécies, 18 famílias e 6 ordens. Diferença significativa foi verificada na riqueza de espécies entre os três ambientes. Não houve diferença significativa na abundância de peixes coletados nos os três locais. A maior diversidade foi observada no rio Uatumã ( $H' = 2,589$ ), seguida do rio Abacate ( $H' = 2,313$ ) e reservatório de Balbina ( $H' = 1,832$ ). Para o estabelecimento das guildas tróficas foram analisados os conteúdos estomacais de 1.405 exemplares de 44 espécies. Os principais itens encontrados foram fragmentos vegetais, fragmentos animais, sementes, polpa, flores, folhas, peixes e invertebrados. As espécies foram classificadas como Detritívoras, Frugívoras, Herbívoras, Invertívoras, Onívoras ou Piscívoras. Diferença significativa foi encontrada na abundância de peixes das guildas tróficas entre as três áreas amostradas. Não houve diferença significativa na riqueza de espécies das guildas tróficas entre os três sítios amostrados. A plasticidade trófica encontrada em muitas das espécies analisadas pode ajudar a explicar a aparente ausência de diferença no número de espécies das guildas entre os ambientes.

**Palavras-chave:** Áreas alagáveis, dieta, guildas tróficas, reservatório.

## **Ichthyofauna composition and trophic structure in the area of influence of the Balbina Dam, Central Amazon**

### **Abstract**

The natural flow regime of rivers is crucial for sustaining aquatic biodiversity and maintaining ecological processes in river ecosystems. The hydrological changes triggered by hydroelectric plants can cause a series of impacts on aquatic ecosystems. Fish are sensitive to these changes, as they alter the changes in the amount and variety of food resources, resulting in changes in food ecology, in the composition and abundance of species, as well as in the structure of the community. The present study aimed to compare the composition and dietary ecology of fish trophic guilds in three environments in Central Amazonia, two of them under the influence of the Balbina Dam (the hydroelectric's reservoir and the downstream portion of the Uatumã river), and the Abacate river, a tributary of the Uatumã river, but without direct influence of the dam. Monthly collections were made from February to July 2019, using a set of nine gill nets with 24 to 110 mm mesh size between opposing knots 10 m long and 1.5 to 3.0 m high in each area. A total of 1,406 specimens were collected, belonging to 45 species, 18 families and 6 orders. Significant difference was found in species richness among the three environments. There was no significant difference in the abundance of fish collected at the three sites. The greatest diversity was observed in the Uatumã river ( $H' = 2.589$ ), followed by the Abacate river ( $H' = 2.313$ ) and Balbina Reservoir ( $H' = 1.832$ ). To identify the trophic guilds, stomach contents of 1,405 specimens of 44 species were analyzed. The main items found were plant fragments, animal fragments, seeds, fruit pulp, flowers, leaves, fish and invertebrates. The species were classified as Detritivorous, Frugivorous, Herbivorous, Invertivorous, Omnivorous or Piscivorous. Significant difference was found in the abundance of fish in the trophic guilds between the three sampled areas. There was no significant difference in the species richness of the trophic guilds between the three sampled sites. The trophic plasticity found in many of the analyzed species may help to explain the apparent absence of difference in the number of species of the guilds between the environments.

**Keywords:** Diet, floodplains, reservoir, trophic guilds.

## 1. Introdução

A bacia amazônica possui a maior diversidade de peixes de água doce do planeta (Lévêque et al. 2008; Albert e Reis 2011), com 2.716 espécies válidas, das quais 1.696 são endêmicas (Dagosta & de Pinna 2019). Apesar da elevada diversidade biótica, os ecossistemas de água doce estão entre os habitats mais ameaçados da Terra (Meyback 2003; Vörösmarty et al. 2010), e cada vez vêm sofrendo mais com intervenções antrópicas, notadamente com a construção de hidrelétricas (Dynesius e Nilsson 1994), com mais da metade dos grandes rios mundiais já represados (Nilsson et al. 2005). Na América do Sul as usinas hidrelétricas têm afetado o funcionamento dos principais rios (Agostinho et al. 2015), especialmente na Amazônia onde a construção de hidrelétricas tem avançado, com muitas represas construídas recentemente e outras sendo planejadas (Tollefson 2011; Finer e Jenkins 2012; Castello et al. 2013; Grill et al. 2015; Winemiller et al. 2016; Fearnside 2017; Latrubesse et al. 2017).

O regime de vazão natural dos rios é crucial para a sustentação da biodiversidade aquática e manutenção dos processos ecológicos em ecossistemas fluviais (Bunn e Arthington 2002). Em contraste, as alterações hidrológicas desencadeadas por hidrelétricas podem causar uma série de impactos sobre os ecossistemas aquáticos (Agostinho et al. 2015; Alho et al. 2015; Castello et al. 2016). Os peixes são sensíveis a essas alterações (Poff e Zimmerman 2010), pois elas provocam mudanças na quantidade e variedade de recursos alimentares (Hahn et al. 1997; Pelicice et al. 2015), resultando em alterações na ecologia alimentar e na composição e abundância de espécies (Agostinho et al. 2008).

A regulação do regime de vazão é frequentemente descrita como a mais séria ameaça à ecologia dos rios e suas áreas alagáveis (Neiman et al. 1995; Sparks 1995), e a formação de reservatórios artificiais decorrentes do represamento de rios leva a profundas modificações estruturais nas comunidades de peixes em relação ao sistema fluvial original (Agostinho et al. 2008). O estabelecimento de novas condições ambientais e as flutuações na disponibilidade de recursos, decorrentes do represamento, tendem a favorecer espécies que apresentam plasticidade na dieta (Hahn et al. 1998), pois os ambientes de reservatório oferecem itens alimentares que diferem daqueles disponibilizados nos rios (Lowe-McConnell 1999). Assim, certas espécies de peixes podem responder rapidamente ao represamento, enquanto outras respondem gradualmente ao longo de anos ou décadas, de acordo com sua natureza trófica (Agostinho et al. 1999), o que pode levar à proliferação de algumas espécies em condições ambientais favoráveis, ou à extinção local de outras (Hahn et al. 1998).

Uma forma de descrever a estrutura trófica e as interações alimentares dentro de comunidades biológicas é por meio da análise das guildas tróficas (Specziár & Rezsú 2009), que podem ser definidas como grupos de espécies que exploram o mesmo tipo de recurso de maneira similar (Simberloff & Dayan 1991). As guildas tróficas podem sofrer mudanças na abundância após a formação do reservatório (Delariva et al. 2013), bem como alterações na dieta das espécies, podendo ocorrer a diversificação ou modificação dos itens alimentares para a maioria delas (Loureiro 2000; Cassemiro et al. 2005). Com a mudança na proporção dos recursos alimentares disponíveis, algumas guildas tróficas podem ser perdidas ou se tornar restritas a poucas espécies (Agostinho et al. 2008).

Tendo em vista os impactos causados por usinas hidrelétricas nos rios e suas áreas alagáveis e a previsão do aumento desses empreendimentos na região amazônica, este estudo comparou três ambientes na Amazônia Central, dois deles sob a influência da Hidrelétrica de Balbina (Lago da Hidrelétrica e porção do Rio Uatumã a jusante, onde o pulso de inundação foi alterado respondendo à demanda energética da hidrelétrica), e o Rio Abacate, pertencente à bacia do Rio Uatumã, mas sem alteração do pulso regular de inundação. Por meio da análise do conjunto de peixes coletados nas três localidades, o estudo buscou ampliar o conhecimento sobre a riqueza e a ecologia alimentar de peixes em ambientes impactados por hidrelétricas.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1 Captura dos peixes**

Os pontos de coleta foram distribuídos em três áreas: *Área 1* (1°51'09.52" S e 59°35'18.10" O) - localizada a montante da hidrelétrica (reservatório); *Área 2* (2°15'08.53" S e 59°01'19.69" O) - área a jusante da hidrelétrica (rio Uatumã); *Área 3* (2°10'13.25" S e 58°43'20.48" O) - área sem impacto direto da hidrelétrica, localizada no rio Abacate. Os peixes foram capturados mensalmente em um período de 6 dias mensais (dois dias em cada local) entre os meses de fevereiro a julho de 2019 correspondendo ao período de enchente e cheia do rio. Para cada uma das três áreas foi feito o georreferenciamento e montado um conjunto de nove malhadeiras com redes de malhas de 24 a 110 mm entre nós opostos com 10 m de comprimento e 1,5 a 3,0 m de altura. Essas baterias foram colocadas próximas às áreas marginais e expostas por 11 horas (das 6:00 h às 17:00 h), com vistorias a cada 2 horas.



Os peixes capturados foram mortos por redução metabólica pelo rápido contato com gelo. A triagem dos estômagos dos espécimes coletados ocorreu ainda em campo, conforme descrito posteriormente, no tópico “Análise do conteúdo estomacal”. Após a obtenção do peso (g) e comprimento padrão (cm) dos indivíduos e da análise do trato digestório, um representante de cada espécie foi etiquetado e armazenado em caixa de isopor para posterior transporte ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, para confirmação da identidade taxonômica com o auxílio de especialistas. A biomassa total de cada espécie foi obtida somando-se o peso (g) de cada exemplar.

Para caracterizar os locais de amostragem, antes da instalação das redes foram determinadas as características físicas e químicas da água: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}$ ), transparência ao disco de Secchi (m), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e oxigênio dissolvido (mg/l).

## **2. 2 Análise do conteúdo estomacal**

O estômago dos exemplares foi analisado para a quantificação dos itens alimentares, que foram separados em fragmentos vegetais, fragmentos animais, sementes, polpa de frutos, flores, folhas, peixes e invertebrados. Uma amostra do conteúdo estomacal contendo itens de difícil identificação foi armazenada em tubos do tipo eppendorff para análise mais detalhada em laboratório; para se obter o volume relativo de cada item encontrado no estômago foi utilizada uma proveta graduada (mm) (Hyslop 1980).

## **2. 3 Análise do espectro alimentar**

Para avaliar a importância relativa de cada item consumido pelos peixes, foi calculado o Índice Alimentar (IA) de Kawakami & Vazzoler (1980), onde foram usados os dados do volume relativo (ml) de cada item (medido por meio de proveta graduada) e frequência de ocorrência (F.O.):

$$\text{F.O.} = \frac{\text{n}^{\circ} \text{ de estômagos com o item } i}{\text{n}^{\circ} \text{ de estômagos com alimento}} \times 100$$

Combinados através da seguinte fórmula:

$$\text{I.A.} = \frac{F_i \times V_i}{\sum (F_i \times V_i)}$$

Onde:

IA = índice alimentar;

F<sub>i</sub> = frequência de ocorrência do item i;

V<sub>i</sub> = volume relativo do item i, em função do conteúdo total de cada estômago.

A partir dos valores do Índice Alimentar, foram determinadas categorias tróficas para cada espécie, tendo sido utilizados para estabelecer as categorias os tipos de alimento cujos valores de IA foram maiores do que 50%. As espécies foram classificadas como *frugívoras*: consomem principalmente frutos, sementes ou polpa; *herbívoras*: consomem fragmentos vegetais, folhas, flores, e demais itens de origem vegetal; *piscívoras*: com dieta baseada em peixes ou escamas; *invertívoras*: cuja dieta é constituída de insetos terrestres, aquáticos, fragmentos de insetos, larvas de insetos e outros invertebrados; *onívoras*: se alimentam de itens de origem animal e vegetal, porém o índice alimentar (IA) de cada item não ultrapassa 50%; *detritívoras*: consomem material orgânico finamente particulado. Para o estabelecimento das categorias tróficas foram utilizadas espécies que possuíam abundância maior que cinco indivíduos. As que não cumpriram este requisito (como as detritívoras) tiveram suas respectivas categorias estabelecidas com base na literatura (Apêndice 3).

## 2. 4 Análise de dados

Foram realizadas curvas de rarefação para os três ambientes de coleta utilizando-se o estimador de riqueza não-paramétrico *Jackknife* de primeira ordem. Para caracterizar a diversidade das assembleias de peixes para os três ambientes foram utilizados valores absolutos da riqueza de espécies (S), número de indivíduos (N), índice de diversidade de Shannon (H') (Shannon-Wiener 1949), e de equitabilidade de Pielou (J') (Magurran 1988),

que tende a 0 (zero) quando uma espécie domina amplamente na comunidade, e é igual a 1 (um) quando as espécies têm a mesma abundância. Para representar a dominância das espécies na estrutura da comunidade foi calculado o índice de Berger-Parker (Berger e Parker 1970). Uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) foi utilizada para comparar a abundância e riqueza de espécies entre o reservatório de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate, bem como para analisar a riqueza e abundância das guildas tróficas entre os três locais. As análises foram realizados no software estatístico Past 3.26.

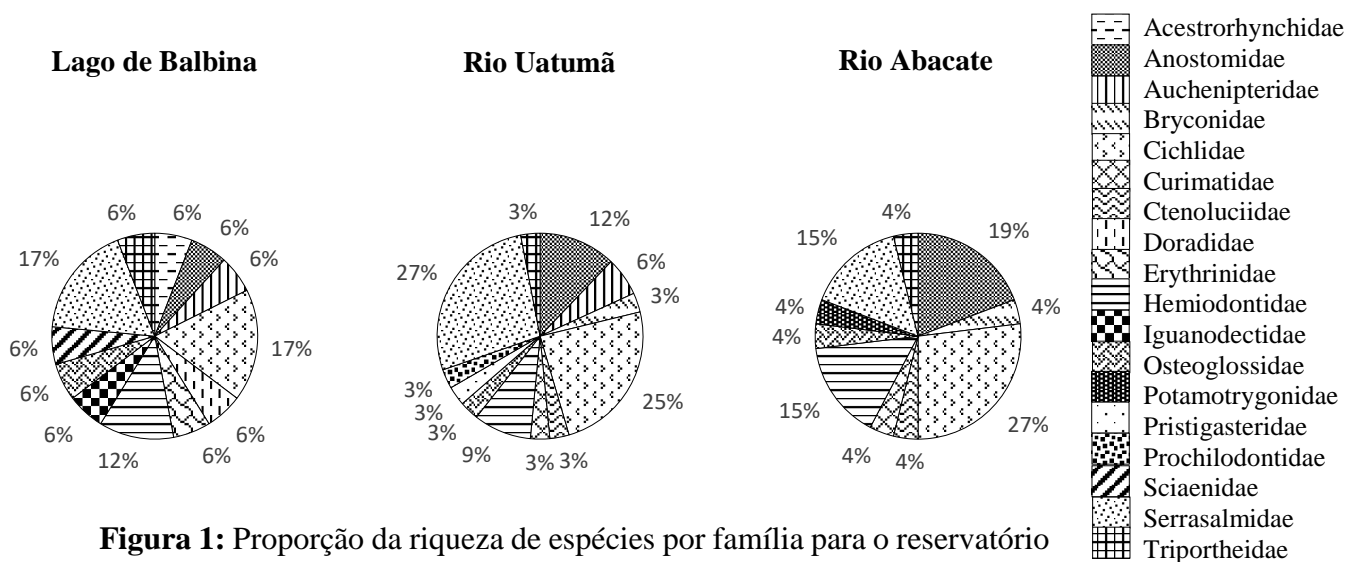
### **3. Resultados**

#### **3.1 Composição da ictiofauna**

As variáveis ambientais medidas (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade e transparência), com exceção do pH, não apresentaram distinção entre os três ambientes (Apêndice 1).

Um total de 1.406 exemplares foram coletados, pertencentes a 45 espécies, 18 famílias e 6 ordens. A ordem com maior número de famílias foi Characiformes (9), seguida de Siluriformes e Perciformes (2 famílias cada), Clupeiformes, Myliobatiformes e Osteoglossiformes (1). As famílias com maior número de espécies foram Serrasalminidae e Cichlidae, ambas com 10 espécies, seguidas de Anostomidae (6), Hemiodontidae (4), Auchenipteridae (2) e Acestrorhynchidae, Bryconidae, Ctenoluciidae, Curimatidae, Doradidae, Erythrinidae, Iguanodectidae, Osteoglossidae, Potamotrygonidae, Pristigasteridae, Prochilodontidae, Sciaenidae e Triportheidae com apenas 1 espécie cada. A maior abundância de indivíduos foi verificada para as ordens Characiformes (74%), Perciformes (23%), Osteoglossiformes (1%), Siluriformes (1%), Clupeiformes (0,5%) e Myliobatiformes (0,5%).

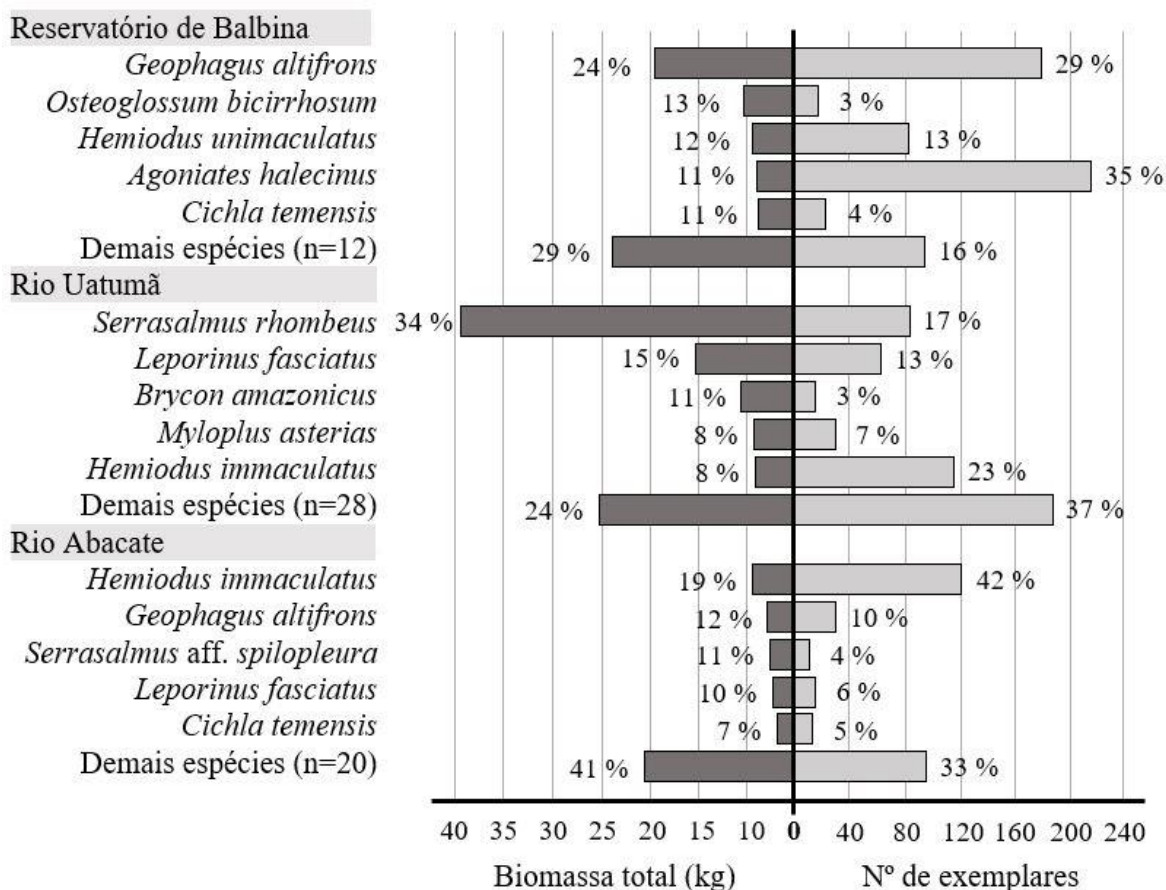
No lago da UH de Balbina foram coletados 616 exemplares (biomassa total = 82 kg) pertencentes a 17 espécies. Para o rio Uatumã foram capturados 500 indivíduos (biomassa total = 119 kg) de 33 espécies, e para o rio Abacate foram 290 indivíduos (biomassa total = 52 kg) pertencentes a 25 espécies.



**Figura 1:** Proporção da riqueza de espécies por família para o reservatório da UH de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate.

As cinco espécies com maior biomassa no reservatório de Balbina foram *Geophagus altifrons* (19 kg), *Osteoglossum bicirrhosum* (11 kg), *Hemiodus unimaculatus* (9 kg), *Agoniatas halecinus* (8 kg) e *Cichla temensis* (8 kg), representando 71% da biomassa de indivíduos, as outras doze espécies totalizaram 24 kg (29%). Para o rio Uatumã *Serrasalmus rhombeus* apresentou maior biomassa (38 kg), seguida de *Leporinus fasciatus* (15 kg), *Brycon amazonicus* (11 kg), *Myloplus asterias* (8 kg), e *Hemiodus immaculatus* (8 kg), que juntas foram responsáveis por 76% da biomassa, e as demais espécies somaram 25 kg (24%). No rio Abacate foram *H. immaculatus* (9 kg), *G. altifrons* (6 kg), *Serrasalmus* aff. *spilopleura* (5 kg), *L. fasciatus* (5 kg) e *C. temensis* (3 kg), somando 59% da biomassa, e o restante das espécies totalizou 21 kg (41%) (Figura 2).

No lago de Balbina *A. halecinus* que representou 35% dos exemplares, contribuiu com apenas 11% da biomassa, enquanto que *O. bicirrhosum*, apesar de não figurar entre as cinco mais abundantes (3%) no reservatório, foi a segunda em termos de biomassa (13%). No rio Uatumã *H. immaculatus* foi a mais abundante (23%), no entanto, sua biomassa representou somente 8%, enquanto *S. rhombeus* que representou 17% da abundância foi responsável por 34% da biomassa, sendo esse valor maior que a soma da biomassa de outras 28 espécies (24%), que corresponderam por 37% da abundância. Somente no rio Abacate a espécie mais abundante (*H. immaculatus*) (42%) também apresentou biomassa maior (19%) entre as cinco de maior biomassa (Figura 2).

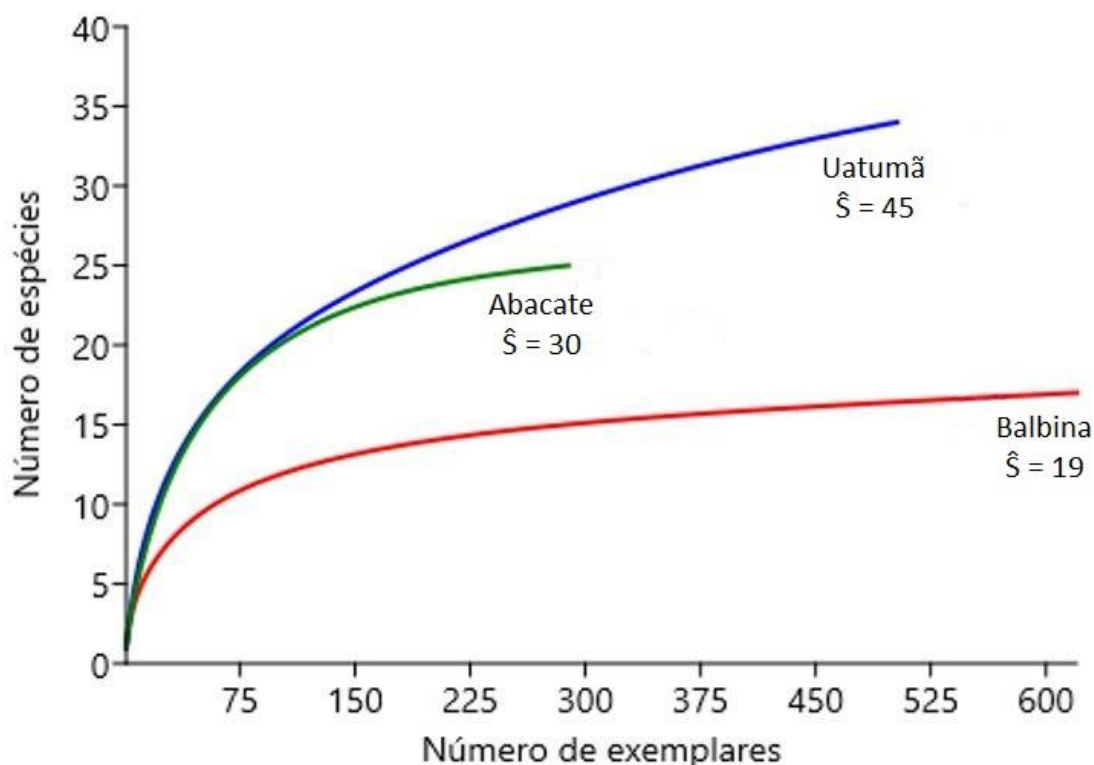


**Figura 2:** Relação entre biomassa total e número de exemplares para peixes do reservatório da UH de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate.

As cinco espécies mais abundantes no reservatório de Balbina foram responsáveis por 86% do número de indivíduos coletados, sendo *A. halecinus* (217), *G. altifrons* (179), *H. unimaculatus* (83), *C. temensis* (24) e *Metynnis hypsauchen* (24); no rio Uatumã 68% dos indivíduos pertenceram às espécies *H. immaculatus* (117), *S. rhombeus* (83), *L. fasciatus* (64), *C. temensis* (43) e *M. asterias* (33); para o rio Abacate as espécies *H. immaculatus* (122), *G. altifrons* (30), *L. fasciatus* (17), *C. temensis* (15) e *Hemiodus semitaeniatus* (14) representaram 68% da abundância. As espécies comuns aos três locais foram *A. halecinus*, *C. temensis*, *G. altifrons*, *H. unimaculatus*, *L. fasciatus*, *M. hypsauchen*, *O. bicirrhosum* e *S. rhombeus*. No lago de Balbina 47% das espécies apresentaram abundância inferior a 10 exemplares, e nos rios Uatumã e Abacate esse valor foi de 62% e 68%, respectivamente. A lista com todas as espécies coletadas nos três sítios amostrais encontra-se no Apêndice 2.

As curvas de rarefação para os três ambientes (Figura 3) obtidas pelo estimador de riqueza *Jackknife* de primeira ordem indicaram que o número esperado de espécies para o reservatório de Balbina foi de 19 espécies ( $\hat{S} = 19$ ). Em comparação com o valor de riqueza observada ( $S = 17$ ), esse valor indica a captura de aproximadamente 89% da riqueza

esperada. No rio Uatumã a estimativa de riqueza foi de 45 espécies ( $\hat{S} = 45$ ), que em comparação ao valor observado ( $S = 33$ ), indica que cerca de 73% das espécies deste ambiente foram coletadas. Para o rio Abacate a riqueza esperada foi de 30 espécies ( $\hat{S} = 30$ ), mostrando que 83% das espécies foram coletadas, quando comparada a riqueza observada ( $S = 25$ ).



**Figura 3:** Curva de rarefação de espécies de peixes para os três locais de coleta: Reservatório da UH de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate, com estimadores em Jackknife 1 (intervalos de confiança suprimidos).

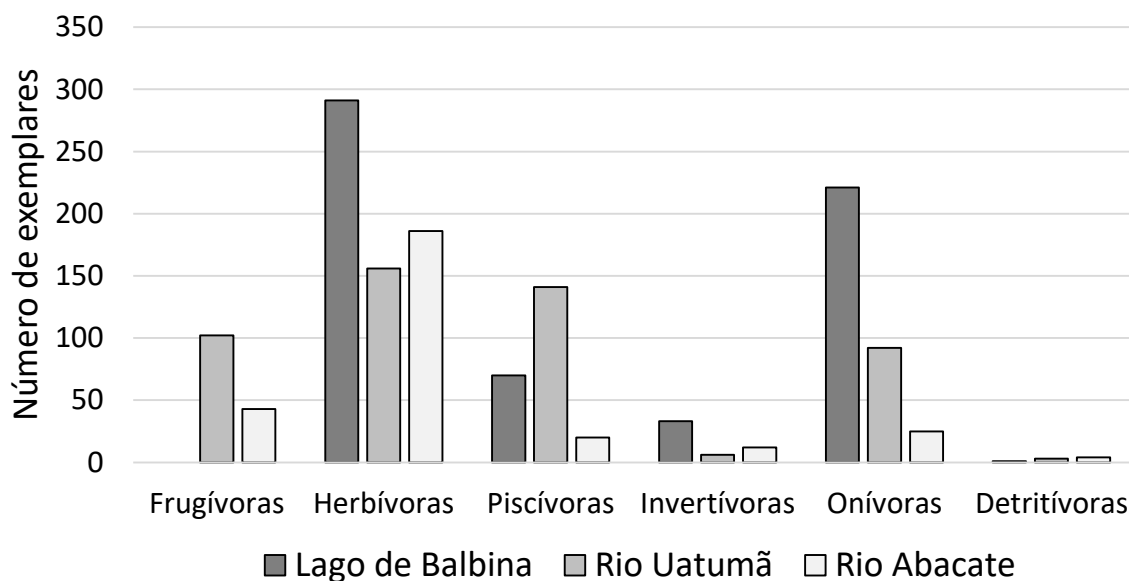
O índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) para a comunidade íctica indica que a diversidade do rio Uatumã ( $H' = 2,589$ ) é maior que a do rio Abacate ( $H' = 2,313$ ) e do lago da UH de Balbina ( $H' = 1,832$ ). A equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) apresentou valores aproximados para os rios Uatumã ( $J' = 0,7341$ ) e Abacate ( $J' = 0,7186$ ), e menor valor para o lago de Balbina ( $J' = 0,6467$ ). O índice de Berger-Parker ( $D$ ) para dominância de espécies mostrou maior valor para o rio Abacate ( $D = 0,4207$ ), seguida do lago de Balbina ( $D = 0,3523$ ) e rio Uatumã ( $D = 0,234$ ) com a menor dominância (Tabela 1). O resultado da análise de variância multivariada permutacional indicou diferença significativa na riqueza de espécies (PERMANOVA,  $F = 4,228$ ,  $p < 0,0223$ ) entre os três ambientes. Não houve diferença significativa na abundância (PERMANOVA,  $F = 0,9896$ ,  $p = 0,4632$ ) entre os três locais.

**Tabela 1:** Parâmetros de diversidade calculados para as assembleias de peixes do reservatório da UH de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate.

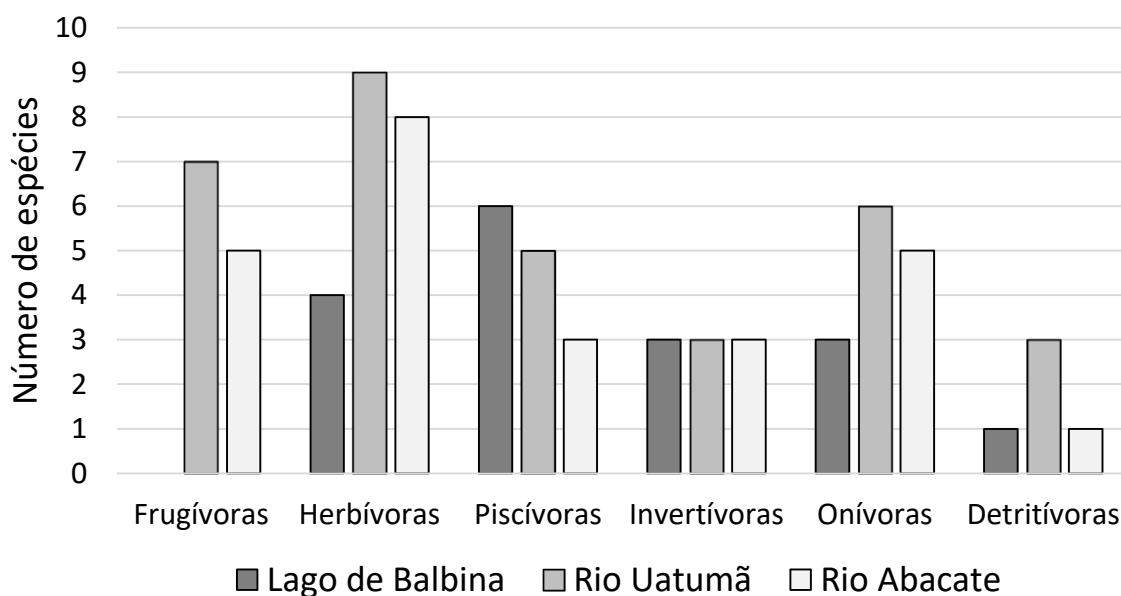
	Lago de Balbina	Rio Uatumã	Rio Abacate
Riqueza - S	17	33	25
Indivíduos - N	616	500	290
Shannon - H'	1,832	2,589	2,313
Equitabilidade - J'	0,6467	0,7341	0,7186
Berger-Parker - D	0,3523	0,234	0,4207

### 3. 2 Guildas tróficas

Foram analisados os conteúdos estomacais de 1.405 exemplares de 44 espécies (excetuando-se *Potamotrygon* sp.) dos três locais de coleta. A análise do espectro alimentar por meio do índice alimentar (IA) (Apêndice 3) possibilitou a classificação das espécies em seis categorias tróficas (Detritívoras, Frugívoras, Herbívoras, Invertívoras, Onívoras e Piscívoras). Para 19 espécies (41%), a quantidade insuficiente de exemplares não permitiu a classificação da respectiva guilda trófica (Apêndice 4), sendo essa análise realizada para um total de 1.358 indivíduos. Para o reservatório de Balbina as espécies corresponderam a cinco categorias, sendo Piscívoros (34,5%) representados por 5 espécies e 70 indivíduos, Herbívoros (24%) por 4 espécies (291), Invertívoros (18%) por 3 espécies (33), Onívoros (18%) por 3 espécies (221) e Detritívoros (5,5%) por 1 espécie (1). Não houve registro de espécies frugívoras para o reservatório da hidrelétrica. No rio Uatumã foram registradas seis categorias, onde os Herbívoros (27%) foram representados por 9 espécies e 156 indivíduos, seguida de Frugívoros (21%) com 7 espécies (102), Onívoros (18%) com 6 espécies (92), Piscívoros (15%) com 5 espécies (141), Invertívoros (9,5%) com 3 espécies (6) e Detritívoros (9,5%) com 3 espécies (3). No rio Abacate foram identificadas seis categorias, das quais os Herbívoros (32%) foram representados por 8 espécies e 186 indivíduos, Frugívoros (20%) por 5 espécies (43), Onívoros (20%) por 5 espécies (25), Piscívoros (12%) por 3 espécies (20), Invertívoros (12%) por 3 espécies (12) e Detritívoros (4%) por 1 espécies (4) (Figuras 4 e 5). A análise de variância multivariada permutacional indicou diferença estatística na abundância das guildas tróficas entre as três áreas amostradas. (PERMANOVA,  $F = 1,8$ ,  $p < 0,0167$ ). Não houve diferença estatística na riqueza de espécies das guildas tróficas entre os três sítios amostrados (PERMANOVA,  $F = 0,7062$ ,  $p = 0,7722$ ).



**Figura 4:** Número de indivíduos representado por categoria trófica para o reservatório de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate.



**Figura 5:** Número de espécies representado por categoria trófica para o reservatório de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate.

Algumas espécies foram agrupadas em mais de uma categoria trófica (Apêndice 5), dependendo do local e dos recursos alimentares consumidos, o que pode refletir a disponibilidade de itens alimentares em cada ambiente. As espécies classificadas em mais de uma categoria alimentar foram *A. longiceps* (Balbina = herbívoro / Abacate = onívoro), *A. longimanus* (Balbina = Invertívoro / Uatumã = onívoro), *L. fasciatus* (Balbina = onívoro / Uatumã = onívoro / Abacate = frugívoro) e *S. rhombeus* (Balbina = piscívoro / Uatumã =



piscívoro / Abacate = frugívoro). No reservatório de Balbina, o item alimentar registrado com maior frequência (para espécies com mais de cinco indivíduos) foi fragmentos vegetais, consumido por 67% das espécies, seguido de peixes (50%), invertebrados (33%) e fragmentos animais (25%). Itens como sementes, polpa, flores e folhas não foram registrados nesse local. No rio Uatumã o item fragmentos vegetais foi registrado em 75% das espécies, seguido de peixes (69%), sementes (63%), polpa (50%), fragmentos animais (44%), invertebrados (31%), flores (25%) e folhas (13%). No rio Abacate foram fragmentos vegetais (77%), sementes (62%), fragmentos animais (46%), polpa, peixes e invertebrados com 31% cada e folhas (8%), o item flores não foi registrado. A frequência de ocorrência dos itens alimentares para cada ambiente encontra-se no Apêndice 6.

## **4. Discussão**

### **4.1 Composição da ictiofauna**

Um dos principais desafios em ecologia e biologia da conservação é entender os fatores que determinam padrões de abundância, distribuição, e coocorrência de espécies (Arrington et al. 2005). Neste estudo, a riqueza e a abundância da ictiofauna foram relativamente baixas, quando comparadas com a de outros rios amazônicos. No rio Uatumã, onde o pulso de inundação natural foi regulado pela hidrelétrica, foi verificada maior riqueza de espécies (33), em comparação ao rio Abacate (25) e ao lago de Balbina (17). Agostinho et al. (2007), estudando a ictiofauna de 77 reservatórios das bacias dos principais rios do Brasil, verificaram que a diversidade de peixes em áreas represadas é muito baixa, o que também foi observado para o reservatório de Balbina ( $H' = 1,832$ ), com diversidade bem menor que nos rios Uatumã ( $H' = 2,589$ ) e Abacate ( $H' = 2,313$ ). De fato, em reservatórios, existe um consistente decréscimo na riqueza de espécies ao longo do tempo (Orsi e Britton 2014), pois somente espécies com adaptações que se ajustam à disponibilidade de diferentes habitats irão colonizar com sucesso esse novo ambiente (Matthews 1998; Gomes e Miranda 2001). Como as assembleias de reservatórios são o resultado de uma reestruturação das comunidades que previamente ocupavam o rio represado (Agostinho et al. 1999), o evidente declínio na riqueza de espécies é resultado de filtros ambientais que gradualmente removem espécies fluviais pré-existentes (Agostinho et al. 2015). Lowe-McConnell (1987) afirma que o número de espécies das comunidades de peixes em águas tropicais está relacionado com a complexidade do ambiente, pois habitats mais complexos oferecem maior diversidade de

nichos, possibilitando a partição de recursos e a coexistência (Grenouillet & Pont 2001). A variação sazonal no nível da água é outro fator estruturador das comunidades de peixes em rios (Wootton 1992). Estas características dos habitats podem ser a causa da maior riqueza e diversidade de espécies nos rios Uatumã e Abacate, pois as espécies de peixes tendem a permanecer em ambientes com grande heterogeneidade de habitats ou que preservam as características fluviais originais (Agostinho et al. 2007). Essa sazonalidade no regime de inundação é, segundo Winemiller (1996), o que explica a maior diversidade de espécies nesses ambientes. Cabe ainda destacar que o ambiente do rio Uatumã possui sistemas de lagos de inundação, o que também pode explicar o maior número de espécies para esse ambiente, uma vez que podem abrigar tanto espécies de ambientes lênticos quanto de ambientes lóticos.

A riqueza de espécies em reservatórios varia com sua área de superfície, idade e localidade (Agostinho et al. 2015). Apesar da imensa área inundada (4.437 km<sup>2</sup>) pela hidrelétrica de Balbina (Benchimol e Peres, 2015), apenas 17 espécies foram capturadas, representando quase metade do número de espécies encontradas a jusante, entretanto, a abundância de peixes foi maior (616 exemplares) que nos demais ambientes. Esse padrão de menor riqueza e maior abundância a montante e maior riqueza e menor abundância a jusante, também foi encontrado por Sá-Oliveira et al. (2015) para o reservatório da hidrelétrica de Coaracy Nunes no rio Araguari (Estado do Amapá), que embora seja mais antiga e com menor área superficial que Balbina, apresentou maior riqueza e abundância em sua área de influência (montante e jusante).

#### **4. 2 Guildas tróficas**

O hábito alimentar pode determinar e limitar o espaço em que determinada espécie vive, sendo assim, os peixes não irão viver em um local onde não exista alimento suficiente para sua manutenção (Siqueira-Souza et al. 2006). Em ambientes de reservatório, espécies com hábitos alimentares dependentes de recursos alóctones, tais como frutos e sementes, podem exibir um declínio em suas abundâncias depois do represamento (Agostinho et al. 2008). Isso foi observado para o reservatório de Balbina, onde espécies cuja alimentação baseia-se em sua maior parte em frutos e sementes não foram registradas. De fato, a ocorrência desse tipo de alimento, e conseqüentemente a guilda dos frugívoros, está restrita às áreas alagáveis, neste caso, aos rios Uatumã e Abacate. A plasticidade alimentar de algumas espécies, consideradas oportunistas (Knoppel 1970), pode lhes possibilitar

sobreviver em ambientes com recursos alimentares variáveis, em oposição às espécies menos tolerantes, incapazes de fazê-lo.

Embora o regime regulado do rio Uatumã impeça o alagamento de topografias mais elevadas da planície de inundação, ocasionando menor acessibilidade dos peixes a floresta alagada e seus recursos, a redução da amplitude média de inundação de cerca de 1,15 m no pico de cheia em relação ao período pré-barramento, parece não ter sido suficiente para limitar totalmente o acesso dos peixes aos recursos oriundos da vegetação inundável, tendo em vista que a guilda dos herbívoros, assim como os frugívoros, apresentou maior ocorrência de espécies no rio Uatumã (43%) em relação ao sistema prístino do rio Abacate (38%). Já no reservatório de Balbina os herbívoros foram mais abundantes. Delariva et al. (2013) estudando as guildas tróficas no reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, também verificaram maior abundância de herbívoros, que no caso de Balbina foi relacionada principalmente às espécies *Geophagus altifrons* e *Hemiodus unimaculatus*. A menor riqueza de espécies herbívoras registrada no reservatório de Balbina em relação às áreas alagáveis dos rios Uatumã e Abacate está de acordo com os estudos de Araújo-Lima et al. (1995) que analisaram o número de espécies por guilda trófica em reservatórios e áreas alagáveis de diferentes rios, concluindo que a riqueza da guilda dos herbívoros em reservatórios sempre foi menor em relação à das áreas alagáveis. Já a guilda dos piscívoros no reservatório de Balbina apresentou maior riqueza de espécies (43%) em relação aos rios Uatumã (36%) e Abacate (21%) e às outras guildas. A predominância de piscívoros pode ser comum em reservatórios (Fugi et al. 2005; Luz-Agostinho et al. 2006). Segundo Agostinho et al. (2015) em reservatórios a ocorrência de espécies piscívoras pode aumentar com o passar dos anos. Isso pode ocorrer em função da proliferação principalmente de espécies (presas) com ciclo de vida curto, crescimento rápido e alto potencial reprodutivo, que terão vantagem na colonização (Agostinho et al. 1999).

Embora os rios Uatumã e Abacate possuam áreas de florestas alagáveis que servem de abrigo para vários organismos, entre eles os insetos e outros invertebrados, isso não se refletiu em maior número de espécies invertívoras em relação ao reservatório, sendo registradas apenas três espécies em cada ambiente, representando a guilda menos abundante em cada local, depois dos detritívoros. Segundo Fugi et al. (2005) os insetos terrestres podem ser uma importante fonte de recursos em reservatórios, que no caso de Balbina pode ser favorecida devido a presença de vegetação de terra firme que permanece nas cerca de 3.546 ilhas formadas (Benchimol e Peres 2015), o que pode explicar o mesmo número de espécies invertívoras nos três ambientes. A maior abundância de espécies onívoras registrada para o

reservatório de Balbina em relação aos demais ambientes, ocorreu principalmente devido a presença de *Agoniatès halecinus*, que apresentou baixas abundâncias nas áreas alagáveis dos rios Uatumã e Abacate. Araújo-Lima et al. (1995) destacam que a riqueza de espécies onívoras tende a ser maior em reservatórios do que em áreas alagáveis. No entanto, no presente estudo a maior riqueza de espécies onívoros foi observada nas áreas alagáveis dos rios Uatumã e Abacate. A menor riqueza de onívoros no reservatório pode ter ocorrido devido a outros fatores que não a alimentação, como por exemplo o ambiente lântico do reservatório, e que diferentemente das áreas alagáveis possui menor oferta de abrigos, tornando algumas espécies vulneráveis à predação. A guilda dos detritívoros foi a que apresentou menor riqueza e abundância, e conseqüentemente menor biomassa nos três ambientes, sendo representada pelas espécies *O. niger* (Doradidae) no lago de Balbina, *Heros notatus* (Cichlidae), *Cyphocharax abramoides* (Curimatidae) e *Semaprochilodus insignis* (Prochilodontidae) no rio Uatumã e *C. abramoides* no rio Abacate. Embora tenham sido pouco representativas neste estudo, as espécies detritívoras especializadas são membros dominantes das assembleias de peixes em áreas alagáveis as América do Sul, onde frequentemente totalizam mais de 40% da biomassa (Araújo-Lima et al. 1995).

A despeito das especializações anatômicas para alimentação exibidas por muitas espécies de peixes em corpos de águas tropicais, como as encontradas em detritívoros ou piscívoros, a maioria delas mostra considerável plasticidade em suas dietas (Lowe McConnell, 1987). Isso foi também verificado em muitas das espécies examinadas no presente estudo, salvo os onívoros que são caracterizados pela variedade de recursos alimentares capazes de utilizar, com espécies dotadas de especializações anatômicas, como as piranhas, que se mostraram aptas a consumir em grande proporção itens de origem vegetal, alternando seu hábito alimentar dependendo da disponibilidade de recursos. Os resultados obtidos no presente estudo permitem inferir que embora o pulso de inundação do rio Uatumã tenha sido regulado pela hidrelétrica de Balbina, não foram verificadas diferenças estatísticas quanto à riqueza de espécies nas guildas tróficas entre os três locais. A plasticidade alimentar das espécies pode ajudar a explicar a aparente ausência de diferenças na riqueza das guildas tróficas entre os ambientes.

## **5. Referências Bibliográficas**

Agostinho, A. A.; Miranda, L. E.; Bini, L. M.; Gomes, L. C.; Thomaz, S. M. and Suzuki, H. I. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In

Tundisi, J. G. and Straskraba, M. (eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Leiden: Backhuys Publishers. p. 227-265.

Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. & Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá.

Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.*, 68 (4, Suppl.): 1119-1132.

Agostinho, A. A.; Zaniboni, E. F. & Lima, F. C. T. 2008b. *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850). In A. B. M. Machado, G. M. Drumond, & A. P. Paglia (Eds.), Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (pp. 54-56). Brasília: Fundação Biodiversitas, MMA.

Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Santos, N. C. L.; Ortega, J. C. G.; Pelicice, F. M. 2015. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fish Res.*, 173 (1): 26-36.

Albert, J. S. and Reis, R. E. 2011. Introduction to Neotropical freshwaters, 3-19. In Historical biogeography of neotropical freshwater fishes, ed. J. S. Albert and R. E. Reis. Berkeley, L A: University of California Press.

Alho, C. J. R.; Reis R. E.; Aquino, P. P. U. 2015. Amazonian freshwater habitats experiencing environmental and socioeconomic threats affecting subsistence fisheries. *Ambio*, 44: 412-425.

Araújo-Lima, C. A. R. M.; Agostinho, A. A. & Fabr e, N. N. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In Limnology in Brazil (Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M. & Matsumura Tundisi, T., eds), pp. 105-136. Rio de Janeiro: ABC/SBL.

Arrington, D. A.; Winemiller, K. O.; Layman, C. A. 2005. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. *Oecologia*, 144: 157-167.

Benchimol, M.; Peres, C. 2015. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, 103: 408-420.

Berger, W. H.; Parker, F. L. 1970. Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-Sea sediments. *Science*, 168 (3937): 1345-1347.

Bowen, S. H. 1983. Detritivory in neotropical fish communities. *Environ Biol Fish*, 9:137-144.

- Bunn, S. E. and Arthington, A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *J. Environ. Manage*, 30: 492-507.
- Burns, T. P. 1989. Lindman's contradiction and the trophic structure of ecosystems. *Ecology*, 70: 1355-1362.
- Castello, L.; McGrath, D. G.; Hess, L. L.; Coe, M. T.; Lefebvre, P. A.; Petry, P.; Macedo, M. N.; Renó, V. F.; Arantes, C. C. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.*, 6: 217-229.
- Castello, L. & Macedo, M. N. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 22: 990-1007.
- Crampton, W. G. R. 2008. Ecology and life history of an Amazon floodplain cichlid: the discus fish *Symphysodon* (Perciformes: Cichlidae). *Neotropical Ichthyology*, 6 (4): 599-612.
- Dagosta, F. C. P & De Pinna, M. 2019. The Fishes of the Amazon: Distribution and Biogeographical Patterns, with a Comprehensive List of Species. *American Museum of Natural History*. 431: 163 pp.
- Delariva, R. L.; Hahn, N. S.; Kashiwaqui, E. A. L. 2013. Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology*, 11 (4): 891-904.
- Dynesius, M. and Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 266: 753-762.
- Fearnside, P. M. 2017. Belo Monte: Actors and arguments in the struggle over Brazil's most controversial Amazonian dam. *Journal of the Geographical Society of Berlin*, 148 (1): 14-26.
- Finer, M. and Jenkins, C. N. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS One*, 7 (4): e35126.
- Fugi, R.; Hahn, N. S.; Loureiro-Crippa, V. & Novakowski G. C. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna em reservatórios. Pp. 185-195. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Eds.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, RIMA.
- Gama, C. S.; Rosa, R. S. 2015. Uso de recursos e dieta das raias de água doce (Chondrichthyes, Potamotrygonidae) da Reserva Biológica do Parazinho, AP. *Biota amazônica*, 5 (1): 90-98.
- Gomes, L. C.; Miranda, L. E. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná River basin. *Regul. Rivers*, 17: 67-76.

- Goulding, M. 1980. The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history. University of California Press, Berkeley. 280 p.
- Grenouillet, G.; Pont, D. 2001. Juvenile fishes in macrophyte beds: Influence of resources, habitat structure and body size. *Journal of Fish Biology*, 59: 939-959.
- Grill, G.; Lehner, B.; Lumsdon, A. E.; MacDonald, G. K.; Zarfl, C.; Liermann, C. R. 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environ. Res. Lett.*, 10, 015001.
- Hahn, N. S.; Fugi, R.; Almeida, V. L. L.; Russo, M. R. and Loureiro, V. E. 1997. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: A. A. Agostinho and L. C. Gomes, eds. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, pp. 141-162.
- Hahn, N. S.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Bini, L. M. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência*, 23 (5): 299-305.
- Hoeinghaus, D. J.; Winemiller, K. O. & Agostinho, A. A. 2008. Hydromorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse neotropical food webs. *Oikos*, 117: 984-995.
- Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *J. Fish Biol.*, 17: 411-429.
- Kawakami, E.; Vazzoler, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Bol. Inst. Oceanogr.*, 29 (2): 205-207.
- Knoppel, H. A. 1970. Food of central Amazonian fishes: contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain forest streams. *Amazoniana*, 2: 257-352.
- Kullander, S.; Ferreira, E. J. G. 1988. A new *Satanoperca* species (Teleostei, Cichlidae) from the Amazon River basin in Brazil. *Cybium*, 12 (4): 343-355.
- Latrubesse, E. M., Stevaux, J. C. & Sinha, R. 2005. Tropical rivers. *Geomorphology* 70: 187-206.
- Latrubesse, E. M.; Arima, E. Y.; Dunne, T.; Park, E.; Baker, V. R.; D'Horta, F. M.; Wight, C.; Wittmann, F.; Zuanon, J.; Baker, P. A.; Ribas, C. C.; Norgaard, R. B.; Filizola, N.; Ansar, A.; Flyvbjerg, B., Stevaux, J. C., 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature*, 546: 363-369.
- Lévêque, C.; Oberdorff, T.; Paugy, D.; Stiassny, M. L. J.; Tedesco, P. A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 545-567.

- Lima, F. C. T.; Ramos, L.; Barreto, T; Cabalzar, A.; Tenório, G.; Barbosa, A.; Tenório, F. & Resende, A. S. 2005. Peixes do Alto Tiquié - Ictiologia e conhecimentos dos tukuya e tukano. Pp. 111-282. In: Cabalzar, A. (Org.). Peixe e Gente no Alto Rio Tiquié. São Paulo, Instituto Socioambiental, 339p.
- Lowe-McConnell, R. H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. New York, Cambridge University. 390p.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos Ecológicos de Assembleias de Peixes Tropicais. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. 536p.
- Luz-Agostinho, K. D. G.; Bini, L. M.; Fugi, R.; Agostinho, A. A. & Júlio Jr., H. F. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4: 61-68.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Nova Jersey: Princeton University Press. 179p.
- Matthews, W. J. 1998. Patterns in Freshwater Fish Ecology. Chapman & Hall: Boston, MA.
- McComb, G.; Lubich, C.; Siqueira-Souza, F. K. 2018. Biologia alimentar e reprodutiva de *Ageneiosus lineatus* (Ribeiro; Rapp PY-Daniel; Walsh, 2017) na bacia do rio Negro, Amazonas. Anais do Seminário Internacional em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, v. 5. Manaus: EDUA.
- Meybeck, M. 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, 358 (1440): 1935-1955.
- Moreira-Hara, S. S.; Zuanon, J. A. S.; Amadio, S. A. 2009. Feeding of *Pellona flavipinnis* (Clupeiformes, Pristigasteridae) in a Central Amazonian floodplain. *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, 99 (2): 153-157.
- Naiman, R. J.; Magnuson, J. J.; McKnight, D. M. and Stanford, J. A. 1995. The Freshwater Imperative: A Research Agenda. Island Press, Washington, D. C., 165pp.
- Nilsson, C.; Reidy, C. A.; Dynesius, M; Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308: 405-408.
- Noronha, F.; Macedo, G.; Olentino, D.; Leal, M.; Yamamoto, K. 2018. Composição alimentar da assembleia de peixes em floresta de igapó do Lago Tupé. Anais do Seminário Internacional em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, v. 5.
- Novais, J. L. C.; Camaraschi, É. P.; Winemiller, K. O. 2004. Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei: Cichlidae) during and after reservoir formation in the Tocantins River, Central Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, 16 (1): 41-49.



- Orsi, M. L.; Britton, J. R. 2014. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *J. Fish Biol.*, 84: 1964-1970.
- Pelicice, F. M.; Pompeu, P. S. and Agostinho, A. A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16 (4): 697-715.
- Poff, N. L. and Zimmerman, J. K. H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biol.*, 55: 194-205.
- Röpke, C. P.; Ferreira, E. J. G.; Zuanon, J. A. S. 2014. Seasonal changes in the use of feeding resources by fish in stands of aquatic macrophytes in an Amazonian floodplain, Brazil. *Environ Biol Fish*, 97: 401-414.
- Sá-Oliveira, J. C.; Hawes, J. E.; Isaac-Nahum, V. J.; Peres, C. A. 2015. Upstream and downstream responses of fish assemblages to an eastern Amazonian hydroelectric dam. *Freshwater Biology*, 60: 2037-2050.
- Santos, G. M. 1981. Estudos da alimentação e hábitos alimentares de *Schizodon fasciatus*, *Rhytiodus microlepis* e *R. argenteofuscus* no lago Janauacá, AM. (Osteichthyes). *Acta Amazonica*, 11 (2): 267-283.
- Santos, G. M.; Ferreira, E. J. G.; Zuanon, J. A. S. 2009. Peixes comerciais de Manaus. 144 p.
- Simberloff & Dayan 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22: 115-43.
- Siqueira-Souza, F. K.; Barbosa, R. P.; Freitas, C. E. C. 2006. Peixes do Médio Rio Negro: uma abordagem ecológica. Manaus: EDUA, 41p.
- Shannon, C. E.; Wiener, W. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana; University of Illinois Press 117p.
- Sparks, R. E. 1995. Need for ecosystem management of large rivers and floodplains. *BioScience*, 45: 168-182.
- Specziár, A. & Rezsú, E. T. 2009. Feeding guilds and food resources partitioning in a lake fish assemblage: an ontogenetic approach. *J. Fish Biol.*, 75: 247-267.
- Stefani, P. M.; Rocha, O. 2009. Diet composition of *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), a fish introduced into the Tietê River system. *Braz. J. Biol.*, 69 (3): 805-812.
- Tedesco, P. A.; Beauchard, O.; Bigorne, S.; Blanchet, L.; Buisson, L.; Conti, L.; Cornu, J. F.; Dias, M. S.; Grenouillet, G.; Hugueny, B.; Jézéquel, C.; Leprieur, F.; Brosse, S.; Oberdorff, T. 2017. A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Sci. Data*. 4, 170141.

Tollefson, J. 2011. A struggle for power. *Nature*, 479: 160-161.

Vörösmarty, C. J.; McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P.; Glidden, S.; Bunn, S. E.; Sullivan, C. A.; Liermann, C. R.; Davis, P. M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467: 555-561.

Winemiller, K. O. 1996. Factors driving temporal and spatial variation in aquatic floodplain food webs. In: Polis, G. A. & Winemiller, K. O. eds. *Food Webs: Integration of patterns and dynamics*. New York, Chapman & Hall, p. 298-312.

Winemiller, K. O.; McIntyre, P. B.; Castello, L.; Fluet-Chouinard, E.; Giarrizzo, T.; Nam, S.; Baird, I. G.; Darwall, W.; Lujan, N. K.; Harrison, I.; Stiassny, M. L. J.; Silvano, R. A. M.; Fitzgerald, D. B.; Pelicice, F. M.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Albert, J. S.; Baran, E.; M. Petrere Jr.; Zarfl, C.; Mulligan, M.; Sullivan, J. P.; Arantes, C. C.; Sousa, L. M.; Koning, A. A.; Hoeninghaus, D. J.; Sabaj, M.; Lundberg, J. G.; Armbruster, J.; Thieme, M. L.; Petry, P.; Zuanon, J.; Torrente Vilara, G.; Snoeks, J.; Ou, C.; Rainboth, W.; Pavanelli, C. S.; Akama, A.; van Soesbergen, A.; Sáenz, L. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351: 128-129.

Wootton, R. J. 1992. *Fish ecology*. New York, Chapman & Hall. 212 p.

## 6. Apêndices

**Apêndice 1:** Valores da média, desvio padrão e valor de *P* das variáveis ambientais mensuradas no reservatório da hidrelétrica de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate.

Variáveis ambientais	Lago de Balbina	Rio Uatumã	Rio Abacate	Valor de <i>p</i>
pH	7,60±0,34	6,34±0,02	6,38±0,85	<b>0,0454</b>
Oxigênio (mg/L)	7,09±0,73	5,01±0,77	6,20±1,80	0,1933
Temperatura (°C)	31,3±1,05	30,0±2,62	32,4±1,44	0,1399
Condutividade (µS/cm)	7,03±0,32	6,96±0,66	6,33±0,35	0,2154
Transparência* (cm)	2,70±0,12	2,31±0,28	2,56±0,33	0,2486

\* Transparência ao disco de Secchi.

**Apêndice 2:** Lista de todas as espécies coletadas nos três sítios amostrais.

Ordem / Família / Espécie	Ordem / Família / Espécie
<b>Characiformes</b>	<b>Serrasalminidae</b>
<b>Acestrorhynchidae</b>	<i>Serrasalmus hollandi</i> (Eigenmann, 1915)
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Jardine, 1841)	<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)
<b>Anostomidae</b>	<i>Serrasalmus</i> aff. <i>spilopleura</i> (Kner, 1858)
<i>Anostomoides atrianalis</i> (Pellegrin, 1909)	<b>Triportheidae</b>
<i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1858)	<i>Agoniatas halecinus</i> (Müller & Troschel, 1845)
<i>Laemolyta proxima</i> (Garman, 1890)	<b>Clupeiformes</b>
<i>Leporinus agassizii</i> (Steindachner, 1876)	<b>Pristigasteridae</b>
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837)
<i>Schizodon fasciatus</i> Spix & Agassiz, 1829	<b>Myliobatiformes</b>
<b>Bryconidae</b>	<b>Potamotrygonidae</b>
<i>Brycon amazonicus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	<i>Potamotrygon</i> sp.
<b>Ctenoluciidae</b>	<b>Osteoglossiformes</b>
<i>Boulengerella lucius</i> (Cuvier, 1816)	<b>Osteoglossidae</b>
<b>Curimatidae</b>	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Cuvier, 1829)
<i>Cyphocharax abramoides</i> (Kner, 1858)	<b>Perciformes</b>
<b>Erythrinidae</b>	<b>Cichlidae</b>
<i>Hoplias curupira</i> (Oyakawa & Mattox, 2009)	<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831
<b>Hemiodontidae</b>	<i>Cichla temensis</i> Heckel, 1840
<i>Argonectes longiceps</i> (Eigenmann, 1912)	<i>Cichla vazzoleri</i> Kullander & Ferreira, 2006
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858	<i>Crenicichla lenticulata</i> Heckel, 1840
<i>Hemiodus semitaeniatus</i> Kner, 1858	<i>Geophagus altifrons</i> Heckel, 1840
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	<i>Heros notatus</i> (Jardine, 1843)
<b>Iguanodectidae</b>	<i>Hypselecara coryphaenoides</i> (Heckel, 1840)
<i>Bryconops alburnoides</i> (Kner, 1858)	<i>Satanoperca lilith</i> Kullander & Ferreira, 1988

**Prochilodontidae***Semaprochilodus insignis* (Jardine, 1841)**Serrasalminidae***Catoprion mento* (Cuvier, 1819)*Metynnis hypsauchen* (Müller & Troschel, 1844)*Myloplus asterias* (Müller & Troschel, 1844)*Myloplus schomburgkii* (Jardine & Schomburgk, 1841)*Pristobrycon striolatus* (Steindachner, 1908)*Serrasalmus elongatus* (Kner, 1858)*Serrasalmus gouldingi* Fink & Machado-Allison, 1992*Symphysodon discus* (Heckel, 1840)*Uaru amphiacanthoides* Heckel, 1840**Sciaenidae***Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)**Siluriformes****Auchenipteridae***Ageneiosus lineatus* (Ribeiro, Rapp; Walsh, 2017)*Auchenipterichthys longimanus* (Günther, 1864)**Doradidae***Oxydoras niger* (Valenciennes, 1821)

**Apêndice 3:** Índice alimentar (IAi) para espécies do reservatório de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate. Fragmentos vegetais (FV), fragmentos animais (FA), sementes (SE), polpa (PO), flores (FL), folhas (FO), peixes (PE), invertebrados (IN).

	Índice Alimentar (IAi)							
	FV	FA	SE	PO	FL	FO	PE	IN
<b>Lago de Balbina</b>								
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	-	-	-	-	-	-	50	-
<i>Agoniatas halecinus</i>	<b>19</b>	-	-	-	-	-	9,95	9,68
<i>Argonectes longiceps</i>	<b>50</b>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	-	-	-	-	-	-	-	50
<i>Bryconops alburnoides</i>	15,71	-	-	-	-	-	-	<b>34,23</b>
<i>Catoprion mento</i>	15,48	-	-	-	-	-	<b>34,49</b>	-
<i>Cichla temensis</i>	-	3,33	-	-	-	-	<b>43,63</b>	-
<i>Geophagus altifrons</i>	<b>50</b>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	<b>50</b>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metynnis hypsauchen</i>	<b>50</b>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	-	8,06	-	-	-	-	6,61	<b>32,42</b>
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	8,55	2,93	-	-	-	-	<b>37,07</b>	-
<b>Rio Uatumã</b>								
<i>Agoniatas halecinus</i>	-	14,93	-	-	-	-	<b>21,48</b>	13,7
<i>Boulengerella lucius</i>	-	-	-	-	-	-	<b>50</b>	-
<i>Brycon amazonicus</i>	4	-	<b>42,67</b>	2,72	-	-	-	-
<i>Cichla temensis</i>	6,3	4,8	-	-	-	-	<b>35,53</b>	-
<i>Hemiodus immaculatus</i>	<b>41,21</b>	1,33	1,5	1	3,43	-	0,66	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	<b>47,47</b>	-	2,1	-	-	-	-	-
<i>Hypselecara coryphaenoides</i>	<b>31,24</b>	-	-	-	-	-	19	-
<i>Leporinus agassizii</i>	21	-	<b>16,25</b>	1,4	-	-	2,5	1,69
<i>Laemolyta taeniata</i>	50	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus fasciatus</i>	<b>21,31</b>	0,75	11,2	10,97	1,87	-	1,5	1,2
<i>Myloplus asterias</i>	12,32	-	<b>28,57</b>	4,63	1,55	0,57	-	0,19
<i>Pristobrycon striolatus</i>	-	-	<b>50</b>	-	-	-	-	-

<i>Serrasalmus gouldingi</i>	-	-	<b>29,9</b>	16,2	-	-	0,92	-
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	3,95	11,29	1,71	0,26	0,09	0,09	<b>26,12</b>	0,75
<i>Serrasalmus aff. spilopleura</i>	0,37	0,47	-	<b>40</b>	-	-	5,73	-
<b>Rio Abacate</b>								
<i>Argonectes longiceps</i>	11,5	-	<b>15,6</b>	5,27	-	-	-	10,7
<i>Brycon amazonicus</i>	0,96	-	<b>22,82</b>	17,37	-	-	-	-
<i>Cichla temensis</i>	-	17,14	-	-	-	-	<b>32,3</b>	-
<i>Crenicichla lenticulata</i>	-	12,55	-	-	-	-	-	<b>31,97</b>
<i>Geophagus altifrons</i>	<b>50</b>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hemiodus immaculatus</i>	<b>27,71</b>	-	11,87	6,74	-	8,09	-	0,66
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	<b>50</b>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Laemolyta proxima</i>	<b>50</b>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus fasciatus</i>	2,71	4,66	<b>27,96</b>	-	-	-	-	5,83
<i>Metynnis hypsauchen</i>	<b>32,59</b>	-	14,66	-	-	-	-	-
<i>Myloplus asterias</i>	9,51	-	<b>35,99</b>	-	-	-	-	0,93
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0,93	1,75	<b>27,84</b>	-	-	-	11,1	-
<i>Serrasalmus aff. spilopleura</i>	-	1,8	<b>29,5</b>	2,66	-	-	7,88	-

**Apêndice 4:** Lista de espécies com abundância inferior a cinco indivíduos, com respectivos hábitos alimentares estabelecidos com base na literatura.

Espécie	Hábito alimentar	Itens dominantes	Fonte
<i>Ageneiosus lineatus</i>	Onívoro (com tendência à piscivoria)	Insetos, peixes e camarões	McComb et al. 2018
<i>Anostomoides atrianalis</i>	Onívoro	Material vegetal e insetos	Santos et al. 2009
<i>Cichla monoculus</i>	Piscívoro	Peixes	Novais et al. 2004 Röpke et al. 2014
<i>Cichla vazzoleri</i>	Piscívoro	Peixes	Santos et al. 2009
<i>Cyphocharax abramoides</i>	Detritívoro	Detritos	Bowen 1983 Noronha et al. 2018
<i>Heros notatus</i>	Detritívoro	Detritos	Röpke et al. 2014
<i>Hoplias curupira</i>	Onívoro	Insetos, larvas, camarões, peixes, vermes	Lima et al. 2005
<i>Myloplus schomburgkii</i>	Herbívoro / frugívoro	Frutos e sementes	Santos et al. 2009
<i>Oxydoras niger</i>	Detritívoro	Detritos, larvas e crustáceos	Goulding 1980
<i>Pellona flavipinnis</i>	Carnívora (com tendência à insetivoria)	Insetos aquáticos e peixes	Moreira-Hara et al. 2009
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Carnívoro (com tendência à Piscivoria)	Peixes e insetos aquáticos	Stefani e Rocha 2009
<i>Potamotrygon</i> sp.	Invertívoro	Crustáceos, moluscos e insetos	Gama e Rosa 2015
<i>Satanoperca lilith</i>	Onívoro	Peixes, insetos, crustáceos e material vegetal	Kullander e Ferreira 1988

<i>Schizodon fasciatus</i>	Herbívoro	Algas, frutos, sementes e folhas	Santos 1981
<i>Semaprochilodus insignis</i>	Detritívoro	Matéria orgânica, algas, bactérias e microorganismos	Santos et al. 2009
<i>Serrasalmus elongatus</i>	Piscívoro	Peixes	Röpke et al. 2014
<i>Serrasalmus hollandi</i>	Frugívoro	Sementes	-
<i>Symphysodon discus</i>	Herbívoro	Algas perifíticas	Crampton 2008
<i>Uaru amphiacanthoides</i>	Herbívoro	Algas filamentosas e perifíton	Santos et al. 2009

**Apêndice 5:** Lista de espécies com abundância superior a cinco indivíduos e seus hábitos alimentares.

Espécie	Hábito	Espécie	Hábito
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	Piscívoro	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Herbívoro
<i>Agoniatas halecinus</i>	Onívoro	<i>Hypselecara coryphaenoides</i>	Herbívoro
<i>Argonectes longiceps</i>	Her. / Oni. *	<i>Laemolyta proxima</i>	Herbívoro
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	Inv. / Oni. *	<i>Laemolyta taeniata</i>	Herbívoro
<i>Boulengerella lucius</i>	Piscívoro	<i>Leporinus agassizii</i>	Onívoro
<i>Brycon amazonicus</i>	Frugívoro	<i>Leporinus fasciatus</i>	Oni. / Fru. *
<i>Bryconops alburnoides</i>	Invertívoro	<i>Metynnis hypsauchen</i>	Herbívoro
<i>Catoprion mento</i>	Piscívoro	<i>Myloplus asterias</i>	Frugívoro
<i>Cichla temensis</i>	Piscívoro	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	Invertívoro
<i>Crenicichla lenticulata</i>	Invertívoro	<i>Pristobrycon striolatus</i>	Frugívoro
<i>Geophagus altifrons</i>	Herbívoro	<i>Serrasalmus gouldingi</i>	Frugívoro
<i>Hemiodus immaculatus</i>	Herbívoro	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Pis. / Fru. *
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	Herbívoro	<i>Serrasalmus aff. spilopleura</i>	Frugívoro

\* Espécies agrupadas em mais de uma guilda trófica de acordo com o local de captura.

**Apêndice 6:** Frequência de Ocorrência (F.O. %) de itens alimentares para espécies do reservatório de Balbina, rio Uatumã e rio Abacate. Fragmentos vegetais (FV), fragmentos animais (FA), sementes (SE), polpa (PO), flores (FL), folhas (FO), peixes (PE), invertebrados (IN).

Lago de Balbina	Frequência de Ocorrência (F.O. %)							
	FV	FA	SE	PO	FL	FO	PE	IN
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	-	-	-	-	-	-	100	-
<i>Agoniatas halecinus</i>	70	-	-	-	-	-	17	13
<i>Argonectes longiceps</i>	100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	-	-	-	-	-	-	-	100
<i>Bryconops alburnoides</i>	33	-	-	-	-	-	-	67

<i>Catoprion mento</i>	30	-	-	-	-	-	70	-
<i>Cichla temensis</i>	-	20	-	-	-	-	80	-
<i>Geophagus altifrons</i>	100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metynnis hypsauchen</i>	100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	-	19	-	-	-	-	25	56
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	22	11	-	-	-	-	67	-
<b>Rio Uatumã</b>								
<i>Agoniatès halecinus</i>	-	28	-	-	-	-	44	29
<i>Boulengerella lucius</i>	-	-	-	-	-	-	100	-
<i>Brycon amazonicus</i>	12	-	82	6	-	-	-	-
<i>Cichla temensis</i>	10	24	-	-	-	-	66	-
<i>Hemiodus immaculatus</i>	85	4	3	2	5	-	1	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	93	-	7	-	-	-	-	-
<i>Hypseleacara coryphaenoides</i>	63	-	-	-	-	-	38	-
<i>Leporinus agassizii</i>	42	-	37	5	-	-	5	11
<i>Laemolyta taeniata</i>	100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus fasciatus</i>	47	3	24	19	3	-	2	3
<i>Myloplus asterias</i>	28	-	53	11	2	2	-	4
<i>Pristobrycon striolatus</i>	-	-	100	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus gouldingi</i>	-	-	54	33	-	-	13	-
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	19	29	4	2	1	1	41	3
<i>Serrasalmus aff. spilopleura</i>	5	10	-	74	-	-	11	-
<b>Rio Abacate</b>								
<i>Argonectes longiceps</i>	22	-	46	21	-	-	11	-
<i>Brycon amazonicus</i>	25	-	50	25	-	-	-	-
<i>Cichla temensis</i>	-	40	-	-	-	-	60	-
<i>Crenicichla lenticulata</i>	-	48	-	-	-	-	-	52
<i>Geophagus altifrons</i>	100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hemiodus immaculatus</i>	34	6	34	13	-	11	-	2
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Laemolyta proxima</i>	100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus fasciatus</i>	29	14	43	-	-	-	-	14
<i>Metynnis hypsauchen</i>	56	-	44	-	-	-	-	-
<i>Myloplus asterias</i>	15	-	71	-	-	-	-	14
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	14	14	43	-	-	-	29	-
<i>Serrasalmus aff. spilopleura</i>	-	23	46	8	-	-	23	-

## Capítulo II

### Consumo e potencial dispersão de sementes por peixes na área de influência da usina hidrelétrica de Balbina, Amazônia Central

#### Resumo

Em ambientes de água doce, o consumo de sementes por peixes (ictiocoria) contribui significativamente para a dispersão, estabelecimento e ecologia de plantas ao longo de rios e lagos. Em áreas alagáveis amazônicas muitas espécies arbóreas têm sua fenologia reprodutiva sincronizada com o pulso de inundação, o que favorece a dispersão das sementes pela água e pelos peixes. A dispersão de sementes por peixes é provavelmente um dos mutualismos mais ameaçados, principalmente pela regulação do fluxo dos rios por hidrelétricas, causando impactos não apenas na ictiofauna, mas também na vegetação. Este estudo teve como objetivo investigar se a regulação do regime hidrológico do rio Uatumã pela hidrelétrica de Balbina afeta o consumo de sementes pela ictiofauna, resultando em menor diversidade de peixes consumidores de sementes e de sementes em seus estômagos, em relação a um sistema com pulso de inundação natural (rio Abacate). Coletas mensais foram feitas de fevereiro a julho de 2019, utilizando um conjunto de nove malhadeiras com redes de malhas de 24 a 110 mm entre nós opostos com 10 m de comprimento e 1,5 a 3,0 m de altura nos rios Uatumã e Abacate. Os itens alimentares retirados dos estômagos e intestinos foram divididos em sementes inteiras e trituradas. Nos rios Uatumã e Abacate um total de 16 espécies de sementes pertencentes a 14 famílias botânicas foram encontradas nos estômagos de 9 espécies de peixes. A maior quantidade de sementes consumidas foi registrada nos meses de abril e maio, período de subida das águas. A maior riqueza de peixes consumidores de sementes e de sementes em seus estômagos foi registrada para o rio Uatumã, o que pode estar relacionado a composição florística e ao tempo de diferencial de abscisão dos frutos para muitas das espécies entre os dois sistemas, ou a outros fatores a serem investigados.

**Palavras-chave:** Áreas alagáveis, barragem, fenologia, ictiocoria.



## **Consumption and potential dispersion of seeds by fish in the area of influence of the Balbina Dam, Central Amazon**

### **Abstract**

In freshwater environments, the consumption of seeds by fish (ichthyocory) contributes significantly to the dispersion, establishment and ecology of plants along rivers and lakes. In Amazonian floodplains, many tree species have their reproductive phenology synchronized with the flood pulse, which favors the dispersion of seeds by water and fish. The dispersion of seeds by fish is probably one of the most threatened mutualisms, mainly due to the regulation of the flow of rivers by hydroelectric plants, causing impacts not only on the ichthyofauna, but also on the vegetation. This study aimed to investigate whether the regulation of the hydrological regime of the Uatumã river by the Balbina Dam affects the consumption of seeds by the ichthyofauna, resulting in less diversity of fish consuming seeds and seeds in their stomachs, in relation to a system with natural flood pulse (Abacate river). Monthly collections were made from February to July 2019, using a set of nine gill nets with 24 to 110 mm mesh size between opposing knots 10 m long and 1.5 to 3.0 m high in the Uatumã and Abacate rivers. The food items removed from the stomachs and intestines were divided into whole and crushed seeds. In the Uatumã and Abacate rivers a total of 16 species of seeds belonging to 14 botanical families were found in the stomachs of 9 species of fish. The largest amount of seeds consumed was recorded in the months of April and May, a period of rising waters. The greatest wealth of fish consuming seeds and seeds in their stomachs was recorded for the Uatumã river, which may be related to the floristic composition and the time of fruit abscission differential for many of the species between the two systems, or other factors to be investigated.

**Keywords:** Dam, floodplains, ichthyocory, phenology.

## 1. Introdução

Em ambientes de água doce, o consumo de sementes por peixes (ictiocoria) contribui significativamente para a dispersão, estabelecimento e ecologia de plantas ao longo de rios e lagos (Howe 1993; Pollux et al. 2006; Anderson et al. 2009; Pollux 2011), afetando a estrutura e diversidade da vegetação (Hulme e Benkman 2002; Correa et al. 2007). Em áreas alagáveis amazônicas muitas espécies arbóreas têm sua fenologia reprodutiva sincronizada com o pulso de inundação (Kubitzki e Ziburski 1994; Worbes 1997; Parolin et al. 2004; Piedade et al. 2006; Ferreira et al. 2010), onde a maturação de frutos ocorre principalmente nos níveis altos de inundação, favorecendo sua dispersão pela água e por peixes (Ferreira 1998; Kubitzki e Ziburski 1994), de forma que a hidrocoria e ictiocoria estão entre as principais formas de dispersão de sementes (Horn 1997). A hidrocoria é considerada o mais importante mecanismo de dispersão para a vegetação ripária e aquática (Nilsson et al. 1991; Malanson 1993; Cain et al. 2000; Pollux et al. 2009), mas ela é limitante pois opera quase que exclusivamente na direção do fluxo (Williamson & Costa 2000). Os peixes, por outro lado, podem dispersar a jusante, a montante e lateralmente dentro da área alagada (Horn 1997; Anderson et al. 2011), e por distâncias muito maiores que outros vertebrados terrestres como macacos, roedores e mesmo muitos pássaros (Cain et al. 2000). Apesar de pássaros e macacos viverem em árvores, os peixes consomem a maior parte da biomassa de frutos e sementes das árvores de florestas inundadas (Goulding 1983). Como a importância de frutos e sementes na dieta está fortemente associada com sua disponibilidade (Correa et al. 2007), a abundância de frutos pode regular a população de peixes frugívoros (Wright et al. 1999).

Nos Neotrópicos as interações entre peixes e plantas provavelmente surgiram antes que a maioria das interações envolvendo frugívoros de outros grupos como pássaros e mamíferos (Correa et al. 2015). Em todo o mundo, pelo menos 276 espécies de peixes consomem frutos em algum momento em suas histórias de vida. Somente na região Neotropical existem aproximadamente 150 espécies de peixes consumidores de sementes, pertencentes a 75 gêneros e 17 famílias (Horn et al. 2011), os quais consomem frutos e sementes de pelo menos 170 espécies de plantas de 149 gêneros e 55 famílias (Correa et al. 2007). A dispersão de sementes por peixes é provavelmente um dos mutualismos mais ameaçados (Galetti et al. 2008), tanto pelas mudanças climáticas que vêm provocando o aumento na frequência de eventos de cheias e secas (Parry et al. 2007; Marengo et al. 2008), quanto por outros impactos antrópicos, principalmente a sobrepesca de frugívoros (Isaac & Ruffino 1996; Castelo et al. 2013; Tregidgo et al. 2017; Costa-Pereira et al. 2018) e a

regulação do fluxo dos rios por hidrelétricas (Agostinho et al. 2007; Castelo et al. 2013), que não causam impactos somente na ictiofauna, mas também na vegetação a jusante (Foote et al. 1996; Horton e Clark 2001; Resende et al. 2018; Rocha et al. 2019), promovendo mortalidade em espécies arbóreas e plântulas das áreas inundadas (Ernst 1999; Alho 2011; Assahira et al. 2017; Rocha et al. 2020). Esses processos podem levar ao desaparecimento de espécies nos ecossistemas, e à perda dos papéis que elas desempenham (Tylianakis et al. 2008), entre outros, nas cadeias tróficas.

Sabe-se que o consumo e a dispersão de sementes por peixes podem afetar a ecologia e diversidade de plantas ao longo de rios e lagos. No entanto, poucos são os estudos que buscam compreender os efeitos da regulação do regime hidrológico por hidrelétricas nesses processos. Neste contexto, formulou-se a hipótese de que a modificação do pulso de inundação a jusante do rio Uatumã pela operação da usina hidrelétrica de Balbina afeta a disponibilidade de frutos e sementes para a ictiofauna, resultando em menor diversidade de peixes consumidores de sementes e de sementes em seus estômagos, em relação a um sistema com pulso de inundação regulado naturalmente.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1 Coleta de peixes e sementes**

Os pontos de coleta foram distribuídos em dois locais: *Local 1* (2°15'08.53" S e 59°01'19.69" O) - área a jusante da UHE de Balbina, no rio Uatumã, afetada diretamente pela regulação da vazão pela hidrelétrica; e *Local 2* (2°10'13.25" S e 58°43'20.48" O) - área sem impacto direto da hidrelétrica, localizada no rio Abacate, um tributário do rio Uatumã. Os peixes foram capturados mensalmente em um período de 4 dias mensais (dois dias em cada local) entre os meses de fevereiro a julho de 2019, correspondendo ao período de enchente e cheia do rio quando há maior produção e disponibilidade de frutos e sementes para ictiofauna nos rios. Para cada uma das duas áreas foi feito o georreferenciamento e montado um conjunto de nove malhadeiras com redes de malhas de 24 a 110 mm entre nós opostos com 10 m de comprimento e 1,5 a 3,0 m de altura. Essas baterias foram colocadas próximas às áreas marginais e expostas por 11 horas (das 6:00 h às 17:00 h), com vistorias a cada 2 horas. Os peixes capturados foram mortos por redução metabólica por meio do rápido contato com gelo. Após a obtenção do peso e comprimento padrão dos indivíduos e da análise do trato digestório, um representante de cada espécie foi etiquetado e armazenado

em caixa de isopor para posterior transporte ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, para confirmação da identidade das espécies com o auxílio de um especialista.

A triagem do trato digestório (estômago e intestino) dos exemplares coletados ocorreu ainda em campo. Os itens encontrados no trato digestório considerados nas análises foram sementes inteiras e trituradas. As sementes coletadas intactas foram quantificadas, armazenadas em sacos zip lock e transportadas ao INPA onde foram identificadas por um parobotânico, e confirmadas junto ao herbário do INPA. Deste ponto em diante será utilizado o termo “estômagos” para se referir a “estômagos e intestinos”

### 3. Resultados

#### 3.1 Comunidades de peixes e plantas

Das espécies de peixes que consumiram sementes (inteiras ou trituradas) no rio Uatumã, *Hemiodus immaculatus* foi a mais abundante com 117 exemplares, seguida de *Serrasalmus rhombeus* (83), *Leporinus fasciatus* (64), *Myloplus asterias* (33), *Pristobrycon striolatus* (21), *Brycon amazonicus* (16), *Hemiodus unimaculatus* (16), *Leporinus agassizii* (15), *Serrasalmus gouldingi* (12), *Myloplus schomburgkii* (2); as espécies *Auchenipterichthys longimanus* e *Serrasalmus hollandi* foram representadas por 1 exemplar cada. No rio Abacate *H. immaculatus* foi a mais abundante com 122 exemplares, seguida de *L. fasciatus* (17), *Argonectes longiceps* (11), *Serrasalmus* aff. *spilopleura* (11), *Metynnias hypsauchen* (8), *S. rhombeus* (6), *M. asterias* (5); *Anostomoides atrianalis*, *B. amazonicus* e *L. agassizii* foram representadas por 4 exemplares cada.

Nos rios Uatumã e Abacate um total de 16 espécies de sementes pertencentes a 14 famílias (Tabela 1) foram encontradas nos estômagos de nove espécies de peixes (*A. longimanus*, *B. amazonicus*, *H. immaculatus*, *L. agassizii*, *L. fasciatus*, *M. schomburgkii*, *M. asterias*, *S. gouldingi*, *S. rhombeus*). Com exceção da família Rubiaceae que foi representada por três espécies (*Faramea* sp., *Psychotria* sp. e *Sphinctanthus striiflorus*), cada família botânica foi representada por apenas uma espécie. No rio Uatumã um total de 1.157 sementes foram retiradas dos estômagos de 40 exemplares pertencentes às nove espécies. A espécie botânica *S. striiflorus* representou 42% da abundância de sementes, seguida de *Corynostylis pubescens* (22%), *Connarus* sp. (21%), *Piper* sp. (9%), *Nectandra amazonum* (2%), *Amanoa oblongifolia* (1%), *Faramea* sp. (1%), *Paspalum paniculatum* (1%); as espécies *Astrocaryum gynacanthum*, *Combretum* sp., *Dalbergia* sp., *Passiflora* sp., *Pouteria* sp. e

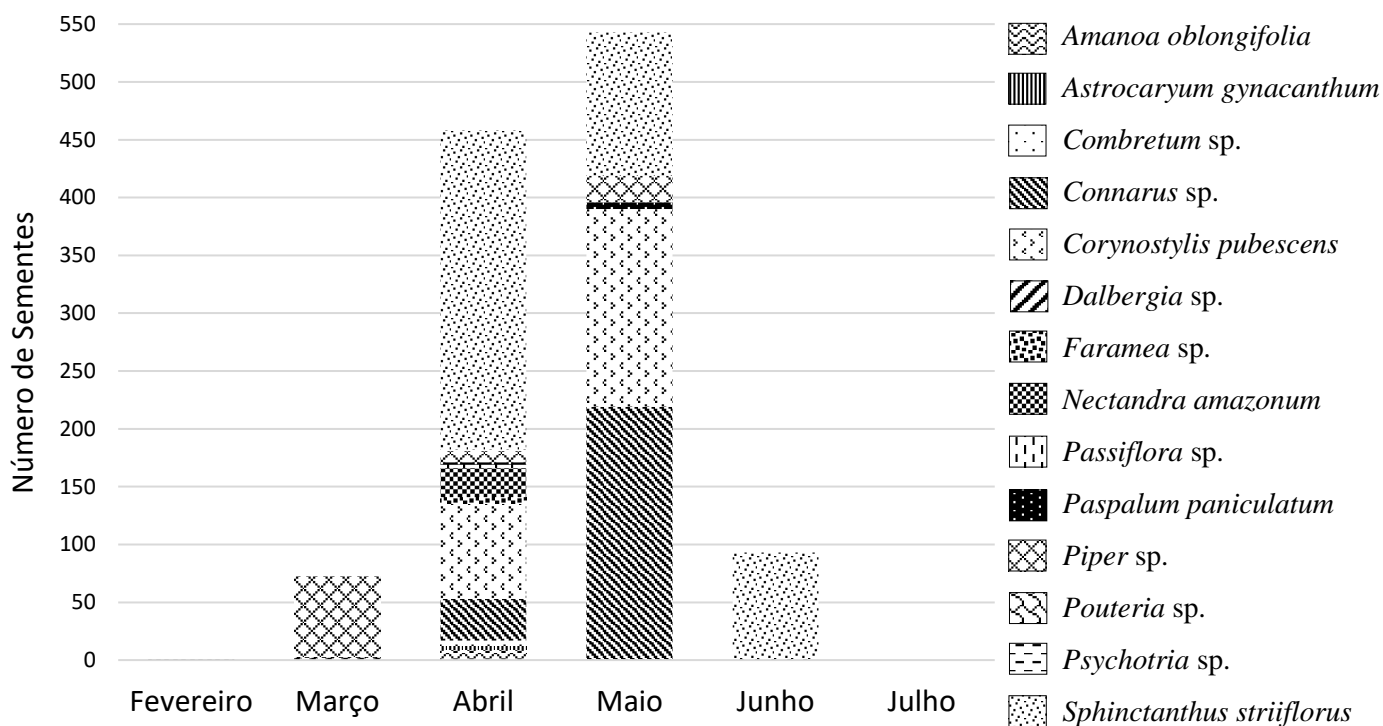
*Psychotria* sp. representaram menos de 1% cada. No rio Abacate o número de espécies e sementes encontrados nos estômagos dos peixes foi muito menor, sendo registradas ao todo apenas 24 sementes pertencentes a 5 espécies nos estômagos de 5 exemplares (*B. amazonicus*, *H. immaculatus*, *L. fasciatus*, *M. asterias*). A espécie *Connarus* sp. representou 63% da abundância de sementes, seguida de *P. paniculatum* (macrófita) (21%), *Licania* sp. (8%), *Scleria* sp. (macrófita) (4%) e *Pouteria* sp. (4%).

**Tabela 1:** Lista de todas as espécies botânicas coletadas.

<b>Espécie</b>	<b>Família</b>
<i>Amanoa oblongifolia</i> - Müll. Arg.	Phyllanthaceae
<i>Astrocaryum gynacanthum</i> - Mart.	Arecaceae
<i>Combretum</i> sp.	Combretaceae
<i>Connarus</i> sp.	Connaraceae
<i>Corynostylis pubescens</i> - S. Moore	Violaceae
<i>Dalbergia</i> sp.	Fabaceae
<i>Faramea</i> sp.	Rubiaceae
<i>Licania</i> sp.	Chrysobalanaceae
<i>Nectandra amazonum</i> - Nees	Lauraceae
<i>Passiflora</i> sp.	Passifloraceae
<i>Paspalum paniculatum</i> - L.	Poaceae
<i>Piper</i> sp.	Piperaceae
<i>Pouteria</i> sp.	Sapotaceae
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae
<i>Scleria</i> sp.	Cyperaceae
<i>Sphinctanthus striiflorus</i> - Hook. F.	Rubiaceae

Para o rio Uatumã o gráfico da abundância e diversidade de sementes consumidas pelos peixes ao longo dos seis meses de coleta mostrou um pico nos meses de abril e maio (Figura 1), onde a espécie *Nectandra amazonum* foi a primeira a ser registrada (n=1) em fevereiro, seguida de *Dalbergia* sp. (2), *N. amazonum* (1) e *Piper* sp. (69) em março. Os meses em que os peixes consumiram maior número de espécies e sementes foram abril (12 espécies, 458 sementes) e maio (5 espécies, 543 sementes), havendo grande queda no número de espécies e na abundância de sementes consumidas no mês de junho, onde foram

encontradas apenas as espécies *S. striiflorus* (92) e *Pouteria* sp. (1); não foi detectado o consumo de sementes pelos peixes coletados em julho.



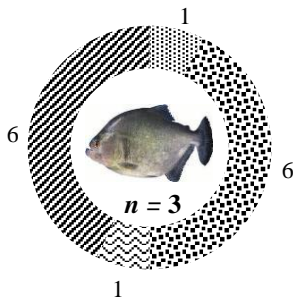
**Figura 1:** Número de sementes encontradas nos estômagos dos peixes do rio Uatumã nos seis meses de amostragem.

No rio Uatumã a ordem Characiformes apresentou o maior número de espécies consumindo sementes inteiras, totalizando 8 espécies, pertencentes a 4 famílias (Anostomidae, Bryconidae, Hemiodontidae e Serrasalmidae). A família Serrasalmidae foi a que deteve mais representantes com sementes inteiras, com 4 espécies. A ordem Siluriformes foi representada apenas pelo bagre *A. longimanus* (Auchenipteridae). O pacu *M. asterias* (Serrasalmidae) foi a espécie que mais consumiu sementes. Dos 33 indivíduos coletados, 40% continha sementes inteiras no trato digestório. Ao todo, de 17 exemplares de *M. asterias* foram retiradas 928 sementes pertencentes a 7 espécies botânicas, o que representa 79% das sementes coletas consumidas pela ictiofauna nesse ambiente. As espécies botânicas mais representativas consumidas por *M. asterias* foram *S. striiflorus* (Rubiaceae) (43%), *C. pubescens* (Violaceae) (27%), *Connarus* sp. (Connaraceae) (18%), *Piper* sp. (Piperaceae) (10%), *A. oblongifolia* (Phyllanthaceae) (0,9%), *P. paniculatum* (Poaceae) (0,9%) e *Passiflora* sp. (Passifloraceae) (0,2%).

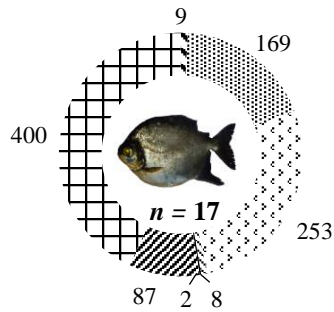
A matrinxã *Brycon amazonicus* (Bryconidae), consumiu 10% das sementes (n=114), entre elas *Connarus* sp. (73%), *N. amazonum* (Lauraceae) (23%), *Dalbergia* sp. (Fabaceae) (2%), *Pouteria* sp. (Sapotaceae) (1%) e *Psychotria* sp. (Rubiaceae) (1%). *Myloplus asterias* e *B. amazonicus* tiveram em comum apenas a espécie *Connarus* sp. O aracu *L. fasciatus* (Anostomidae) apresentou 8% (n=92) das sementes consumidas, todas da espécie *S. striiflorus*, e a piranha-preta *S. rhombeus* (Serrasalminidae) consumiu 4 espécies botânicas (n=14), entre elas: *Faramea* sp. (Rubiaceae) (6), *Piper* sp. (6), *N. amazonum* (1) e *Connarus* sp. (1). Além destas, outras cinco espécies consumiram sementes inteiras em menor quantidade, sendo o aracu *L. agassizii*, que consumiu sementes de *Piper* sp. (n=10), o pacu *M. schomburgkii* com sementes de *A. gynacanthum* (Arecaceae) (4), a orana *H. immaculatus* (Hemiodontidae) com sementes de *Combretum* sp. (Combretaceae) (4), a piranha *S. gouldingi* com semente de *N. amazonum* (1) e o bagre *A. longimanus* com 1 semente de *Connarus* sp. (Figura 2).

Para o rio Abacate foram encontradas apenas quatro espécies de peixes consumindo sementes inteiras, todas da ordem Characiformes, e a abundância dessas espécies tanto de peixes quanto de sementes foi menor que no rio Uatumã. Sementes de *Connarus* sp. foram consumidas pelo aracu *L. fasciatus* (n=8) e pelo pacu *M. asterias* (7), enquanto *P. paniculatum* ocorreu em *H. immaculatus* (1). Em *B. amazonicus* foram encontradas 1 semente de *Pouteria* sp. e outras duas espécies que só ocorreram no rio Abacate, sendo *Licania* sp. (Chrysobalanaceae) (2) e *Scleria* sp. (Cyperaceae) (1) (Figura 2).

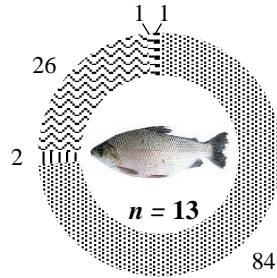
*Serrasalmus rhombeus*



*Myloplus asterias*



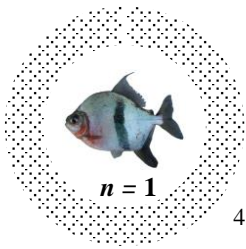
*Brycon amazonicus*



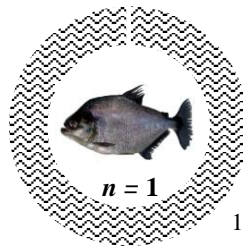
**Rio Uatumã**

- Amanoa oblongifolia*
- Astrocaryum gynacanthum*
- Combretum* sp.
- Connarus* sp.
- Corynostylis pubescens*
- Dalbergia* sp.
- Fareamea* sp.
- Nectandra amazonum*
- Passiflora* sp.
- Paspalum paniculatum*
- Piper* sp.
- Pouteria* sp.
- Psychotria* sp.
- Sphinctanthus striiflorus*

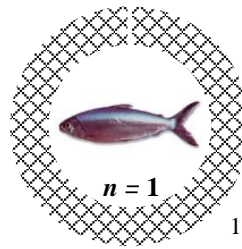
*Myloplus schomburgkii*



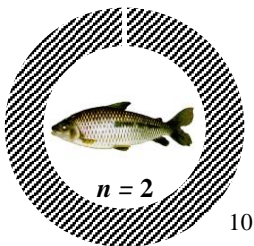
*Serrasalmus gouldingi*



*Hemiodus immaculatus*



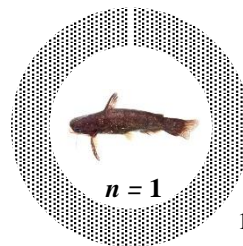
*Leporinus agassizii*



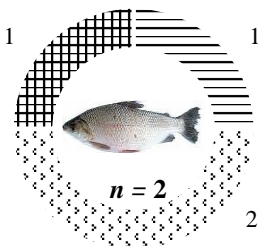
*Leporinus fasciatus*



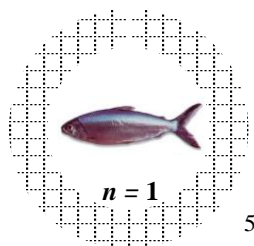
*Auchenipterichthys longimanus*



*Brycon amazonicus*



*Hemiodus immaculatus*



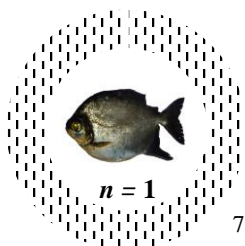
**Rio Abacate**

- Connarus* sp.
- Licania* sp.
- Paspalum paniculatum*
- Pouteria* sp.
- Scleria* sp.

*Leporinus fasciatus*



*Myloplus asterias*



**Figura 2:** Espécies de sementes encontradas nos estômagos dos peixes. Na parte interna do círculo está a abundância de peixes com sementes, e na externa a de sementes consumidas.



Quando incluídas as espécies que ingeriram apenas sementes trituradas, o número de espécies ícticas aumenta. No rio Uatumã a maioria das espécies (n=8) consumiu tanto sementes inteiras quanto trituradas, somente o bagre *A. longimanus* (n=1) não triturou sementes. Outras espécies consumiram somente sementes trituradas, sendo a orana *H. unimaculatus* (Hemiodontidae) e duas espécies da família Serrasalmidae (*Pristobrycon striolatus*, *Serrasalmus hollandi*), todas piranhas, aumentando de 9 para 13 o número de espécies consumidoras de sementes neste local. No rio Abacate, as quatro espécies encontradas com sementes inteiras também continham sementes trituradas em seus estômagos. As espécies encontradas apenas com sementes trituradas foram os aracus *Anostomoides atrianalis* e *L. agassizii* (Anostomidae), a orana *Argonectes longiceps* (Hemiodontidae), e três espécies da família Serrasalmidae, sendo o pacu *Metynnis hypsauchen* e as piranhas *S. rhombeus* e *Serrasalmus* aff. *spilopleura*, o que aumenta de 4 para 10 o número de espécies consumindo sementes neste local. O gênero *Serrasalmus* foi o que apresentou o maior número de espécies consumindo sementes, inteiras ou trituradas (n=5).

Ao comparar as proporções de sementes ingeridas inteiras e trituradas em relação ao número total de indivíduos coletados, verifica-se para as espécies do rio Uatumã, que a maior porcentagem de sementes ocorreu em indivíduos das espécies *M. asterias*, onde sementes inteiras foram registradas em 40% dos exemplares e sementes trituradas em 52 %, e *B. amazonicus*, com sementes inteiras em 46% dos indivíduos e sementes trituradas em 43%. As espécies que apresentaram maior abundância como *S. rhombeus* e *H. immaculatus*, foram também as que apresentaram maior quantidade de exemplares sem sementes nos estômagos. No rio Abacate as proporções de sementes ingeridas também foram maiores em *M. asterias* e *B. amazonicus*, com 17% e 40% com sementes inteiras e 83% e 20% com sementes trituradas, respectivamente. O maior número de exemplares sem sementes nos estômagos também ocorreu em *H. immaculatus*, que foi a espécie mais abundante.

## **4. Discussão**

### **4. 1 Interações entre peixes e plantas em florestas alagáveis**

Neste estudo, a família Serrasalmidae foi a mais representativa, com 53% das espécies com sementes no trato digestório. Goulding (1980) destaca que frutos e sementes são itens muito importantes na dieta de piranhas. Isso fica evidente ao se quantificar o

número de espécies de piranhas consumindo sementes (n=5). As cinco espécies de piranhas (*Pristobrycon striolatus*, *S. gouldingi*, *S. hollandi*, *S. rhombeus*, *S. aff. spilopleura*) coletadas nos rios Uatumã e Abacate consumiram sementes inteiras ou trituradas. Além das piranhas, os pacus *M. asterias*, *M. schomburgkii* e *M. hypsauchen* também contribuíram para a maior representatividade da família Serrasalminidae.

Espécies que danificam todas as sementes, ou a maioria delas, e impossibilitam sua posterior germinação são dispersores menos efetivos do que aquelas que as consomem intactas. Neste estudo, todas as espécies registradas com sementes nos rios Uatumã e Abacate, com exceção do bagre *A. longimanus*, apresentaram indivíduos com sementes trituradas, todas foram da ordem Characiformes. Nos Neotrópicos, além dos Characiformes, a ordem Siluriformes possui muitas espécies consumidoras de frutos e sementes, especialmente da família Auchenipteridae, Doradidae e Pimelodidae (Mannheimer et al. 2003). No presente estudo o único representante da ordem Siluriformes foi *A. longimanus* (comprimento padrão = 10,5 cm), que consumiu uma semente de *Connarus* sp. e, conforme afirma Ferraris (2003), possui hábitos noturnos, o que pode explicar a baixa abundância dessa espécie nas coletas deste estudo, que foram diurnas. Os bagres registrados na literatura alimentando-se de frutos tendem a ser espécies grandes com maior volume estomacal. Sete espécies de bagres Pimelodidae e Doradidae Neotropicais registrados consumindo frutos comumente mediam acima de 50 centímetros (Correa et al. 2007). Comparando-se com outros Siluriformes listados por Horn et al. (2011), *A. longimanus* é um dos menores bagres registrados consumindo sementes. Em um estudo sobre a ecologia alimentar dessa espécie na Amazônia oriental Freitas et al. (2011) encontraram apenas sementes de *Virola surinamensis* (Rol. ex. Rottb.) Warb. (Myristicaceae) em seus estômagos, enquanto que Mannheimer et al. (2003) compilaram uma lista de 20 espécies botânicas pertencentes a 13 famílias, todas consumidas intactas por esta espécie. Pollux (2010) descreve que certas características dos peixes como o comprimento do trato digestório e capacidade digestiva podem afetar a probabilidade de sobrevivência das sementes ao passar pelo estômago. Várias pesquisas sobre a viabilidade de sementes retiradas do estômago de peixes têm sido realizadas (Kubitzki e Ziburski 1994; Horn 1997; Mannheimer et al. 2003; Lopes de Souza 2005; Pollux et al. 2006; Maia et al. 2007; Weiss et al. 2016), entre elas um estudo conduzido por Bevilacqua et al. (1995), sobre a germinação de sementes após passagem pelo estômago de *A. longimanus*, em que encontrou 65% de germinação em *Cecropia* sp. (Urticaceae), indicando que *A. longimanus* pode ser um bom dispersor de sementes, ao menos dessa espécie.

As sementes encontradas nos estômagos de exemplares do pacu *M. asterias* representaram 79% das sementes consumidas pela ictiofauna em ambos os rios. Resultado semelhante foi encontrado por Correa e Winemiller (2014) no rio Apaporis, um rio colombiano de águas pretas, onde os autores descrevem a dominância no consumo de frutos e sementes por *M. asterias* durante o pico de produção de frutos. No rio Uatumã, *M. asterias* e *B. amazonicus* foram as espécies que apresentaram maior riqueza e abundância de sementes em seus estômagos, e apesar de ocorrerem no mesmo ambiente e período, tiveram em comum apenas a espécie *Conarus* sp., o que pode indicar que essas espécies possuem diferentes estratégias de forrageamento. Embora o pacu *M. asterias* tenha sido a espécie que mais consumiu sementes, não houve registro das espécies *N. amazonum*, *Pouteria* sp. e *Psychotria* sp., espécies botânicas encontradas em *B. amazonicus*. Isso pode ocorrer devido a limitações morfológicas, como menor abertura bucal ou capacidade intestinal, dificultando a ingestão de frutos ou sementes relativamente grandes como estes (>1,5 cm de comprimento).

Comparando-se a proporção de sementes intactas e trituradas nos estômagos em relação ao número total de indivíduos em cada espécie é possível estimar a efetividade dos dispersores. É importante destacar que o fato das espécies consumirem sementes intactas não significa que sejam dispersoras eficientes, pois como destaca Schupp (1993), a efetividade de dispersar sementes pode ser predita por meio de variáveis tais como a quantidade de sementes ingeridas, os mecanismos de ingestão, o efeito da passagem pelo estômago na germinação, e os padrões de movimento dos dispersores. Entre as 17 espécies que ingeriram sementes inteiras ou trituradas neste estudo, as que se mostraram potenciais dispersoras foram o pacu *M. asterias* e a matrinxã *B. amazonicus*. Apesar de *B. amazonicus* ter apresentado maior proporção de exemplares com sementes intactas (Uatumã, 46% - Abacate, 40%) do que *M. asterias* (Uatumã, 40% - Abacate, 17%), a maior diversidade de sementes consumidas foi registrada para *M. asterias* com 79% das sementes, contra 10% para *B. amazonicus*, quando contabilizado o número total de sementes de ambos os rios. Correa et al. (2015) destacam as espécies do gênero *Myloplus* são principalmente predadores de sementes, mas agem como dispersores de certas plantas com sementes de pequeno tamanho. Uma das espécies botânicas registrada apenas em *M. asterias* foi *A. oblongifolia* (Phyllanthaceae). O consumo de sementes de *Amanoa* pelo gênero *Myloplus* também foi relatado por Goulding (1980). Embora *M. asterias* tenha sido a espécie que consumiu mais espécies de sementes no presente estudo (n=7), outras espécies do gênero *Myloplus*, como *M. rhomboidalis*, já foram descritas consumindo sementes de até 15 espécies de plantas

(Boujard et al. 1990). As espécies do gênero *Serrasalmus* e *Pristobrycon* demonstraram menor potencial como dispersores, pois na maioria delas foram encontradas apenas sementes trituradas, e mesmo nas espécies em que houve registro de sementes inteiras, como *S. rhombeus* e *S. gouldingi*, a proporção de sementes intactas foi muito baixa.

No rio Uatumã foi verificado maior diversidade, tanto de peixes quanto de sementes ingeridas em comparação ao rio Abacate, o que demonstra que a supressão da amplitude do pulso de inundação de cerca de 1,15 m e a redução estimada de cerca 26% das elevações potencialmente ocupadas pela floresta alagável a jusante no rio Uatumã (Assahira et al. 2017) parece não limitar o acesso dos peixes aos frutos e sementes. Com exceção de *P. paniculatum* (macrófita), os rios Uatumã e Abacate tiveram em comum apenas as espécies botânicas *Connarus* sp., consumida por *M. asterias* e *L. fasciatus*, e *Pouteria* sp. consumida por *B. amazonicus*, enquanto *Scleria* sp. (macrófita) e *Licania* sp. retiradas de *B. amazonicus* ocorreram somente no rio Abacate. Lobo et al. (2019), estudando as comunidades arbóreas em diferentes gradientes topográficos ao longo dos rios Uatumã e Abacate registraram a ocorrência de 169 espécies para o rio Uatumã e 200 espécies para o rio Abacate. Destas, apenas *Amanoa oblongifolia* foi registrada nos peixes do rio Uatumã (em *M. asterias*) e, apesar de também ter ocorrido no rio Abacate em baixas densidades, não foi consumida pelos peixes nesse rio. Algumas espécies do gênero *Pouteria* e *Licania* também foram registradas por Lobo et al. (2019) em ambos os ambientes. Embora as florestas alagáveis do rio Abacate tenham apresentado riqueza maior, ao contrário do esperado, isso não se refletiu em maior diversidade de sementes consumidas pelos peixes nesse local, o que pode estar relacionado ao tempo de diferencial de abscisão dos frutos para muitas dessas espécies entre os dois sistemas, ou a outros fatores a serem investigados.

Devido a grande disparidade na quantidade de sementes consumidas pelos peixes entre os dois ambientes, tendo os peixes do rio Uatumã consumido 48 vezes mais sementes em relação ao rio Abacate, a hipótese de que a regulação do fluxo de água do rio Uatumã pela usina hidrelétrica de Balbina afeta a disponibilidade de frutos e sementes para a ictiofauna, resultando em menor diversidade de peixes consumidores de sementes e de sementes em seus estômagos em relação ao ambiente pristino do rio Abacate foi rejeitada.

## 5. Referências Bibliográficas

Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. and Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Editora da Universidade Estadual de Maringá (Eduem), Maringá.

Alho, C. J. R. 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonian: a review. *Oecol. Aust.*, 15 (3): 593-604.

Anderson, J. T.; Saldaña Rojas, J.; Flecker, A. S. 2009. High-quality seed dispersal by fruit eating fishes in Amazonian floodplain habitats. *Oecologia*, 161: 279-290.

Anderson, J. T.; Nuttle, T.; Rojas, J. S.; Pendergast, T. H.; Flecker, A. S. 2011. Extremely long-distance seed dispersal by an overfished Amazonian frugivore. *Proc. R. Soc. B.*, 23: 1-7.

Assahira, C.; Piedade, M. T. F.; Trumbore, S. E.; Wittmann, F.; Cintra, B. B. L.; Batista, E. S.; Resende, A. F.; Jochen Schöngart, J. 2017. Tree mortality of a floodadapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *Forest Ecology and Management*, 396: 113-123.

Bevilacqua, G. D.; Caramaschi, E. P.; Scarano, F. R. 1995. Germinabilidade de sementes de *Cecropia* sp., coletadas no trato digestório de *Auchenipterichthys longimanus* (Siluriformes: Auchenipteridae). In: XI Encontro Brasileiro de Ictiologia. Resumos. PUC de Campinas, Campinas, SP. p 13.

Boujard, T.; Sabatier, D.; Rojas-Beltran, R.; Prevost, M. F. and Renno, J. F. 1990. The food habits of three allochthonous feeding characoids in French Guiana. *Revue d'Ecologie (la Terre et la Vie)* 45: 247-258.

Cain, M. L.; Milligan, B. G.; Strand, A. E. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany*, 87: 1217-1227.

Castello, L., D. G.; Mcgrath, L. L.; Hess, M. T.; Coe, P. A.; Lefebvre, P.; Petry, M. N.; Macedo, V. F.; Reno, and C. C. Arantes. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.*, 6: 217-229.

Correa, S. B.; Winemiller, K. O.; López-Fernández, H. & Galetti, M. 2007. Evolutionary perspectives on seed consumption and dispersal by fishes. *BioScience* 57: 748-756.

Correa, S. B. & Winemiller, K. O. 2014. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology*, 95 (1): 210-224.

Correa, S. B.; Costa-Pereira, R.; Fleming, T.; Goulding, M.; Anderson, J. T. 2015. Neotropical fish–fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biol Rev.*, 90 (4): 1263-1278.

Correa, S. B.; Araujo, J. K.; Penha, J. M. F.; Cunha, C. N.; Stevenson, P. R.; Anderson, J. T. 2015. Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. *Biological Conservation*, 191: 159-167.

- Costa-Pereira, R.; Lucas, C.; Crossa, M.; Anderson, J. T.; Weiss, B. A.; Dary, E. P.; Piedade, M. T. F.; Demarchi, L. O.; Rebouças, E. R.; Costa, G. S.; Galetti, M.; Correa, S. B. 2018. Defaunation shadow on mutualistic interactions. *PNAS*, 115 (12): E2673-E2675.
- Costa-Pereira, R.; Correa, S. B.; Galetti, M. 2018. Fishing-down within populations harms seed dispersal mutualism. *Biotropica*, 50 (2): 319-325.
- Ernst, K. A. 1999. The effects of prolonged flooding on community structure and composition in a central Florida hardwood swamp. M. S. Thesis. University of South Florida, Tampa, p. 60.
- Ferraris Jr., C. J. 2003. Family Auchenipteridae. In: Reis, R. E.; Kullander, S. O. & Ferraris Jr, C. J. (Eds.). Check List of the Freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Ferreira, E. J. G.; Zuanon, J. & Santos, G. M. 1996. Peixes Comerciais do Médio Amazonas: região de Santarém, Pará. Brasília, Edições Ibama, 214p.
- Ferreira, L. V., Almeida, S. S. & Parolin, P. 2010. Amazonian white and black water floodplain forests in Brazil: Large differences on a small scale. *Ecotropica*, 16: 31-41.
- Foote, A. L.; Pandey, S; Krogman, N. 1996. Processes of wetland loss in India. *Environmental Conservation*, 23 (1): 45-54.
- Freitas, T. M. S.; Almeida, V. H. C.; Valente, R. M.; Montag, L. F. A. 2011. Feeding ecology of *Auchenipterichthys longimanus* (Siluriformes: Auchenipteridae) in a riparian flooded forest of Eastern Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9 (3): 629-636.
- Galetti, M.; Donatti, C. I.; Pizo, M. A. & Giacomini, H. C. 2008. Big fish are the best: seed dispersal of *Bactris glaucescens* by the Pacu fish (*Piaractus mesopotamicus*) in the Pantanal, Brazil. *Biotropica*, 40: 386-389.
- Goulding, M. 1980. The fishes and the forest. Explorations in Amazonian Natural History. University of California Press. Berkeley, USA. 280pp.
- Goulding, M. 1983. The role of fish in seed dispersal and plant distribution in Amazonian floodplains ecosystems. In: Kubitzki, K. editor. Dispersal and distribution. Hamburg (Germany): Verlag Paul Parey. p. 271-284.
- Helfman, G. S.; Collette, B. B.; Facey, D. E. & Bowen, B. W. 2009. The Diversity of Fishes. Biology, Evolution and Ecology. *Wiley-Blackwell*, Chichester.
- Herrera, C., 2002. Seed dispersal by vertebrates. In Herrera, C. M. and Olle, P. (eds.). Plant-Animal interactions: an Evolutionary approach. Malden: Blackwell Science. 313 p.
- Horn, M. H. 1997. Evidence for dispersal of fig seeds by the fruit-eating characid fish *Brycon guatemalensis* Regan in a Costa Rican tropical rain forest. *Oecol.*, 109: 259-264.
- Horn, M.; Correa, S. B.; Parolin, P.; Pollux, B. J. A.; Anderson, J. T.; Lucas, C.; Widmann, P.; Tjiu, A.; Galetti, M. & Goulding, M. 2011. Seed dispersal by fishes in tropical and temperate fresh waters: the growing evidence. *Acta Oecol.*, 37: 561-577.

- Horton, J. L.; Clark, J. L. 2001. Water table decline alters growth and survival of *Salix gooddingii* and *Tamarix chinensis* seedlings. *Forest Ecology and Management*, 40 (2): 239-247.
- Howe, H. F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 13: 201-228.
- Howe, H. F. 1993. Specialized and generalized dispersal systems e where does the paradigm stand. *Vegetatio*, 108: 3-13.
- Hulme, P. E.; Benkman, C. W. 2002. Granivory. Pages 132-154 in Herrera, C. M.; Pellmyr, O. (eds). *Plant-Animal Interactions: An Evolutionary Approach*. Oxford (United Kingdom): Blackwell Science.
- Janson, C. H. and Emmons, L. H. 1990. Ecological structure of the nonflying mammal community at Cocha Cashu biological station, Manu National Park, Peru. In: Gentry, A.H. (ed.) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, London, pp. 314-338.
- Kubitzki, K. & Ziburski, A. 1994. Seed dispersal in floodplain forests of Amazonia. *Biotropica*, 26: 30-43.
- Lobo, G. S.; Wittmann, F.; Piedade, M. T. F. 2019. Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. *Forest Ecology and Management*, 434: 110-118.
- Lopes de Souza, L. 2005. Frugivoria e dispersao de semestes por peixes na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amana. *Uakari*, 1: 1-8.
- Lucas, C. 2008. Within flood season variation in fruit consumption and seed dispersal by two characin fishes of the Amazon. *Biotropica* 40: 581-589.
- Maia, L. A.; Santos, L. M.; Parolin, P. 2007. Germinação de sementes de *Bothriospora corymbosa* (Rubiaceae) recuperadas do trato digestório de *Triporthus angulatus* (sardinha) no Lago Camaleão, Amazônia Central. 37 (3): 321-326.
- Malanson, G. P. 1993. *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mannheimer, S.; Bevilacqua, G.; Caramaschi, E. P. & Scarano, F. R. 2003. Evidence for seed dispersal by the catfish *Auchenipterichthys longimanus* in an Amazonian lake. *Journal of Tropical Ecology*, 19: 215-218.
- Marengo, J. A.; Nobre, C. A.; Tomasella, J.; Oyama, M. D.; Oliveira, G. S. d.; Oliveira, R. d., Camargo, H.; Alves, L. M.; Brown, I. F.; 2008. The drought of Amazonia in 2005. *J. Climate*, 21: 495-516.
- Nilsson, C.; Gardfjell, M. & Grelsson, G. 1991. Importance of hydrochory in structuring plant communities along rivers. *Canadian Journal of Botany*, 69: 2631-2633.
- Parolin, P.; De Simone, O.; Haase, K.; Waldhoff, D.; Rottenberger, S.; Kuhn, U.; Kesselmeier, J.; Schmidt, W.; Piedade, M. T. F. & Junk, W. J. 2004. Central Amazon floodplain forests: tree survival in a pulsing system. *Bot. Rev.*, 70: 357-380.

- Parry, M. L.; Canziani, O. F.; Palutikof, J. P.; Linden, P. J. V. D.; Hanson, C. E. (eds.), 2007. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Piedade, M. T. F., Parolin, P. & Junk, W. J. 2006. Phenology, fruit production and seed dispersal of *Astrocaryum jauari* (Arecaceae) in Amazonian blackwater Foodplains. *Revista de Biologia Tropical*, 54: 1171-1178.
- Pollux, B. J. A.; de Jong, M.; Steegh, A.; Ouborg, N. J.; van Groenendael, J. M. & Klaassen, M. 2006. The effect of seed morphology on the potential dispersal of aquatic macrophytes by the common carp (*Cyprinus carpio*). *Freshwater Biology*, 51: 2063-2071.
- Pollux, B. J. A.; Verbruggen, E.; Ouborg, N. J. & van Groenendael, J. M. 2009. Intraspecific variation of seed floating ability in *Sparganium emersum* suggests a bimodal dispersal strategy. *Aquatic Botany*, 90: 199-203.
- Pollux, B. J. A. 2011. The experimental study of seed dispersal by fish (ichthyochory). *Freshwater Biology*. *Freshwater Biology*, 56: 197-212
- Resende, A. F.; Schöngart, J.; Streher, A. S.; Ferreira-Ferreira, J.; Piedade, M. T. F.; Silva, T. S. F. 2018. Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. *Science of the Total Environment*, 659: 587-598.
- Ridley, H. N. 1930. The Dispersal of Plants Throughout the World. Reeve & Co. Ltd. Ashford, Kent.
- Rocha, M.; Assis, R. L.; Piedade, M. T. F.; Feitosa, Y. O.; Householder, J. E.; Lobo, G. S.; Demarchi, L. O.; Weiss, B. A.; Quaresma, A. C.; Ramos, J. F.; Schöngart, J.; Wittmann, F. 2019. Thirty years after Balbina Dam: Diversity and floristic composition of the downstream floodplain forest, Central Amazon, Brazil. *Ecohydrology*, e2144: 1-14.
- Rocha, M.; Feitosa, Y. O.; Wittmann, F.; Piedade, M. T. F.; Resende, A. F.; Assis, R. L. 2020. River damming affects seedling communities of a floodplain forest in the Central Amazon. *Acta Botanica Brasilica*, 34 (1): 192-203.
- Schupp, E. W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio*, 108(107): 15-29.
- Tiffney, B. H., 1984. Seed size, dispersal syndromes, and the rise of the angiosperms: evidence and hypothesis. *Ann. Missouri Bot. Gard.*, 71: 551-576.
- Tregidgo, D. J.; Barlow, J.; Pompeu, P. S.; de Almeida Rocha, M; Parry, L. 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proc Natl Acad Sci USA* 114: 8655-8659.
- Tylianakis, J. M.; Didham, R. K.; Bascompte, J.; Wardle, D. A. 2008. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecol Lett.*, 11: 1351-1363.
- Van der Pijl, L. 1972. Principles of Dispersal in Higher Plants, 2nd edn. Springer-Verlag, Berlin.
- Waldhoff, D.; Maia, L. d. A. 2002. Production and chemical composition of fruit from trees in floodplain forests of Central Amazonia and their importance for fish production. In: Junk,



I. J. (ed.), *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publishers, Kerkwerve, The Netherlands, pp. 393e415.

Weiss, B.; Zuanon, J. A. S.; Piedade, M. T. F. 2016. Viability of Seeds Consumed by Fishes in a Lowland Forest in the Brazilian Central Amazon. *Tropical Conservation Science*.

Williamson, G. B. & Costa, F. 2000. Dispersal of Amazonian trees: Hydrochory in *Pentaclethra macroloba*. *Biotropica*, 32: 548-552.

Worbes, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsating system* (ed. by W. J. Junk), pp. 22-265. *Ecological Studies Vol. 126*. Springer, Berlin.

Wright, S. J.; Carrasco, C.; Calderón, O. and Paton, S. 1999. The El Niño Southern oscillation, variable fruit production, and famine in a tropical forest. *Ecology*, 80: 1632-1647.

## **6. Considerações Finais**

Os resultados obtidos no presente estudo permitem inferir que a supressão de 1,15 m no período de águas altas no rio Uatumã e a redução estimada de 26% das elevações potencialmente ocupadas pela floresta alagável a jusante da hidrelétrica de Balbina, aparentemente não impediram o acesso da ictiofauna aos recursos alimentares oriundos das florestas adjacentes no rio Uatumã. Outros estudos principalmente relacionados à dispersão de sementes por peixes devem ser realizados nas áreas de outras usinas hidrelétricas, tendo em vista a carência de estudos sobre o consumo de sementes por peixes em rios regulados, principalmente estudando-se os efeitos pré e pós barramento na ictiocoria. Outro fator que justifica o estudo em outros rios represados está relacionado à amplitude de inundação, que varia entre os rios de diferentes bacias. Apesar da amplitude média de inundação de cerca de dois metros no rio Uatumã antes do barramento, em rios amazônicos maiores que o Uatumã, a amplitude de inundação pode ser superior a dez metros. A regulação do regime hidrológico nesses ambientes com grandes amplitudes de inundação pode impedir a inundação de áreas muito maiores que as do rio Uatumã, afetando negativamente a interação entre os peixes e as florestas alagáveis nas relações tróficas e de dispersão.