



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA  
DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

LILIAN PAULA VASCONCELOS

**Os empreendimentos hidrelétricos na Amazônia e os peixes migradores:** barragens e reservatórios como potenciais impactantes ao sucesso reprodutivo dessas populações

Maringá  
2017

LILIAN PAULA VASCONCELOS

**Os empreendimentos hidrelétricos na Amazônia e os peixes migradores: barragens e reservatórios como potenciais impactantes ao sucesso reprodutivo dessas populações**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Maringá  
2017

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

V331e

Vasconcelos, Lilian Paula, 1988-

Os empreendimentos hidrelétricos na Amazônia e os peixes migradores : barragens e reservatórios como potenciais impactantes ao sucesso reprodutivo dessas populações / Lilian Paula Vasconcelos. -- Maringá, 2017.

95 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2017.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.

1. Peixes de água doce - Ovos e larvas - Avaliação de impacto - Madeira, Rio, Bacia - Amazônia (Brasil). 2. Peixes de água doce - Deriva larval - Represamento - Madeira, Rio, Bacia - Amazônia (Brasil). 3. *Brachyplatystoma* (Pimelodidae, Siluriformes) - Migração reprodutiva - Transposição de reservatórios - Madeira, Rio, Bacia - Amazônia (Brasil). 4. Usina Hidrelétrica Jirau e Santo Antônio - Avaliação de impacto. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.1764272098111  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858  
João Fábio Hildebrandt CRB 9/1140

LILIAN PAULA VASCONCELOS

**Os empreendimentos hidrelétricos na Amazônia e os peixes migradores: barragens e reservatórios como potenciais impactantes ao sucesso reprodutivo dessas populações**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Prof. Dr. Gilmar Baumgartner  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Prof. Dr. Horácio Ferreira Júlio Júnior  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 16 de janeiro de 2017.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Maringá, ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela infraestrutura;

Ao CNPq e à CAPES pela concessão das bolsas;

Às equipes da secretaria e da biblioteca do PEA pela constante prontidão em fornecer auxílio;

À Santo Antônio Energia pelo financiamento dos trabalhos que originaram esta tese;

Ao Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes pela grande consideração, confiança, compartilhamento de conhecimentos durante todos esses anos de orientação, e pelo “socorro” nos momentos decisivos da minha formação acadêmica;

Ao Prof. Dr. Angelo A. Agostinho pelas “aulas gratuitas” a cada conversa, pela prestatividade nas parcerias e pela extrema generosidade;

À toda a minha família, Vasconcelos, Paula, Alves e Corrêa, mas, em especial, aos meus pais, Cláudio e Mirian, e meu irmão, Paulo, que são meu alicerce central, e nunca deixaram de acreditar em mim e me incentivar, sempre compreensivos e se orgulhando de cada pequena conquista;

Aos meus sobrinhos, pequenos príncipes e princesas, Caio, Clara, Sofia e Heitor, pela ingenuidade inspiradora e carinhos incondicionais;

Ao meu marido e grande amigo Diego Corrêa Alves, companheiro de vida e de trabalho, fundamental na elaboração desta tese e em todos os meus dias, colaborando para tornar minha jornada mais prazerosa e nutrindo comigo (e com nossa filha canina, Shiva) um verdadeiro lar e uma rotina de relacionamento e trabalho saudável e progressiva;

Ao meu filho e amor maior, ainda no ventre, Vicente, que me fortalece e revigora a cada dia à espera de sua chegada;

A todos os colegas de trabalho, de laboratório, e amigos que compreendem os percalços de uma pós-graduação e compartilham da importância de cada pequena conquista;

À toda equipe Neotropical, em especial, Fernando e Lisiane, pela colaboração com os bancos de dados que deram origem a este trabalho, pela confiança, e, sobretudo, pela amizade;

Aos professores Dr. Angelo A. Agostinho; Dr. Horácio Ferreira Julio Junior; Dr. Pitágoras A. Piana; Dr. Gilmar Baumgartner; além dos “sangue-novos” Dr. Daniel A. dos Santos e Dr. Hugo José Message, por pronta e gentilmente despendarem parte de seu tempo para contribuírem como banca examinadora deste trabalho.

## **Os empreendimentos hidrelétricos na Amazônia e os peixes migradores: barragens e reservatórios como potenciais impactantes ao sucesso reprodutivo dessas populações**

### **RESUMO**

A construção de empreendimentos hidrelétricos representa uma das maiores ameaças à diversidade íctica em todo o mundo, em especial, nos rios tropicais, em que muitas espécies de alto valor comercial migram centenas de quilômetros em resposta aos pulsos de inundação. A interrupção da conectividade fluvial, ocasionada pelo barramento, compromete a conexão entre *habitat* que são indispensáveis para o ciclo de vida destas espécies, podendo afetar negativamente tanto sua reprodução, quanto recrutamento. Neste contexto, a bacia Amazônica, que contém a maior diversidade de peixes de água doce do planeta, está sendo fortemente ameaçada devido à crescente construção de usinas hidrelétricas. Assim, neste estudo, por meio de dados de ovos e larvas de peixes, avaliou-se a atividade reprodutiva das espécies dos grandes bagres migradores amazônicos do gênero *Brachyplatystoma* após a instalação de duas usinas hidrelétricas (Santo Antônio e Jirau) no rio Madeira, Amazônia brasileira; e verificou-se, por meio de ajustes de modelos lineares generalizados, se o reservatório da usina hidrelétrica Santo Antônio tem atuado como barreira para os movimentos descendentes do ictioplâncton.

**Palavras-chave:** Avaliação de impacto. Deriva larval. Represamento. Migração. Transposição.

## **Hydropower projects in the Amazon and migratory fish: dams and reservoirs as potential impacts to the reproductive success of these populations**

### ***ABSTRACT***

The implementation of hydropower projects is one of the greatest threats to fish diversity worldwide, especially in tropical rivers, where many high commercial value species migrate hundreds of kilometers in response to flood pulses. The interruption of river connectivity, caused by the electric impoundments, compromises the connection among habitats that are indispensable for the life cycle of these species, and may negatively affect both their reproduction and recruitment. In this context, the Amazon basin, which contains the largest freshwater fish diversity on the planet, is being heavily threatened due to the increasing construction of hydroelectric power plants. Thus, the objective of this study was to evaluate the reproductive activity of the large migratory Amazonian catfish of the genus *Brachyplatystoma* after the construction of two hydroelectric plants (Santo Antônio and Jirau) on the Madeira River, Brazilian Amazonian; and, to verify, by generalized linear models adjustment, if the reservoir of Santo Antônio dam has acted as a barrier to the descending movements of ichthyoplankton.

***Keywords:*** Damming. Impact assessment. Larval drift. Migration. Transposition.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* e *Ecological Modelling*. Disponíveis em:

<http://www.nrcresearchpress.com/page/cjfas/authors>

<https://www.elsevier.com/journals/ecological-modelling/0304-3800/guide-for-authors>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	9
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	10
<b>2 LARVAS E JUVENIS DOS GRANDES BAGRES DO GÊNERO BRACHYPLATYSTOMA FRENTE A UM AMBIENTE ALTERADO POR EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS: RIO MADEIRA, AMAZÔNIA BRASILEIRA</b> .....	12
<b>RESUMO</b> .....	12
<b>ABSTRACT</b> .....	13
2.1 INTRODUÇÃO.....	14
2.2 METODOLOGIA.....	16
2.2.1 Área de estudo.....	16
2.2.2 Coleta de dados .....	18
2.2.2.1 Rede de ictioplâncton.....	20
2.2.2.2 Rede de arrasto de fundo .....	21
2.2.3 Análise dos dados.....	22
2.3 RESULTADOS .....	25
2.4 DISCUSSÃO .....	37
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	44
APÊNDICE A - Detalhes da modelagem estocástica .....	51
APÊNDICE B - Resultados da modelagem estocástica para cada cenário hidrológico .....	57
<b>3 DERIVA DE OVOS E LARVAS DE PEIXES POR RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS: ESTUDO DE CASO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA</b> .....	62
<b>RESUMO</b> .....	62
<b>ABSTRACT</b> .....	63
3.1 INTRODUÇÃO.....	64
3.2 METODOLOGIA.....	65
3.2.1 Área de estudo.....	65
3.2.2 Coleta de dados .....	67
3.2.3 Análise dos dados.....	67
3.3 RESULTADOS .....	71
3.4 DISCUSSÃO .....	80
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	84
APÊNDICE C - Número de indivíduos amostrados, entre os que foram identificados em uma das quatro ordens, Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Clupeiformes, bem	

como seu grau de desenvolvimento. O volume total filtrado para obtenção destes indivíduos foi de 73.282,85 m <sup>3</sup> . LV: Larval vitelínico; PF: Pré-flexão; F+: Já flexionadas (Flexão + Pós-Flexão + Juvenil).....	90
APÊNDICE D - Scripts utilizados no software R (R Core Team, 2016), com o pacote MASS (Venables & Ripley, 2002), para o ajuste dos modelos lineares generalizados (GLM): .....	93
<b>4 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	94

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Na América do Sul muitos peixes de água doce são migradores, movendo-se por longas distâncias durante seu ciclo de vida (POMPEU et al., 2011). A estratégia reprodutiva mais comum entre os peixes que realizam migrações reprodutivas envolve movimentos rio acima, desova na corrente do corpo hídrico e posterior deriva descendente dos ovos e larvas para as áreas de berçário, onde devem encontrar condições favoráveis de abrigo e alimento (FERRAZ DE LIMA, 1981; CAROLSFELD et al., 2003; AGOSTINHO et al., 2003; 2007). Assim, a deriva descendente do ictioplâncton representa uma etapa crucial para o efetivo sucesso reprodutivo das espécies de peixes que dependem de uma fase de deriva larval (AGOSTINHO et al., 2007; PELICICE; AGOSTINHO, 2008; HEGG et al., 2015).

A construção de empreendimentos hidrelétricos potencialmente afeta, de forma negativa, tanto a reprodução quanto o recrutamento de espécies de peixes (HUMPHRIES; LAKE, 2000). A interrupção da conectividade fluvial pelo barramento dos rios ocasiona bloqueio da conexão entre habitats que são indispensáveis para o ciclo de vida destas espécies (BARTHEM et al., 1991; AGOSTINHO et al., 1992; 2007; VAZZOLER, 1996; ANTONIO et al., 2007; OLDANI et al., 2007; GODINHO, KYNARD, 2008; VASCONCELOS et al., 2014a, 2014b). Desta maneira, tanto as condições apropriadas para a maturação gonadal e/ou para os movimentos migratórios, quanto o processo de deriva descendente do ictioplâncton (PELICICE; AGOSTINHO, 2008; PELICICE et al., 2015; HEGG et al., 2015) podem ser fortemente impactados. Estes efeitos são especialmente devastadores para rios tropicais, em que muitas espécies de alto valor comercial migram centenas de quilômetros em resposta aos pulsos de inundação (WINEMILLER et al., 2016).

Neste contexto, a bacia Amazônica, que contempla a maior diversidade de espécies de peixes do mundo (HUERGO et al., 2011; HURD et al., 2016), está sob ameaça eminente devido a um alarmante aumento na construção de empreendimentos hidrelétricos (AGOSTINHO et al., 2008; WINEMILLER et al., 2016).

Assim, considerando o potencial danoso dos empreendimentos hidrelétricos sobre a reprodução e recrutamento das espécies de peixes, e a ameaça que estas obras representam para a notável diversidade íctica da região amazônica, este trabalho traz: 1) informações sobre a distribuição espacial e temporal de larvas e juvenis das espécies dos grandes bagres migradores amazônicos do gênero *Brachyplatystoma*, a fim de avaliar a atividade reprodutiva das espécies desse gênero após a instalação de duas usinas hidrelétricas (Santo Antônio e Jirau) no rio Madeira, Amazônia brasileira; e 2) uma avaliação, por meio de ajuste de modelos lineares generalizados, a respeito da deriva descendente do ictioplâncton através do reservatório da usina hidrelétrica Santo Antônio, no rio Madeira, Amazônia brasileira, com o objetivo de verificar se este tem atuado como uma barreira aos movimentos descendentes de ovos e larvas de peixes.

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JÚNIOR, H.F.; BORGHETTI, J.R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, Maringá, v. 14, p. 89-107, 1992.
- AGOSTINHO, A.A. et al. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J. et al. (Eds.) **Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status**. Victoria: World Fisheries Trust, 2003, p. 19 - 99.
- AGOSTINHO, A.A. et al. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? **Neotropical Ichthyology**, v. 5, p. 121-130, 2007.
- AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008.
- ANTONIO, R.R. et al. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 2, p. 177-184, 2007.
- BARTHEM, R.B.; RIBEIRO, M.C.L.B.; PETRERE JR., M. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon basin. **Biological Conservation**, v. 55, p. 339-345, 1991.
- CAROLSFELD, J. et al. **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Victoria: World Fisheries Trust, 2003, 372 p.
- FERRAZ DE LIMA, J.A. A pesca no Pantanal de Mato Grosso (rio Cuiabá: biologia e ecologia pesqueira). In: **II Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca. Recife-PE**, Anais, p. 503-516, 1981.
- GODINHO, A.L.; KYNARD, B. Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. **River Research and Applications**, v. 25, p. 702-712, 2008.
- HEGG, J.C.; GIARRIZZO, T.; KENNEDY, B.P. Diverse early life-history strategies in migratory Amazonian catfish: implications for conservation and management. **PlosOne**. DOI:10.1371/journal.pone.0129697, 2015.
- HUERGO, G.M. et al. Molecular genetics as a tool for fisheries management in the Brazilian Amazon: Piraiá (*Brachyplatystoma filamentosum* and *Brachyplatystoma capapretum*) (Siluriformes: Pimelodidae) in white-water rivers. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 6, n.4, p. 280-289, 2011.
- HUMPHRIES, P.; LAKE, P.S. Fish larvae and the management of regulated rivers. **Regulated rivers: Research & Management**, v. 16, p 421-432, 2000.

- HURD, L.E. et al. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. **Biological Conservation**, v. 195, p. 118–127, 2016.
- OLDANI, N.O. et al. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 2, p. 89-102, 2007.
- PELICICE, F.M.; AGOSTINHO, A.A. Fish passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. **Conservation Biology**, v. 22, p. 180-188, 2008.
- PELICICE F.M.; AGOSTINHO, A.A.; POMPEU, P.S. (In press). Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish & Fisheries**. DOI: 10.1111/faf.12089, 2015.
- POMPEU, P.S. et al. Downstream passage of fish larvae and eggs through a small-sized reservoir, Mucuri River, Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 6, p. 739-746, 2011.
- VASCONCELOS, L.P.; ALVES, D.C.; GOMES, L.C. Spatial and temporal variations among fish with similar strategies: Patterns of reproductive guilds in a floodplain. **Hydrobiologia**, v. 726, p. 213-228, 2014a.
- VASCONCELOS, L.P.; ALVES, D.C.; GOMES, L.C. Fish reproductive guilds downstream of dams. **Journal of Fish Biology**, v. 85, p. 1489-1506, 2014b.
- VAZZOLER, A.E.A.M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: Eduem, 1996, 169p.
- WINEMILLER, K.O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, p. 128-129, 2016.

## **2 LARVAS E JUVENIS DOS GRANDES BAGRES DO GÊNERO *BRACHYPLATYSTOMA* FRENTE A UM AMBIENTE ALTERADO POR EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS: RIO MADEIRA, AMAZÔNIA BRASILEIRA**

### **RESUMO**

A fragmentação dos ecossistemas fluviais, decorrente da construção de barragens hidrelétricas, é especialmente impactante para espécies de peixes migradores. A bacia amazônica, sob eminente ameaça devido à construção desses empreendimentos, tem sua pesca suportada, principalmente, pelos grandes bagres do gênero *Brachyplatystoma*, reconhecidos pelas suas extensas migrações reprodutivas. Assim, neste trabalho foram levantadas algumas informações buscando identificar a ocorrência de atividade reprodutiva de espécies deste gênero após a instalação de duas usinas hidrelétricas (Santo Antônio e Jirau) no rio Madeira, Amazônia brasileira. Para isso, larvas/juvenis de peixes foram amostrados quinzenalmente ou mensalmente, de maio/2014 a abril/2016, em 13 pontos amostrais distribuídos nesta bacia, entre a jusante da UHE Jirau e a jusante da UHE Santo Antônio. Os resultados indicam que pelo menos cinco espécies do gênero *Brachyplatystoma* têm se reproduzido após a instalação dos dois empreendimentos: *B. rousseauxii*, *B. vailantii*, *B. filamentosum*, *B. platynemum* e *B. capapretum*. Larvas desse gênero foram amostradas em todos os pontos amostrais pertencentes à calha do rio Madeira, enquanto no interior dos tributários não houve registro delas. Larvas também foram registradas ao longo de todo o período de amostragens, indicando reprodução por todo o ciclo hidrológico. Picos das densidades de larvas foram observados nos períodos que antecedem a enchente e a cheia da região. Larvas muito jovens não foram amostradas ou identificadas. A modelagem estocástica gerada para traçar um retrospecto do possível local de desova, com base na idade das larvas amostradas na região de estudo e no tempo demandado para a deriva pelo corpo aquático, sugere que essas larvas sejam provenientes de trechos altos da bacia, a montante dos dois empreendimentos.

**Palavras-chave:** Deriva de larvas, desenvolvimento larval, estoque pesqueiro, ictioplâncton, rotas migratórias, transposição.

**LARVAE AND JUVENILES OF THE LARGE CATFISHES OF THE GENUS  
*BRACHYPLATYSTOMA* IN AN ENVIRONMENT ALTERED BY DAMS:  
MADEIRA RIVER, BRAZILIAN AMAZON**

***ABSTRACT***

The fragmentation of river ecosystems by the construction of hydroelectric dams is especially threatening for migratory fish species. The Amazon basin, which is under eminent threat due to the construction of dams, has its fishing supported mainly by the large *Brachyplatystoma* catfishes, recognized for their extensive reproductive migrations. Thus, in this study, some information were gathered to identify the occurrence of spawning of species of this genus after the constructions of two dams (Santo Antônio and Jirau dams) in the Madeira river, Brazilian Amazon. Thereunto, fish larvae/juveniles were sampled biweekly or monthly, from May/2014 to April/2016, in 13 sampling sites along this basin, between downstream of Jirau dam and downstream of Santo Antônio dam. There are indications that five species of the genus *Brachyplatystoma* spawned after the construction of the two dams: *B. rousseauxii*, *B. vailantii*, *B. filamentosum*, *B. platynemum* e *B. capapretum*. Larvae of this genus were sampled in all sampling sites belonging to the Madeira River bed; in the tributaries there were no records of them. These larvae were also caught during the entire sampling period, indicating reproduction throughout the hydrological cycle. Peaks of larval densities were observed in the periods before water level was raising and the flood of the region. Larvae in early stages were not sampled or identified. The stochastic model used to trace the possible spawning places, based on the age of the larvae sampled in the study region and on the time required for drift by the aquatic body, suggests that these larvae come from the upper parts of the basin, upstream from the two dams.

**Keywords:** Larvae drift, larval development, fish stock, migration routes, transposition.

## 2.1 INTRODUÇÃO

Os sistemas fluviais têm sido amplamente alterados por represamentos (Nilsson et al. 2005), os quais se constituem em uma das principais ameaças para a diversidade global de espécies de água doce (Vorosmarty et al. 2010, Liermann et al. 2012). Grandes bacias hidrográficas, entre elas as que contêm a maior biodiversidade do planeta, Amazônia, Congo e Mekong, estão sob uma pressão sem precedentes para construção de várias barragens para produção de energia elétrica (Winemiller et al. 2016). Então, os reservatórios devem ser particularmente impactantes em vastos sistemas fluviais, como estes, com muitas espécies reofílicas e migradoras (Pelicice et al. 2015).

Esse é o caso da ictiofauna da região Neotropical, que é composta em mais de 15% por espécies migradoras, as quais apresentam diversos padrões migratórios (Carolsfeld et al. 2003). Contudo, a estratégia mais comum das espécies de peixes, dessa região, que realizam migrações reprodutivas sazonais é baseada no movimento ascendente dos adultos em direção a trechos superiores da bacia durante os períodos hidrológicos de ascensão das águas, desova na corrente do corpo aquático e posterior movimentação descendente, tanto dos adultos, quanto dos ovos e larvas (Ferraz de Lima 1981, Carolsfeld et al. 2003, Agostinho et al. 2003, 2009, Pompeu et al. 2011). A deriva do ictioplâncton a jusante é fundamental para que estes organismos alcancem as áreas marginais sazonalmente inundadas que os provêm condições favoráveis de abrigo e alimento para seu desenvolvimento (Agostinho & Zalewski 1995, Lowe-McConnell 1999, Agostinho et al. 2003, 2007*b*). Assim, a deriva de ovos e larvas fornece importantes indícios sobre a atividade reprodutiva das espécies (Barthem et al. 2014).

Neste contexto, a fragmentação dos ecossistemas fluviais, decorrente da construção de barragens hidrelétricas, pode ocasionar o bloqueio de rotas migratórias das espécies de peixes migradores (Agostinho et al. 1992, 2007*a*, Vazzoler 1996, Antonio et al. 2007,

Barletta et al. 2010, Liermann et al. 2012, Winemiller et al. 2016), ou ainda, promover o atraso desta migração, contribuindo, assim, para o declínio e até mesmo a extinção local de espécies que dependem de movimentos fluviais longitudinais durante determinadas fases do seu ciclo de vida (Baumann & Stevanella 2012). Estes efeitos são especialmente devastadores para a pesca em rios tropicais, em que muitas espécies de alto valor comercial migram centenas de quilômetros em resposta aos pulsos de inundação (Winemiller et al. 2016).

A pesca na região amazônica, bacia que contempla a maior diversidade de espécies de peixes do mundo (Huerco et al. 2011, Hurd et al. 2016), é suportada, em grande parte, pelas espécies de grandes bagres do gênero *Brachyplatystoma* (Barthem & Goulding 1997), que já estão sendo consideradas sobreexploradas no Brasil, Colômbia e Peru (García-Vásquez et al. 2009, Córdoba et al. 2013). Estas espécies são de considerável importância socioeconômica (Carvalho & Barros 2008) e, segundo Barthem & Goulding (1997), são as únicas que utilizam toda a extensão da bacia amazônica para completarem seu ciclo de vida. As migrações reprodutivas de espécies desse gênero já foram descritas por Goulding (1979, 1981), e um modelo conceitual foi proposto por Barthem & Goulding (1997). Essas citações ficaram reconhecidas por supor que muitos *Brachyplatystoma* realizam as mais longas migrações reprodutivas de peixes de água doce do mundo, que podem envolver mais de 4.500 km desde as áreas de criadouros, nos estuários amazônicos, até os locais de desova, no sopés andinos (Barthem & Goulding 1997).

Assim, considerando a notável importância dos bagres *Brachyplatystoma* para a região amazônica e, o potencial danoso dos empreendimentos hidrelétricos sobre a reprodução dessas espécies, neste trabalho foram coletados dados sobre a distribuição espacial e temporal das fases iniciais de desenvolvimento (larvas e juvenis) das espécies

desse gênero, para inferir sobre a atividade reprodutiva dessas espécies após a instalação de duas usinas hidrelétricas (Santo Antônio e Jirau) no rio Madeira, Amazônia brasileira. Especificamente, buscou-se reponder às seguintes questões: *i*) As espécies do gênero *Brachyplatystoma* estão se reproduzindo na região após a instalação dos dois empreendimentos? Se sim, quais espécies?; *ii*) Em que época está ocorrendo esta reprodução?; e, *iii*) Onde está ocorrendo esta reprodução?

## 2.2 METODOLOGIA

### 2.2.1 Área de estudo

Dentre os afluentes do rio Amazonas, o rio Madeira é um dos principais, possuindo maior área de drenagem total e sendo o segundo maior em descarga anual total, menor apenas que a do rio Negro (Goulding 1979). Além disso, ele também é o principal tributário do Amazonas em relação à vazão e transporte de sedimentos (Queiroz et al. 2013). Tem como precursores rios andinos, e, no Brasil, cobre cerca de um quarto da Amazônia.

A porção central do rio Madeira era originalmente constituída por um importante trecho de corredeiras (Cella-Ribeiro et al. 2013), cujas maiores representavam relevante papel no percurso migratório de muitas espécies de peixes, especialmente dos chamados “grandes bagres”, do gênero *Brachyplatystoma* (Goulding 1979, Barthem & Goulding 1997). Conseqüentemente, este rio também é reconhecido por ser rota de migração descendente de ovos e larvas de muitas espécies de peixes (Araujo-Lima et al. 2001, Cañas & Pine 2011).

A porção central do trecho de corredeiras supracitado, no entanto, atualmente é barrada por dois empreendimentos hidrelétricos, a Usina Hidrelétrica (UHE) Jirau e a UHE Santo Antônio. Estas obras foram responsáveis pela submersão de diversas

corredeiras, sendo três delas as mais notáveis da bacia. A Usina Hidrelétrica Santo Antônio (UHESA), localizada a aproximadamente 7 km de Porto Velho (capital do estado de Rondônia), e cuja operação teve início em março/2012, submergiu as duas mais inferiores corredeiras do rio Madeira, Teotônio (afogada pelo enchimento do reservatório do empreendimento) e Santo Antônio, em cima da qual foi construída a barragem da UHE. Cerca de 115 km a montante deste empreendimento, a UHE Jirau, que iniciou sua operação em setembro/2013, para a formação de sua área de reservatório, implodiu a primeira dessas três importantes corredeiras, Jirau. Desta maneira, a partir do último trimestre do ano 2013, ambas as usinas hidrelétricas já estavam em pleno funcionamento, com suas barragens definitivamente instaladas em uma importante rota migratória para a reprodução de peixes migradores, em especial, dos grandes bagres, entre os quais, destacam-se os do gênero *Brachyplatystoma* (Queiroz et al. 2013).

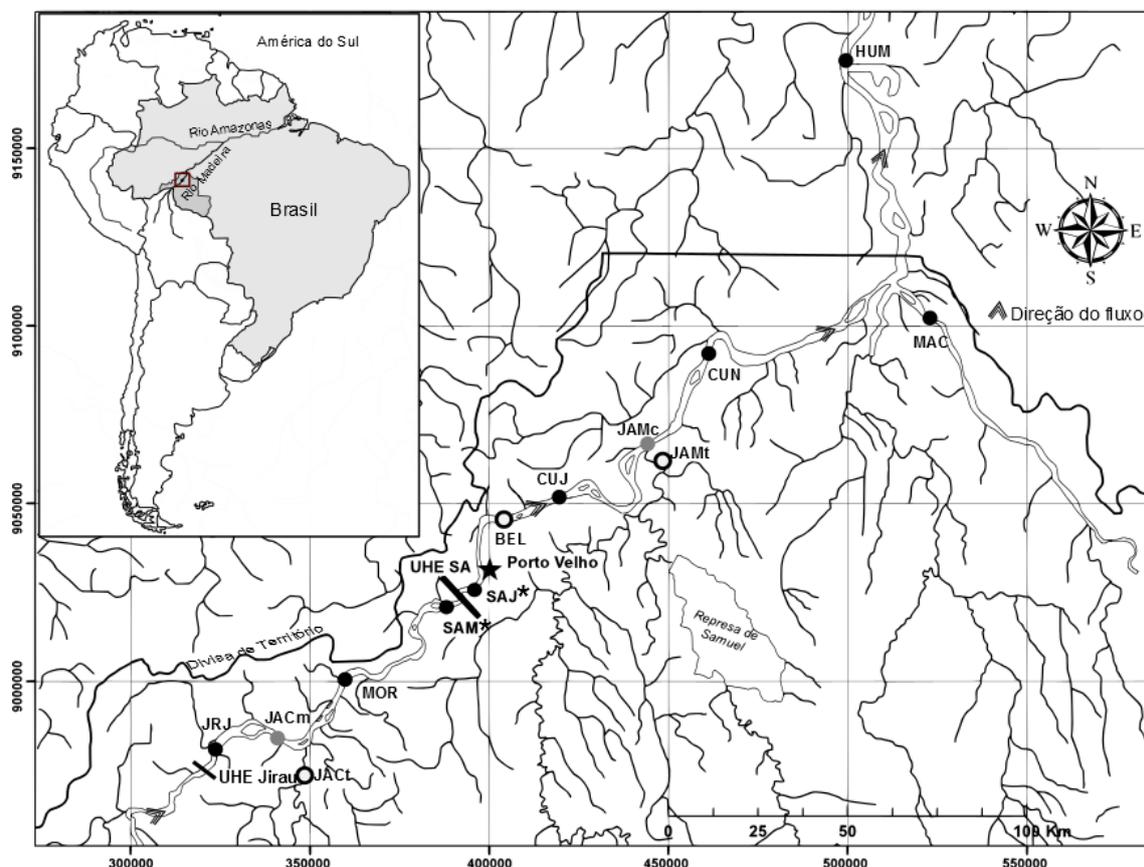
O potencial danoso da construção de empreendimentos hidrelétricos no rio Madeira, causando interrupção do curso do rio e, conseqüentemente, das rotas migratórias de muitos grandes bagres amazônicos, já foi discutido previamente por alguns autores (e.g. Torrente-Vilara et al. 2011, Barthem et al. 2014, Fearnside 2014, Cella-Ribeiro et al. 2015), no entanto, o estado atual da reprodução de espécies do gênero *Brachyplatystoma*, inferido pela distribuição de larvas e juvenis, após a construção das UHEs Santo Antônio e Jirau ainda não foi investigado. Deste modo, 13 pontos amostrais foram determinados na bacia do rio Madeira, entre a jusante da UHE Jirau e a jusante da UHE Santo Antônio. O reservatório da UHE Santo Antônio, no qual estão compreendidos alguns dos pontos amostrais (Figura 1), possui 421,56 km<sup>2</sup> de área, incluindo a calha natural do rio, que corresponde a 142 km<sup>2</sup>. Tem profundidade média de 11 m, e máxima de 27 m. Sua barragem possui 75,5 m de largura de crista e 55 m de altura máxima. A UHE opera no modelo fio d'água (assim como a UHE Jirau), com 50 turbinas horizontais,

tipo bulbo, dois vertedouros (um principal e um auxiliar) e um sistema de transposição de peixes).

Os dados a serem utilizados neste estudo são provenientes do Subprograma de Ictioplâncton, parte do Programa de Conservação da Ictiofauna da empresa Santo Antônio Energia executado pela Neotropical Consultoria Ambiental (Contrato PC.DS.150.2013, Autorização do IBAMA nº 83/2012) em cumprimento ao monitoramento necessário para o atendimento dos objetivos e metas propostos no Projeto Básico Ambiental nas condicionantes da Licença de Operação da UHE.

#### 2.2.2 Coleta de dados

As larvas e juvenis de peixes foram amostrados de maio/2014 a abril/2016 em 13 pontos amostrais distribuídos na bacia do rio Madeira, entre a jusante da UHE Jirau e a jusante da UHE Santo Antônio (Figura 1). As coletas foram realizadas mensalmente ou quinzenalmente com rede de ictioplâncton, e mensalmente com rede de arrasto de fundo (*trawl net*).



**Figura 1.** Pontos amostrais em que ocorreram amostragens com rede de ictioplâncton (círculos vazados), rede de arrasto de fundo (círculos cinzas) e com os dois apetrechos (círculos pretos) entre maio/2014 e abril/2016. JRJ: Jusante de Jirau; JACt: Rio Jaci-Paraná; JACm: Reservatório da UHESA, a montante da foz do rio Jaci-Paraná; MOR: Montante da antiga cachoeira de Morrinhos; SAM: Montante da UHESA; SAJ: Jusante da UHESA; BEL: rio Madeira, confluência com igarapé Belmont; CUJ: Rio Madeira, abaixo da confluência com o Lago Cujubim; JAMt: Rio Jamari; JAMc: Rio Madeira, a montante da foz do rio Jamari; CUN: Rio Madeira, abaixo da confluência com o lago Cuniã; MACt: Rio Machado; HUM: Rio Madeira, na projeção da cidade de Humaitá. \* Pontos em que as amostragens ocorreram quinzenalmente com o apetrecho rede de ictioplâncton.

### 2.2.2.1 Rede de ictioplâncton

As amostragens do ictioplâncton na coluna d'água foram realizadas com uma rede de ictioplâncton, com 1,5 m de comprimento e 500 µm de malha, armada em um aro de 50 cm de diâmetro, com um fluxômetro no centro para estimar o volume de água filtrada. Além disso, à rede foi acoplado um defletor metálico de 10 kg que garantiu estabilidade e peso para submersão da mesma.

Para as amostragens, o barco, com a proa voltada para a montante do rio, foi mantido com o motor ligado em baixa velocidade fazendo com que se mantivesse praticamente parado. A rede de ictioplâncton foi posicionada contra a correnteza e mantida em processo de filtração por 5 minutos. Em cada ponto amostral as coletas foram realizadas nas margens direita e esquerda e no centro do rio. Em cada uma dessas transeções, redes foram operadas na subsuperfície, no fundo, e de maneira integrada por toda a coluna d'água.

O material filtrado pela rede que ficou retido no copo coletor foi retirado e fixado em formol a 10% em recipientes plásticos devidamente identificados. Em laboratório as larvas e juvenis de peixes foram triados com auxílio de um microscópio-estereoscópio (aumento de 10 vezes) e as larvas foram identificadas até o menor nível taxonômico possível. Ainda, o estágio de desenvolvimento larval foi determinado seguindo Nakatani et al. (2001): larval vitelínico (período entre a eclosão e o início da alimentação exógena); pré-flexão (do início da alimentação exógena ao início da flexão da notocorda); flexão (do início da flexão da notocorda até a completa flexão da mesma); pós-flexão (da completa flexão da notocorda e aparecimento do botão da nadadeira pélvica até a completa formação dos raios de todas as nadadeiras); e, período juvenil (pequenos indivíduos, da formação dos raios de todas as nadadeiras até a primeira maturação sexual).

A abundância amostrada com a rede de ictioplâncton foi padronizada como o número de larvas/juvenis, para um volume de 50 m<sup>3</sup> de água filtrada, obtendo-se, assim, a densidade de indivíduos, de acordo com a seguinte equação (Tanaka 1973), modificada por Nakatani et al. (2001):

$$(1) Y = (X/V).50,$$

onde,  $Y$  = número de indivíduos por 50 m<sup>3</sup>;  $X$  = número de indivíduos coletados;  $V$  = volume de água filtrada (m<sup>3</sup>).

Para o cálculo do volume de água filtrada utilizou-se a seguinte equação:

$$(2) V = a.r.f,$$

onde,  $a$  = área da boca da rede (m<sup>2</sup>);  $r$  = número de rotações do fluxômetro;  $f$  = fator de calibração do fluxômetro (0,026873).

#### 2.2.2.2 Rede de arrasto de fundo

As larvas e juvenis de peixes que se dispersam pelo fundo do rio foram amostrados com uso de uma rede de arrasto de fundo (*trawl net*). Esta rede é composta por duas portas que a conduzem até as áreas mais profundas do corpo d'água quando tracionada por uma embarcação de modo a varrer o fundo do rio. Apresenta malhas com maior tamanho na parte anterior e menor na parte posterior.

Os arrastos com este apetrecho foram realizados a favor da correnteza da água, com duração de 10 minutos. Em cada ponto amostral foram realizados três arrastos. Após vistoria minuciosa da rede e certificação de retirada de todos as larvas/juvenis aderidas à malha interior, o material coletado foi fixado em formol 10% e acondicionado em sacos duplos etiquetados. Durante o arrasto foram registradas a velocidade e a profundidade a cada minuto, além das coordenadas geográficas inicial e final.

A abundância das capturas com a rede de arrasto de fundo (*trawl net*) foi padronizada em densidade de larvas/juvenis, expressa em número de indivíduos amostrados por  $10^3 \text{ m}^2$  arrastado. A representatividade desta área padronizada ( $10^3 \text{ m}^2$ ) pode ser hipoteticamente pensada como uma transeção de 10 m por 100 m. A área arrastada foi calculada com base na distância percorrida pelo arrasto, estimada a partir da velocidade média durante cada minuto arrastado e o tempo do arrasto, conforme metodologia apresentada por King (1995). Como a duração dos arrastos foi padronizada em 10 minutos, ou seja, 16,6667% de uma hora, a distância percorrida foi estimada como a velocidade média (m/h) entre os 10 minutos de arrasto multiplicada pelos 16,6667%. Dessa forma, a densidade foi obtida como segue:

$$(3) Y = 10^3 X / (V_m . t . L),$$

onde, Y = número de indivíduos (larvas e juvenis) por  $10^3 \text{ m}^2$  arrastado; X = número de indivíduos coletados;  $V_m$  = média das velocidades (m/h) mensuradas a cada minuto, durante os 10 minutos de arrasto padronizado; t = constante referente aos 10 minutos de arrasto padronizado, isto é, cada arrasto teve a duração de 16,6667% de uma hora; L = Largura da boca da rede de arrasto de fundo, 1,5 m.

Assim como para os indivíduos amostrados com rede de ictioplâncton, os amostrados com a rede de arrasto de fundo foram identificados ao menor nível taxonômico possível e tiveram o estágio de desenvolvimento determinado seguindo Nakatani et al. (2001).

### 2.2.3 Análise dos dados

A atividade reprodutiva dos bagres do gênero *Brachyplatystoma* foi indexada por meio de tabelas descritivas, contendo o número total, a densidade média, e o erro-padrão da densidade média de larvas/juvenis amostrados no período, para cada espécie de

*Brachyplatystoma* capturada através das redes de coleta. A presença e a quantidade de larvas das espécies no período considerado permitem inferir tanto sobre a ocorrência como sobre a dimensão da atividade reprodutiva dessas.

Com o objetivo de descrever o processo reprodutivo, explorações foram feitas a respeito da época e local de reprodução dessas espécies. Para isso, foram gerados gráficos de barras empilhadas das densidades de larvas de cada espécie ao longo dos meses (maio/2014 a abril/2016) e locais (Figura 1), para as amostragens com rede de ictioplâncton e rede de arrasto de fundo, separadamente. Ainda, a vazão do rio Madeira, com referência à vazão efluída pela UHE Santo Antônio, foi inserida nos gráficos temporais a fim de facilitar a identificação de possível sazonalidade no processo reprodutivo. Esses dados de vazão foram disponibilizados pelo setor responsável pela operação da UHE Santo Antônio.

A distribuição espacial da reprodução dessas espécies também foi avaliada separadamente para cada uma delas, explorando as densidades de larvas/juvenis em cada estágio de desenvolvimento larval (larval vitelínico, pré-flexão, flexão, pós-flexão, juvenis) amostrados com os dois apetrechos de coleta, individualmente. Contudo, considerando que o local onde se amostram as larvas não se trata do local em que ocorreram as desovas destas espécies, e, ainda, que ovos não podem ser identificados, a fim de fazer uma inferência, a mais acurada possível, do local em que estão efetivamente ocorrendo as reproduções das referidas espécies, uma modelagem estocástica com finalidade de traçar um retrospecto dos possíveis locais de desova foi realizada após esta análise descritiva.

A modelagem foi baseada na determinação das velocidades médias da água dos trechos da bacia do rio Madeira que compreendem desde a formação deste rio, confluência dos rios Beni e Mamoré, até Humaitá, aproximadamente 247 km a jusante da

UHE Santo Antônio (Figura 1). A determinação das velocidades foi realizada dentro do escopo do Programa de Monitoramento Hidrossedimentológico das Usinas Hidrelétricas Santo Antônio e Jirau, partes do Plano Básico Ambiental, e os dados obtidos por meio dos relatórios destes programas. Estes dados de velocidades foram modelados em função da vazão de água, mensurada na estação hidrológica de Porto Velho, conforme consta no Apêndice 1.

A modelagem foi dividida em duas abordagens, distintas quanto às suposições do tempo de vida das larvas amostradas no ponto amostral Humaitá e os locais de desova. A primeira abordagem estimou uma distribuição das distâncias percorridas pelo ictioplâncton até o ponto amostral Humaitá, dado que a idade destes indivíduos foi considerada fixa e conhecida, com tempo de vida hipotetizado em cenários discretos de 1 a 6 dias. De maneira contrária, a segunda abordagem estimou as distribuições de idades esperadas para o ictioplâncton dadas quatro suposições concorrentes quanto ao local da desova, hipotetizados em função dos diferentes obstáculos no curso do rio. Os quatro sítios reprodutivos foram definidos com relação à sua distância até Humaitá, conforme segue:

- Sítio 1: Imediatamente a jusante da UHE Santo Antônio = a 247 km de Humaitá;
- Sítio 2: Imediatamente a jusante da UHE Jirau = a 362 km de Humaitá.
- Sítio 3: Confluência dos rios Madeira e Abunã = a 505 km de Humaitá.
- Sítio 4: Confluência dos rios Madeira e Beni = a 586 km de Humaitá.

Informações mais detalhadas a respeito desta modelagem constam no Apêndice 1. Ainda, é importante destacar que, para esta modelagem, assumiu-se, *a priori*, as seguintes suposições:

- O ictioplâncton, em qualquer das suas fases de desenvolvimento (*i.e.* ovos e larvas de todos os graus de desenvolvimento), foi considerado um corpo inerte, de forma que o processo de deriva é unicamente dependente da velocidade do corpo aquático;

- As velocidades médias das seções aqui consideradas independem dos estratos verticais e horizontais;

- Para referência, foram consideradas as larvas amostradas no último ponto amostral da área de estudo, Humaitá, 247km a jusante da barragem da UHE Santo Antônio.

Por fim, as distribuições das distâncias dos possíveis locais de desova até Humaitá, condicionadas às diferentes suposições de idade (Abordagem 1), e das idades condicionadas às diferentes suposições dos locais de desova (Abordagem 2), foram obtidas para cinco cenários distintos quanto à vazão efluente. O primeiro cenário considerou a vazão média, aferida na estação de Porto Velho, no período de maio/2014 a abril/2016, que foi calculada em 20.914,36 m<sup>3</sup>/s. Os demais quatro cenários consideraram as vazões médias de cada período do ciclo hidrológico, também de maio/2014 a abril/2016, com médias de 15.185,26, 32.691,28, 28.394,35 e 7.706,58 m<sup>3</sup>/s na enchente, cheia, vazante e seca, respectivamente. Estas distribuições foram representadas graficamente, e também, através de estatísticas sumárias, a média e os percentis de 2,5% e 97,5%.

### 2.3 RESULTADOS

Ao longo de todo o período amostrado, maio/2014 a abril/2016, não houve registro de larvas/juvenis do gênero *Brachyplatystoma* nos pontos localizados nos tributários (Figura 1 – JACt: rio Jaci-Paraná, JAMt: rio Jamari e MACt: rio Machado). Assim, esses locais foram removidos de todas as análises que se seguem, a fim de não subestimar as médias gerais para o rio Madeira.

No total, foram capturadas 312 larvas/juvenis de *Brachyplatystoma* na coluna d'água (coletas com rede de ictioplâncton) e 530 próximas ao fundo do rio (coletas com rede de arrasto de fundo) (Tabela 1).

**Tabela 1.** Número total (N), densidade média e erro-padrão (EP) da densidade média de larvas/juvenis das espécies do gênero *Brachyplatystoma* capturadas com os apetrechos rede de ictioplâncton e rede de arrasto de fundo (*trawl net*) no rio Madeira, entre maio/2014 e abril/2016. As médias e seus respectivos erros-padrão foram computadas sem os pontos amostrais localizados nos tributários (JACt: rio Jaci-Paraná, JAMt: rio Jamari e MACt: rio Machado).

Espécies	Rede de ictioplâncton			Rede de arrasto de fundo		
	N	Densidade		N	Densidade	
		Média	EP		Média	EP
<i>Brachyplatystoma capapretum</i>	86	0,061	0,008	168	0,230	0,028
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	90	0,068	0,008	102	0,122	0,018
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	19	0,012	0,003	30	0,037	0,008
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	16	0,014	0,004	64	0,074	0,011
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	82	0,062	0,010	64	0,077	0,013
<i>Brachyplatystoma</i> spp.	19	0,024	0,010	102	0,124	0,020
<b><i>Brachyplatystoma</i></b>	<b>312</b>	<b>0,241</b>	<b>0,020</b>	<b>530</b>	<b>0,664</b>	<b>0,049</b>

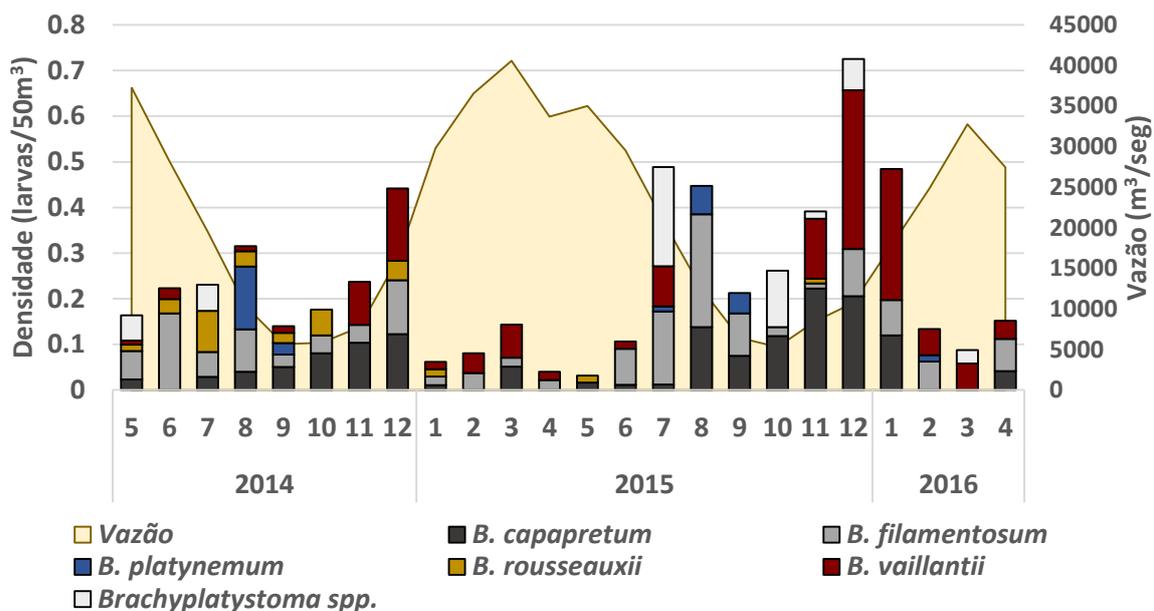
Quase 90% de todas as larvas/juvenis amostrados do gênero *Brachyplatystoma* foram identificadas em cinco diferentes espécies, sendo elas: *B. capapretum* (piraiíba escura/ filhote capapreta), *B. filamentosum* (piraiíba/filhote), *B. platynemum* (babão), *B. rousseauxii* (dourada) e *B. vaillantii* (piramutaba) (Tabela 1). Ainda, 6% das

larvas/juvenis amostrados com rede de ictioplâncton e 19% dos amostrados com rede de arrasto de fundo não puderam ter sua identificação realizada a nível de espécie, permanecendo a nível de gênero (Tabela 1). A captura de larvas na região de estudo indica que as espécies do gênero *Brachyplatystoma* estejam se reproduzindo em suas imediações, resultando na deriva de larvas ao longo da região amostrada.

Larvas/juvenis das espécies de *Brachyplatystoma* foram amostrados com os dois apetrechos de coleta ao longo de todos os meses, entre maio/2014 e abril/2016, indicando atividade reprodutiva do gênero ao longo dos dois anos amostrados (Figuras 2 e 3). Contudo, as densidades variaram ao longo do tempo, demonstrando certa sazonalidade. De maneira geral, as densidades de larvas apresentaram oscilações com picos associados aos períodos de vazante e seca (Figuras 2 e 3), sendo este padrão ainda mais evidente para as larvas amostradas com o apetrecho rede de arrasto de fundo (Figura 3). Esta sazonalidade das densidades de larvas pode indicar concentração da desova, da maioria das espécies, nos períodos que antecedem a enchente e a cheia do rio Madeira. Porém, deve-se considerar a possibilidade de estas oscilações sazonais serem, em maior parte, efeito de amostragem, que é minimizada nos períodos com maior volume de água.

Para as larvas/juvenis amostrados na coluna d'água, a espécie *B. filamentosum* foi a que ocorreu em maior frequência ao longo do período de coleta (Figura 2). Apenas em maio/2015 e março/2016 não houve registro desses. Para esta espécie, observam-se dois picos nas densidades de larvas/juvenis, um na enchente e outro na vazante (Figura 2). A espécie *B. capapretum* foi a segunda mais recorrente ao longo do tempo, com picos de larvas/juvenis associados à vazante/seca (Figura 2). *B. vaillantii* teve densidades fortemente associadas ao período de enchente, e passou a ser especialmente representativa na enchente de 2015 (Figura 2). Larvas/juvenis de *B. platynemum*, por outro lado, foram capturados apenas nos meses com águas descendentes/baixas (julho, agosto e setembro),

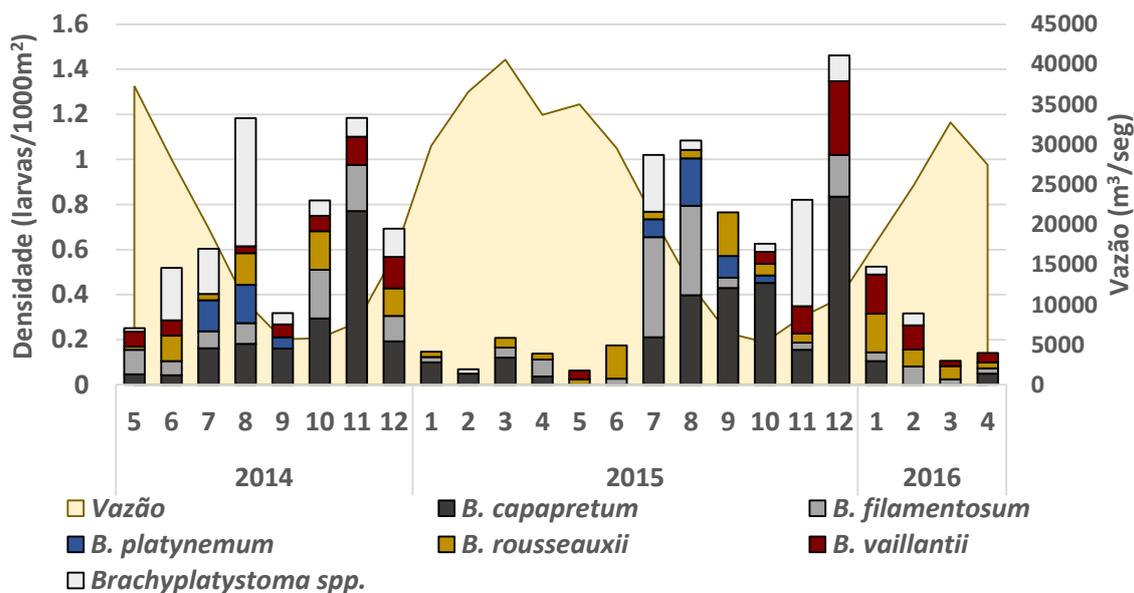
aparecendo, também, em pequena densidade no início da cheia de 2016 (fevereiro) (Figura 2). Finalmente, foi possível observar, ainda, um decréscimo nas densidades da dourada (*B. rousseauxii*) ao longo dos anos, que passou de presente em todos os meses, em 2014, a registros esporádicos nos anos seguintes (Figura 2).



**Figura 2.** Densidade de larvas/juvenis das espécies do gênero *Brachyplatystoma* capturadas com rede de ictioplâncton e vazão do rio Madeira (com referência à vazão efluente da UHE Santo Antônio) para o período.

De maneira semelhante ao padrão observado nas capturas com rede de ictioplâncton, a espécie mais frequente nas capturas com rede de arrasto de fundo foi *B. filamentosum*, seguida de *B. capapretum* e *B. rousseauxii* (Figura 3). Foi registrada presença de larvas/juvenis de *B. rousseauxii* em praticamente todos os meses de 2015 e 2016, ao contrário do registrado para as coletas com rede de ictioplâncton, indicando que as larvas/juvenis desta espécie derivam predominantemente pelo fundo do rio. Larvas/juvenis de *B. platynemum* foram exclusivos aos meses de vazante e seca, de julho

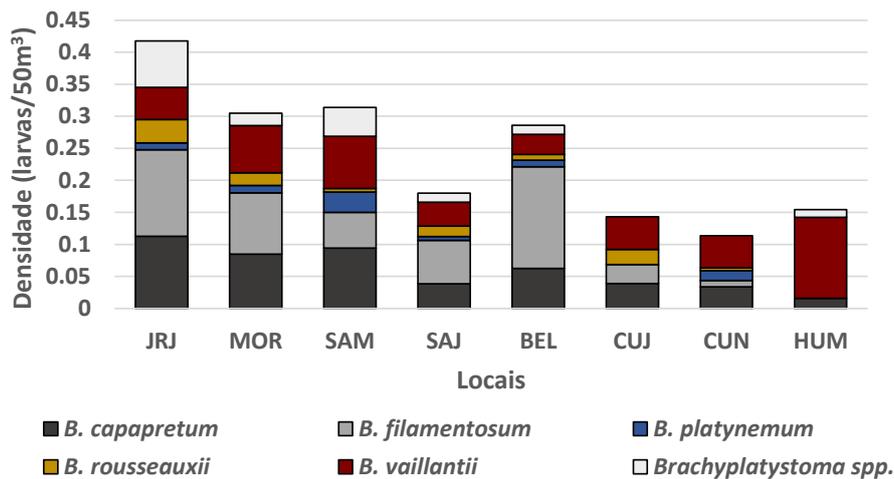
a setembro (Figura 3). Assim como o observado nas amostragens da coluna d'água, nas amostragens com rede de arrasto de fundo também houve incremento da contribuição das larvas de *B. vaillantii* na enchente de 2015, ainda que de maneira menos evidente (Figura 3).



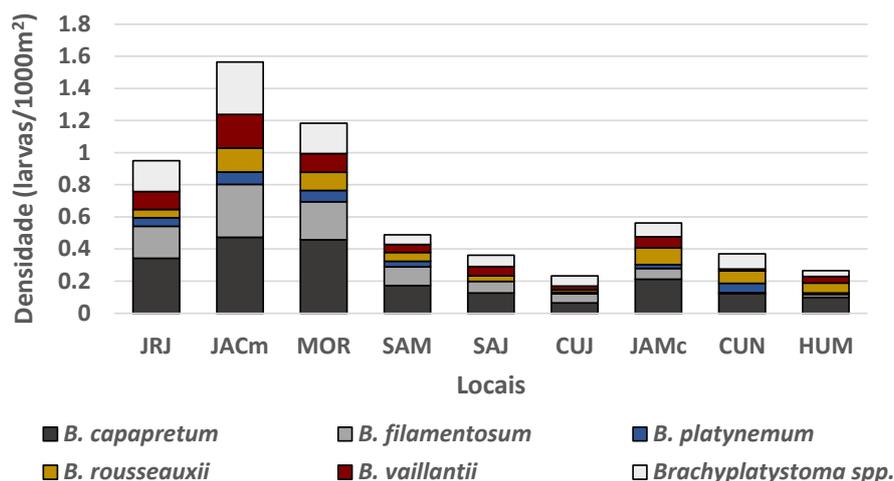
**Figura 3.** Densidade de larvas das espécies do gênero *Brachyplatystoma* capturadas com rede de arrasto de fundo e vazão do rio Madeira (com referência à vazão efluente da UHE Santo Antônio) para o período.

Especialmente, através das capturas com rede de ictioplâncton, houve registro de larvas/juvenis de todas as espécies do gênero (registradas neste estudo) em praticamente todos os pontos amostrais, com exceção de Humaitá, último ponto da malha amostral, em que somente larvas/juvenis de *B. capapretum* e *B. vaillantii* foram identificados (Figura 4). Ainda, nota-se uma tendência de decréscimo longitudinal das densidades ao longo dos pontos amostrais (Figura 4).

Para as capturas com rede de arrasto de fundo, densidades de larvas/juvenis do gênero *Brachyplatystoma* foram maiores até Morrinhos, após o qual ocorre um decréscimo para todas as espécies (Figura 5). Ainda que com diferentes densidades, em geral, houve registro de todas as espécies derivando pelo fundo do rio por toda a área amostral (Figura 5).

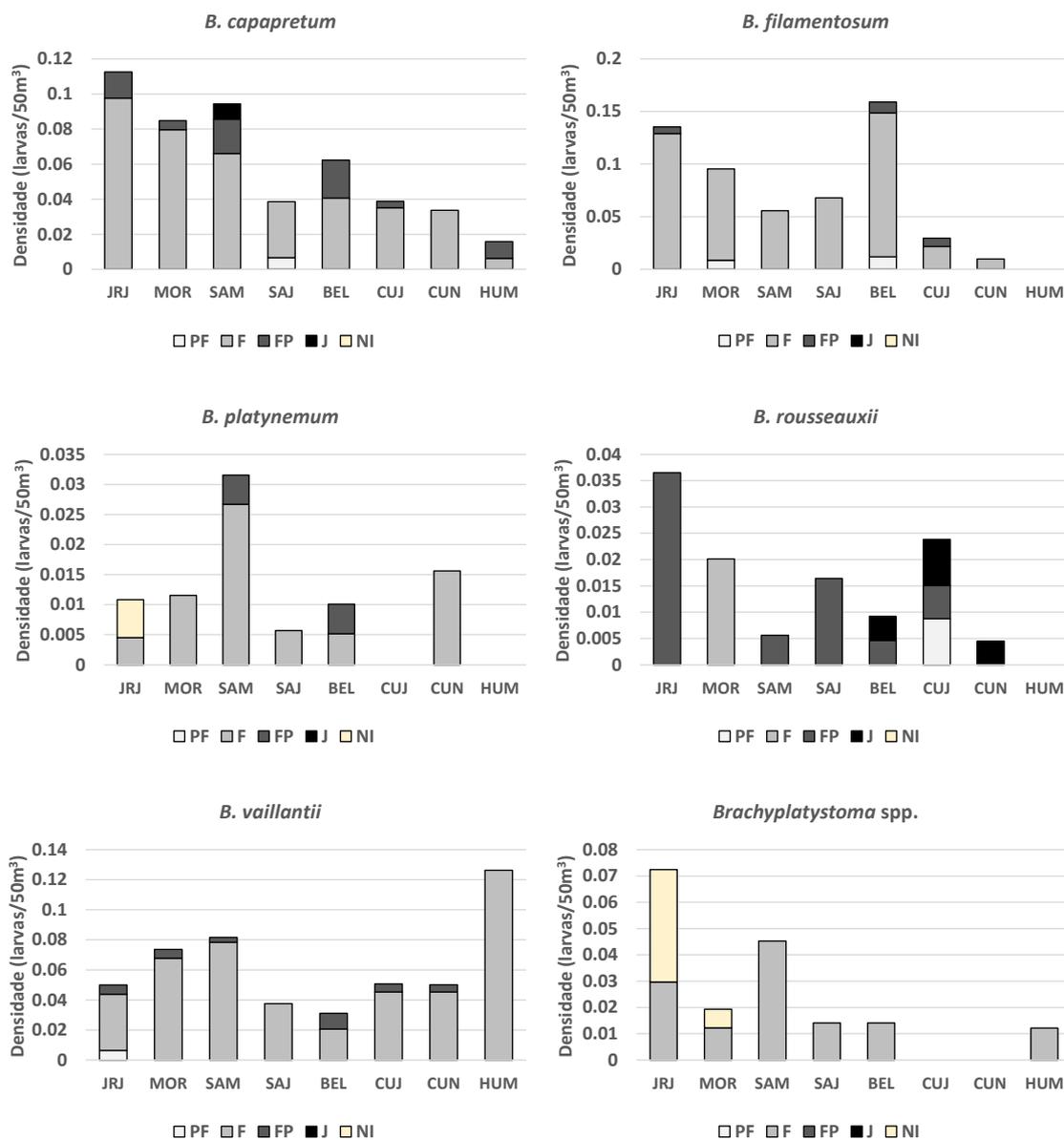


**Figura 4.** Densidade de larvas das espécies do gênero *Brachyplatystoma* capturadas com rede de ictioplâncton nos locais amostrados entre maio/2014 e abril/2016.



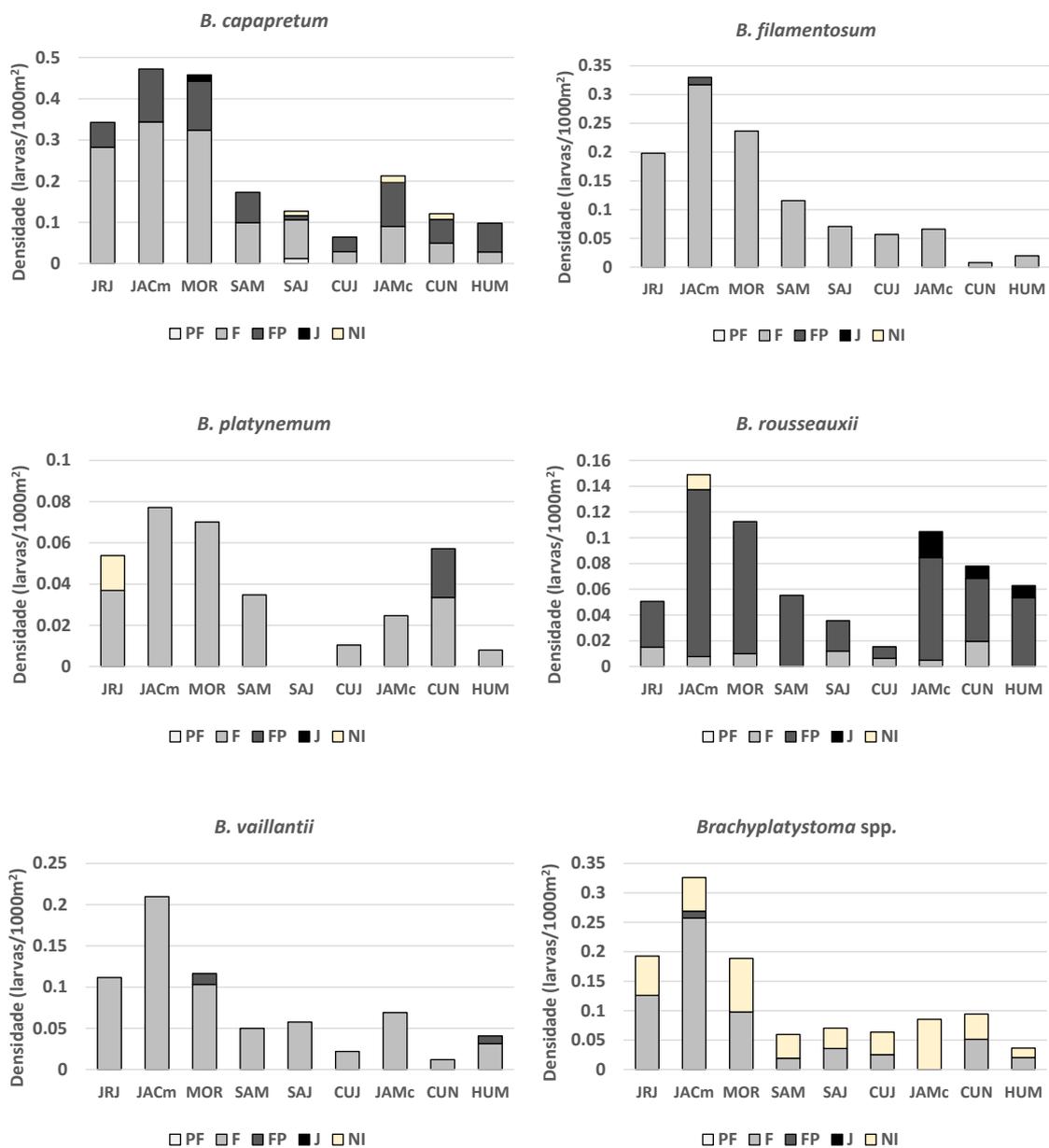
**Figura 5.** Densidade de larvas das espécies do gênero *Brachyplatystoma* capturadas com rede de arrasto de fundo nos locais amostrados entre maio/2014 e abril/2016.

Separadamente para as espécies com os respectivos estádios de desenvolvimento larval, é possível perceber que estádios mais iniciais de desenvolvimento não foram capturados/registrados, como é o caso de larval vitelínico, ou foram pouco frequentes, como para larvas em pré-flexão, tanto nas capturas com rede de ictioplâncton, quanto com rede de arrasto de fundo (Figuras 6 e 7, respectivamente).



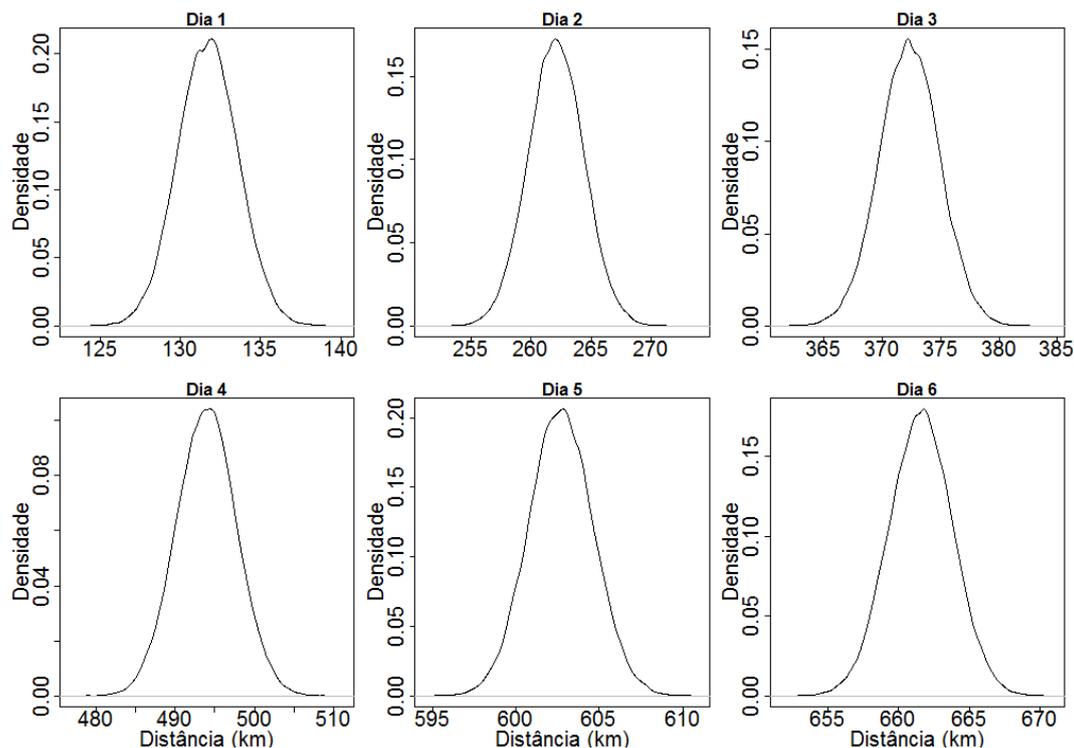
**Figura 6.** Densidade de larvas/juvenis de cada espécie do gênero *Brachyplatystoma* nos diferentes estádios de desenvolvimento (PF= pré-flexão, F= flexão, FP= pós-flexão, J=

juvenil, NI= não identificado) capturados com rede de ictioplâncton nos locais amostrados entre maio/2014 e abril/2016.



**Figura 7.** Densidade de larvas/juvenis de cada espécie do gênero *Brachyplatystoma* nos diferentes estádios de desenvolvimento (PF= pré-flexão, F= flexão, FP= pós-flexão, J= juvenil, NI= não identificado) capturados com rede de arrasto de fundo nos locais amostrados entre maio/2014 e abril/2016.

Para a modelagem, a vazão média calculada para o período de maio/2014 a abril/2016 foi de 20.914,36 m<sup>3</sup>/s com referência a Porto Velho. No cenário hipotetizando as distâncias percorridas pelas larvas, tem-se que larvas de 1 dia percorrem, em média, 131,7 km ( $p_{2,5\%} = 128,0$  km;  $p_{97,5\%} = 135,4$  km) (Figura 8), o que poderia equivaler à desova no rio Machado, a mais de 70 km a sua montante, ou no rio Jamari. Para as larvas com 2 dias de idade, a desova deve ter ocorrido, em média, a 262,1 km ( $p_{2,5\%} = 257,5$  km;  $p_{97,5\%} = 266,6$  km), ou seja, no trecho baixo do reservatório da UHE Santo Antônio, alguns quilômetros acima do ponto logo a montante dessa UHE (ponto SAM). As larvas com idades de 3, 4 e 5 dias devem ter percorrido, em média, nesta ordem, 372,3 km ( $p_{2,5\%} = 267,3$  km;  $p_{97,5\%} = 377,3$  km), 493,9 km ( $p_{2,5\%} = 486,5$  km;  $p_{97,5\%} = 501,3$  km) e 602,8 km ( $p_{2,5\%} = 599,0$  km;  $p_{97,5\%} = 606,6$  km), cujas reproduções equivaleriam a ter ocorrido, respectivamente, nas imediações da UHE Jirau, nas proximidades da confluência entre os rios Madeira e Abunã e já no interior de um dos precursores do rio Madeira, Beni ou Mamoré-Guaporé. Por fim, uma larva com 6 dias deve ter percorrido, em média, 662,1 km ( $p_{2,5\%} = 657,8$  km;  $p_{97,5\%} = 666,5$  km), e seria, então, proveniente de desova ocorrida nos rios Beni, Mamoré ou Madre de Dios.



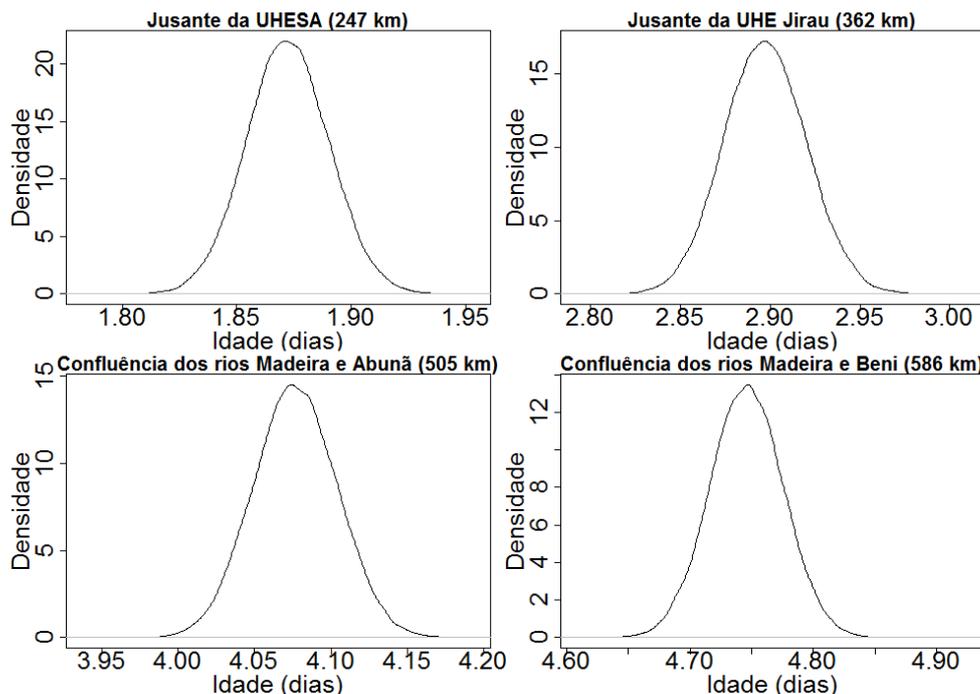
**Figura 8.** Cenário de tempo de vida fixo (hipotetizado) das larvas de 1 a 6 dias e distância que devem ter percorrido desde a desova, considerando a vazão média do período de maio/2014 a abril/2016.

As distâncias percorridas variam, contudo, ao longo dos períodos do ciclo hidrológico, à medida que as vazões são aumentadas ou diminuídas em resposta à sazonalidade. As vazões médias, para cada período do ciclo hidrológico, variam de 7.706,6 m<sup>3</sup>/s na seca a 32.691,3 m<sup>3</sup>/s na cheia (enchente = 15.1855,3 m<sup>3</sup>/s; vazante = 28.394,4 m<sup>3</sup>/s). Assim, larvas de um dia podem ter percorrido, em média, de 75,1 km na seca, a 171,3 km na cheia; enquanto aquelas de 6 dias de idade, podem ser originárias de desovas a 414,8 km (na seca) ou a 795,8 km (na cheia) a montante de Humaitá (Tabela 2). As figuras geradas a partir destas modelagens constam no Apêndice 2.

**Tabela 2.** Resultados do cenário de tempo de vida fixo (hipotetizado) das larvas de 1 a 6 dias e distância – em km (média e percentis 2,5% e 97,5%) que devem ter percorrido desde a desova, considerando a vazão média em cada período do ciclo hidrológico.

Idade (dias)	Enchente			Cheia			Vazante			Seca		
	Média	p <sub>2,5%</sub>	p <sub>97,5%</sub>	Média	p <sub>2,5%</sub>	p <sub>97,5%</sub>	Média	p <sub>2,5%</sub>	p <sub>97,5%</sub>	Média	p <sub>2,5%</sub>	p <sub>97,5%</sub>
1	109,4	106,0	112,8	171,3	167,2	175,4	157,7	153,7	161,6	75,1	72,2	77,9
2	221,3	217,1	225,5	335,8	331,1	340,5	310,7	305,9	315,3	155,3	151,2	159,4
3	316,6	311,9	321,2	491,1	483,6	498,5	445,5	438,9	451,9	229,3	225,3	233,3
4	405,4	399,7	411,1	625,0	620,7	629,2	594,9	591,0	598,7	291,9	287,5	296,3
5	510,2	502,8	517,4	710,4	705,3	715,4	671,0	666,4	675,6	352,7	347,9	357,6
6	597,5	594,0	601,0	795,8	790,1	801,5	747,2	741,9	752,5	414,8	409	420,7

Para a segunda abordagem proposta, considerando reprodução proveniente de quatro diferentes distâncias fixadas, as larvas amostradas em Humaitá têm, em média, 1,87 dias ( $p_{2,5\%} = 1,84$ ;  $p_{97,5\%} = 1,90$ ) se oriundas de desova a jusante da UHE Santo Antônio; 2,89 dias ( $p_{2,5\%} = 2,85$ ;  $p_{97,5\%} = 2,94$ ) se procedentes de reprodução a jusante da UHE Jirau; e 4,07 ( $p_{2,5\%} = 4,02$ ;  $p_{97,5\%} = 4,13$ ) e 4,75 dias ( $p_{2,5\%} = 4,69$ ;  $p_{97,5\%} = 4,80$ ) para as reproduções hipotetizadas nas confluências dos rios Madeira e Abunã e Madeira e Beni, respectivamente (Figura 9).



**Figura 9.** Cenário de distribuição de idades das larvas (em dias) assumindo reprodução proveniente de cada distância fixada (hipotetizadas) e considerando a vazão média do período de maio/2014 a abril/2016.

Da mesma maneira como ocorre no primeiro cenário, no entanto, as distribuições dependerão das vazões, variáveis entre os períodos do ciclo hidrológico (Tabela 3). Com a maior vazão, no período de cheia, larvas amostradas em Humaitá devem ter apenas, em média, 3,56 dias de vida ( $p_{2,5\%} = 3,52$   $p_{97,5\%} = 3,60$ ) se oriundas de reprodução no sítio mais distante hipotetizado, na confluência dos rios Madeira e Beni; enquanto, na seca, em que há menor vazão, elas têm, em média, 8,63 dias ( $p_{2,5\%} = 8,53$   $p_{97,5\%} = 8,74$ ) se oriundas de reprodução no mesmo local (Tabela 3). As figuras geradas a partir destas modelagens também constam no Apêndice 2.

**Tabela 3.** Cenário de distribuição de idades das larvas - em dias (média e percentis 2,5% e 97,5%) amostradas em Humaitá, assumindo reprodução proveniente de locais (distâncias) fixados (hipotetizados) para cada período do ciclo hidrológico.

Local da reprodução	Enchente			Cheia			Vazante			Seca		
	Média	p <sub>2,5%</sub>	p <sub>97,5%</sub>	Média	p <sub>2,5%</sub>	p <sub>97,5%</sub>	Média	p <sub>2,5%</sub>	p <sub>97,5%</sub>	Média	p <sub>2,5%</sub>	p <sub>97,5%</sub>
Jusante da UHESA	2,25	2,21	2,29	1,43	1,40	1,45	1,56	1,53	1,59	3,27	3,2	3,33
Jusante da UHE Jirau	3,51	3,45	3,56	2,18	2,15	2,21	2,39	2,35	2,40	5,14	5,06	5,22
Conf. Madeira e Abunã	4,94	4,88	5,01	3,07	3,03	3,11	3,36	3,32	3,40	7,28	7,19	7,38
Conf. Madeira e Beni	5,78	5,71	5,85	3,56	3,52	3,60	3,90	3,85	3,95	8,63	8,53	8,74

## 2.4 DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo apontam que pelo menos cinco espécies do gênero *Brachyplatystoma* têm utilizado a bacia do rio Madeira para reprodução após a instalação dos dois grandes empreendimentos hidrelétricos, Santo Antônio e Jirau. Das sete espécies do gênero registradas para a região, no período prévio às UHEs (*B. rousseauxii*, *B. vailantii*, *B. filamentosum*, *B. platynemum*, *B. capapretum*, *B. tigrinum* e *B. juruense*), segundo Queiroz et al. (2013), apenas as duas últimas não foram identificadas nas amostragens do ictioplâncton realizadas entre maio/2014 e abril/2016 na área de estudo.

A ausência de registros de larvas de *B. tigrinum* nos pontos amostrais aqui considerados representa uma situação que necessita de investigações mais profundas, uma vez que a antiga cachoeira do Teotônio, inundada com o enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio, constituía-se como localidade-tipo desta espécie (Queiroz et al. 2013). Segundo esses mesmos autores, já havia dúvidas a respeito dos efeitos que as alterações provocadas pela construção das usinas hidrelétricas no rio Madeira poderiam ocasionar à dinâmica populacional desta espécie. Neste trabalho também não foram registradas larvas de *B. juruense*, e a ausência destas duas espécies na assembleia

ictioplanctônica do médio rio Madeira após a construção dos dois empreendimentos hidrelétricos, pode indicar que elas não estão se reproduzindo na região. Contudo, deve-se ainda considerar a possibilidade de as larvas dessas espécies não estarem sendo identificadas, seja por estarem em estádios muito iniciais de desenvolvimento, ou danificadas.

A presença de larvas do gênero *Brachyplatystoma* ao longo de todo o período de amostragens indica reprodução por todo o ciclo hidrológico, demonstrando que o processo reprodutivo de pelo menos algumas dessas espécies seja mais flexível do que originalmente se conhecia, sendo exclusiva de algum período (*e.g.* Agudelo et al. 2000, Córdoba et al. 2013, García-Vásquez et al. 2009). Foram observados, em geral, picos das densidades de larvas/juvenis nos períodos que antecedem a enchente e a cheia do rio Madeira, corroborando os resultados apresentados por Cella-Ribeiro et al. (2015), que também encontraram larvas e juvenis de *Brachyplatystoma* durante todo o ano no mesmo rio, com picos concentrados de junho a novembro (vazante e seca). Este mesmo padrão de sazonalidade também foi relatado para o gênero (com exceção de *B. filamentosum*) na Amazônia peruana por García-Vásquez et al. (2009) e García-Dávila et al. (2015). Segundo García-Vásquez et al. (2009), a reprodução nestes períodos provavelmente seja uma estratégia das espécies para reduzir o risco de ovos e larvas serem varridos para as várzeas inundadas nos períodos de águas altas, minimizando suas chances de alcançar as áreas de berçário, que, particularmente para espécies deste gênero, comumente estão localizadas nos trechos baixos da bacia. Além disso, a entrada em lagos marginais nestas épocas, e seu confinamento após diminuição dos níveis, pode ser altamente arriscado devido à elevada pressão de predação que se estabelece nestes ambientes isolados com alta concentração de peixes (Araujo-Lima & Oliveira 1998). Contudo, deve-se considerar, ainda, a possibilidade de esta oscilação sazonal nas densidades de larvas

ocorrer como efeito das amostragens, dado o efeito de diluição nas densidades com maior volume de água.

Foi verificada, também, sazonalidade bem marcada para larvas/juvenis de *B. platynemum* (babão), que ocorreram, praticamente, somente na vazante e seca, como descrito por García-Dávila et al. (2015) para os picos destas larvas nos rios Napo, Marañon e Ucayali, Amazônia peruana. A migração reprodutiva dessa espécie é reconhecidamente exclusiva dos períodos de águas altas, enquanto indivíduos adultos são somente ocasionalmente capturados no rio Madeira durante as águas baixas (Goulding 1981, Barthem & Goulding 1997). Ainda, a ocorrência de ovários maduros em babões indica desova desta espécie nas áreas pantanosas do rio Beni ou Mamoré, precursores do rio Madeira no território boliviano (Goulding 1979).

A ocorrência de larvas/juvenis de *B. filamentosum* (pirafba/filhote) e, sobretudo, de *B. capapretum* (filhote capapreta), por outro lado, foi ampla, com densidades proporcionalmente elevadas, quando considerados os dois apetrechos de coleta em conjunto, ao longo da maioria dos meses de amostragens. *Brachyplatystoma capapretum* é uma espécie que foi recentemente descrita (Lundberg & Akama 2005), e que, até então, era identificada como a própria *B. filamentosum*. Assim, existe a possibilidade de estudos prévios a esta identificação apresentarem informações agregadas destas duas espécies.

Registros para a reprodução de *B. filamentosum* são comuns para as regiões amazônicas colombiana e peruana. A maturação gonadal da espécie parece ocorrer em um período prolongado, desde a enchente até a vazante, a depender do trecho fluvial na Colômbia (Gomez 1996, Agudelo et al. 2000). Para a Amazônia peruana, García-Dávila et al. (2015) descreveram o pico de larvas desta espécie ocorrendo entre os períodos de enchente e cheia nos rios Napo e Marañon, que desaguam no Ucayali, onde, por sua vez, o pico de larvas ocorre na cheia/vazante. Para o rio Madeira, as informações mais

conhecidas são a respeito da migração ascendente de *B. filamentosum*, que parece estar confinada à seca e ao início da enchente (Goulding 1979). Assim, ainda que, para diferentes regiões, nota-se uma amplitude sazonal na reprodução de *B. filamentosum*, e o registro dessas larvas em consideráveis densidades e distribuídas ao longo do tempo na região de estudo refletem esta característica.

No que se refere à dourada (*B. rousseauxii*), foi relatado que sua reprodução não ocorre no rio Madeira (Goulding 1979, Barthem & Goulding 1997). Então, seguindo essa informação, as larvas desta espécie, amostradas na área de estudo, devem ser provenientes de desovas ocorridas nos precursores deste rio. Lauzanne et al. (1990) sugerem que estes eventos ocorram nas cabeceiras do rio Mamoré (Bolívia), uma vez que douradas maduras não foram encontradas até seu trecho de confluência com os rios Grande e Ichilo. Nesta região, a desova das douradas foi registrada como característica dos períodos de vazante (Van Damme et al. 2011), embora na região colombiana, rio Caquetá, ela deva ocorrer desde a enchente até a vazante (Córdoba et al. 2013), uma vez que a maturação gonadal ocorre nos períodos de águas altas em diversos rios da Amazônia colombiana (Agudelo et al. 2000) e no rio Iquitos, Peru (García-Vásquez et al. 2009). Assim, a ocorrência de larvas e juvenis de dourada ao longo dos meses amostrados, no rio Madeira, conforme sugerido por Cella-Ribeiro et al. (2015), reflete a diferente temporalidade das desovas nos rios de sua cabeceira.

Para a piramutaba (*B. vaillantii*), não havia evidências conclusivas de que ela desove nos tributários de águas brancas, como é o caso do rio Madeira, assim como Purus e Juruá, ainda que se saiba que cardumes desta espécie entram nestes rios (Barthem & Goulding 1997). Grande número de piramutabas maduras foram amostradas no rio Caquetá (Barthem & Goulding 1997) e a maturação sexual desta espécie parece bem associada à vazante, neste e em outros rios da Amazônia colombiana (Agudelo et al.

2000). Ainda, a reprodução desta espécie foi descrita como característica da região da Amazônia superior, ocorrendo no período de início de enchente, de maneira que o canal e o estuário próximo à baía de Marajó sejam as áreas de berçário das larvas (Petrere et al. 2004). Assim, embora não existam registros amplos sobre a reprodução desta espécie nos territórios boliviano e peruano, as larvas, em sua maioria em estágio de flexão, amostradas na área de estudo, indicam que sejam oriundas de reproduções nos trechos altos da bacia, de modo que os estádios mais avançados de desenvolvimento estejam derivando pela área de estudo em densidades consideráveis.

Neste estudo não foram amostradas larvas do gênero *Brachyplatystoma* em seu primeiro estágio de desenvolvimento (larval vitelínico), e larvas no segundo estágio (pré-flexão) foram pouco frequentes. O registro de larvas somente em estádios de flexão, pós-flexão, e estádios não identificados, até mesmo para os indivíduos cuja identificação a nível de espécies não foi possibilitada (*i.e.*, *Brachyplatystoma* spp.), pode ser indício de que larvas em estádios mais iniciais de desenvolvimento realmente não estejam sendo amostradas na área de estudo, isto é, ausência de reprodução nas imediações dos pontos amostrais ou, ainda, podem ser reflexo da dificuldade em identificação das larvas muito jovens, impossibilitando que se chegue até mesmo à identificação a nível de gênero.

Nakatani et al. (2001) sugerem que o tempo de incubação, em espécies que dispensam ovos, varia entre 12 e 18 horas. Halverson et al. (no prelo), estudando cinco espécies de siluriformes migradores amazônicos, observaram que o período de desenvolvimento, desde a fecundação até a eclosão dos ovos, variou de 16 a 18 horas, com início de alimentação exógena entre 36 e 42 horas. Em se tratando dos tempos de desenvolvimento de cada estágio de desenvolvimento larval, tomando como base o modelo conceitual apresentado por Andrade et al. (2016), para larvas de *Pseudoplatystoma reticulatum*, larvas de até 24 horas de vida devem estar em estágio de

desenvolvimento larval vitelínico. Neste trabalho, de acordo com a modelagem realizada para o tempo de deriva do ictioplâncton, para larvas amostradas em Humaitá e considerando o tempo de desenvolvimento acima sugerido, isto indicaria reprodução ocorrendo em algum trecho a jusante da UHE Santo Antônio, uma vez que, no caso da desova ocorrer na primeira distância fixada, logo abaixo da barragem da UHESA, essas larvas teriam, em média, mais horas de vida (cerca de 45 horas – 1,87 dias).

Assumindo que as espécies de *Brachyplatystoma* desovam na calha de grandes rios amazônicos (Barthem & Goulding 1997, Petrere et al. 2004), e que não haja reprodução contundente destas nos tributários do rio Madeira, conforme indicado pela ausência de registro de larvas destas espécies nos afluentes amostrados neste estudo, não parece viável que esteja ocorrendo reprodução entre a UHESA e o trecho de Humaitá. Essa suposição seria, ainda, reforçada considerando que larvas de até 36 horas (1,5 dias) de vida ainda estão em estágio pré-flexão (Andrade et al. 2016), período em que, em média, não teriam percorrido mais do que 200 km até serem capturadas em Humaitá.

Ademais, as distâncias e tempo de deriva aqui considerados, tomam como referência larvas capturadas no último ponto amostral da área de estudo. Entretanto, estádios mais avançados de desenvolvimento foram presentes desde os primeiros pontos da malha amostral, retrocedendo em centenas de quilômetros a origem destas larvas. Seguindo, ainda, o modelo apresentado por Andrade et al. (2016), e admitindo que larvas em estágio de flexão podem possuir de 1,5 a 8 dias de vida, isso remeteria às larvas em flexão amostradas na área de estudo como sendo oriundas de reproduções nos precursores do rio Madeira.

Desta forma, os resultados oriundos da modelagem do tempo de deriva do ictioplâncton sugerem que as larvas amostradas na área de estudo sejam provenientes de trechos a montante da UHE Jirau, ou seja, acima de ambos os empreendimentos instalados

no rio Madeira (Santo Antônio e Jirau). Não é possível, porém, por meio dos dados de ictioplâncton, identificar a origem dos reprodutores. A questão que permanece em aberto, desta maneira, é referente ao processo migratório ascendente dos *Brachyplatystoma* adultos para reprodução, pois não é possível discriminar se as desovas que têm ocorrido nos trechos altos da bacia são provenientes de indivíduos que conseguiram transpor as barragens hidrelétricas e atingir estas áreas, ou se são de peixes que, no momento do barramento do rio, já estavam nestas regiões de montante e ali ficaram “confinados”. Sendo a primeira suposição verdadeira, a princípio é esclarecedor que os grandes bagres tenham mantido seus processos reprodutivos assegurados, mesmo após a instalação dos grandes empreendimentos hidrelétricos no rio Madeira. Por outro lado, se os reprodutores se tratarem de indivíduos que, de certa forma, estejam limitados a essas áreas de montante, a segurança e viabilidade dos estoques destas espécies podem estar em risco, à medida que essa geração de adultos senesça e não seja propiciada a migração ascendente das novas gerações de reprodutores.

Por fim, conclui-se que, os resultados deste estudo, mesmo apresentando certas limitações inerentes ao complexo estudo do ictioplâncton, como a dificuldade na identificação taxonômica, e dos vieses de efeitos sazonais nas amostragens, demonstram a ocorrência de reprodução de espécies do gênero *Brachyplatystoma* em trechos a montante dos dois empreendimentos hidrelétricos instalados no rio Madeira. Ademais, os resultados aqui apresentados também indicam que os padrões espaciais e sazonais do processo reprodutivo de pelo menos algumas destas espécies sejam mais variáveis e flexíveis do que tem sido reportado na literatura.

Contudo, apenas com base nas densidades de larvas/juvenis aqui consideradas, não é possível concluir a respeito de existência e/ou intensidade do impacto dos empreendimentos hidrelétricos sobre as populações estudadas. Ainda que Cella-Ribeiro

et al. (2015) tenham registrado capturas de espécies do gênero *Brachyplatystoma* para o médio rio Madeira no período anterior à construção das UHEs Jirau e Santo Antônio, estes resultados não são comparáveis ao deste estudo devido às diferentes características das redes de coleta utilizadas em ambos. Assim, a falta de um referencial padronizado de um período prévio a estes empreendimentos inviabiliza a comparação a nível de avaliação de impacto. Ademais, mesmo que a reprodução estivesse ocorrendo em densidades similares àquelas anteriores às UHEs, no caso de o estoque parental ser composto exclusivamente por indivíduos limitados a montante das duas barragens, conforme discutido acima, não é possível prever ou dimensionar as implicações posteriores à perda deste estoque. Neste sentido, estudos de monitoramento sistemático dos canais de peixes de ambas as usinas hidrelétricas, a fim de identificar possíveis migrações ascendentes de reprodutores, e estudos de cunho genético, com o intuito de identificar a origem das proles, são interessantes no sentido de avaliar os impactos.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A., Júlio Jr., H.F., and Borghetti, J.R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. *Revista Unimar* **14**: 89-107.
- Agostinho, A.A., and Zalewski, M. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia*, **303**:141-148.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Suzuki, H.I., and Júlio Jr., H.F. 2003. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. *In* *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Edited by J. Carolsfeld, B. Harvey, C. Ross, and A. Baer. Victoria: World Fisheries Trust. p. 19 - 99.

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., and Pelicice, F.M. 2007a. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Agostinho, A.A., Marques, E.E., Agostinho, C.S., Almeida, D.A., Oliveira, R.J., and Melo, J.R.B., 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotrop. Ichthyol.* **5**(2):121 - 130.
- Agostinho, C.S., Pelicice, F.M., and Marques, E.E. 2009. Reservatório de Peixe Angical: bases Ecológicas para o manejo da ictiofauna. Rima, São Carlos. 179p.
- Agudelo, E., Salinas, Y., Sanchez, C.L., Munoz-Sosa, D.L., Alonso, J.C., Arteaga, M.E., and Rodriguez, O.J. 2000. Bagres de la Amazonia Colombiana: un Recurso sin Fronteras: Estudios regionales de la Amazonia Colombiana. SINCHI. Programa de Ecosistema Acuaticos. Editorial Scipto Ltda, Santa Fé de Bogota D.C., Colombia.
- Andrade, F.F., Lima, A.F., Assumpção, L., Makrakis, S., Kasai, R.I.D., and Makrakis, M.C.C. 2016. Characterization of the early development of *Pseudoplatystoma reticulatum* Eigenmann & Eigenmann, 1889 (Siluriformes: Pimelodidae) from the Paraguay River Basin. *Neotrop. Ichthyol.* **14**(2): e150032.
- Antonio, R.R., Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Bailly, D., Okada, E.K., and Dias, J.H.P. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotrop. Ichthyol.* **5**(2): 177-184.
- Araujo-Lima, C.A.R.M., Oliveira, E.C. 1998. Transport of larval fish in the Amazon. *J. Fish Biol.* **53**: 297–306.
- Araujo-Lima, C.A.R.M., da Silva, V.V., Petry, P., Oliveira, E. C., and Moura, S.M.L. 2001. Diel variation of larval fish abundance in the Amazon and rio Negro. *Braz. J. Biol.* **61**(3): 357-362.

- Baumann, P., and Stevanella, G. 2012. Fish passage principles to be considered for medium and large dams: The case study of a fish passage concept for a hydroelectric power project on the Mekong mainstem in Laos. *Ecol. Eng.* **48**: 79– 85.
- Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baigun, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A., Almeida-Val, V.M.F., Val, A.L., Torres, R.A., Jimenes-Segura, L.F., Giarrizzo, T., Fabré, N.N., Batista, V.S., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P., and Corrêa, M.F.M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J. Fish Biol.* **76**: 2118-2176.
- Barthem, R., and Goulding, M. 1997. *The Catfish Connection: Ecology, Migration and Amazon Predators*. Columbia University Press. 144p.
- Barthem, R., Costa, M.C., Casemiro, F., Leite, R.G., and Silva Jr., N. 2014. Diversity and Abundance of Fish Larvae Drifting in the Madeira River, Amazon Basin: Sampling Methods Comparison. *In Biodiversity – The dynamics balance of the planet. Edited by O. Grillo*. InTech, Sicilia, pp. 137-158.
- Cañas C.M., and Pine, W.E. 2011. Documentation of the temporal and spatial patterns of Pimelodidae catfish spawning and larvae dispersion in the Madre de Dios River (Peru): insights for conservation in the Andean-Amazon headwaters. *River Res. Appl.* **27**: 602-611.
- Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., and Baer, A. 2003. *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. World Fisheries Trust, The World Bank, Ottawa, Canada.
- Carvalho, A.R., and Barros, J.F. 2008. Probability of emigration of Amazonian catfish fishers: a management approach. *Bol. Inst. Pesca* **34**(3): 433–441.

- Cella-Ribeiro, A., Torrente-Vilara, G., Hungria, D.B., and Oliveira, M. 2013. As corredeiras do rio Madeira. *In* Peixes do rio Madeira. *Edited by* L.J. Queiroz, G. Torrente-Vilara, W.M. Ohara, T.H.S. Pires, J.A.S. Zuanon, and C.R.C. Doria. Editora Dialeto, São Paulo, pp. 57–63.
- Cella-Ribeiro, A., Assakawa, L.F., Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Leite, R.G., Doria, C., and Duponchelle, F. 2015. Temporal and spatial distribution of young *Brachyplatystoma* spp. (Siluriformes: Pimelodidae) along the rapids stretch of the Madeira River (Brazil) before the construction of two hydroelectric dams. *J. Fish Biol.* **86**(4): 1429-1437.
- Córdoba, E.A., León, A.V.J., Bonilla-Castillo, C.A., Petreire Jr., M., Peláez, M., Duponchelle, F. 2013. Breeding, growth and exploitation of *Brachyplatystoma rousseauxii* Castelnau, 1855 in the Caqueta River, Colombia. *Neotrop. Ichthyol.* **11**(3):637-647.
- Fearnside, P.M. 2014. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ. Sci. Policy.* **38**: 164-172.
- Ferraz de Lima, J.A. 1981. A pesca no Pantanal de Mato Grosso (rio Cuiabá: biologia e ecologia pesqueira). *In* II Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca. Recife-PE, Anais, p. 503-516.
- García-Dávila, C., Castro-Ruiz, D., Renno, J. F., Chota-Macuyama, W., Carvajal-Vallejos, F.M., Sanchez, H., Ângulo, C., Nolorbe, C., Alvarado, J., Estivals, G., Nuñez-Rodriguez, J., and Duponchelle, F. 2015. Using barcoding of larvae for investigating the breeding seasons of pimelodid catfishes from the Marañón, Napo and Ucayali rivers in the Peruvian Amazon. *J. Appl. Ichthyol.* **31** (54): 40-51.
- García-Vásquez, A., Alonso, J.C., Carvajal, F., Moreu, J., Nuñez, J., Renno, J.F., Tello, S., Montreuil, V., Duponchelle, F. 2009. Life-history characteristics of the large Amazonian

- migratory catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* in the Iquitos region, Peru. *J. Fish Biol.* **75**: 2527–2551.
- Gomez, J. 1996. Contribución al conocimiento de la biología reproductiva y hábitos alimenticios de los bagres plateado (*Brachyplatystoma flavicans*), Castelnau, 1885 y lechero (*Brachyplatystoma filamentosum*), Lichtenstein, 1819 (Pisces: Pimelodidae), en la parte media del río Caqueta, sector Araracuara. Unpublished Dissertation, Universidad de Bogota Jorge Tadeo Lozano, Santafé de Bogota, Colombia, 102p.
- Goulding, M. 1979. *Ecologia da pesca do rio Madeira*. INPA, Manaus. 172p.
- Goulding, M. 1981. *Man and fisheries on an Amazon Frontier*. Dr W. Junk Publishers. 137p.
- Halverson, M., Halverson, M., Agostinho, A.A., Fernandez, D.R., and Barthem, R.B. No prelo. Neotropical ichthyoplankton buoyancy changes during early development.
- Huergo, G.M., Filgueiras-Souza, R.J., Batista, J.S., Formiga-Aquino, K., and Alves-Gomes, J.A. 2011. Molecular genetics as a tool for fisheries management in the Brazilian Amazon: Piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum* and *Brachyplatystoma capapretum*) (Siluriformes: Pimelodidae) in white-water rivers. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* **6**(4):280-289.
- Hurd, L.E., Sousa, R.G.C., Siqueira-Souza, F.K., Cooper, G.J., Kahn, J.R., and Freitas, C.E.C. 2016. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biol. Conserv.* **195**: 118–127.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., and Revenga, C. 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Sci.* **308**: 405- 408.
- King, M.G. 1995. *Fisheries Biology, Assessment and Management*. Fishing News Books, England.

- Lauzanne, L., Loubens, G., and Le Guennec, B. 1990. Pesca y biología pesquera en el Mamoré Medio (Región de Trinidad, Bolivia). *Interciencia* **15**(6): 452-460.
- Liermann, C. R.; Nilsson, C.; Robertson, J. & NG, R. Y. 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *BioScience*, 62 (6): 539- 548.
- Lowe-McConnell, R.L. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo.
- Lundberg, J.G., and Akama, A. 2005. *Brachyplatystoma capapretum*: a new species of goliath catfish from the Amazon basin, with a reclassification of allied catfishes (Siluriformes: Pimelodidae). *Copeia* **2005**(3): 492–516.
- Nakatani, K., Agostinho, A.A., Baumgartner, G., Bialezki, A., Sanches, P.V., Makrakis, M.C., and Pavanelli, C.S. 2011. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. EDUEM, Maringá. 378p.
- Pelicice, F.M., Pompeu, P.S., and Agostinho, A.A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish Fish.* **16**: 697-715.
- Petrere Jr., M., Barthem, R.B., Córdoba, E.A., Gómez, B.C. 2004. Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). *Rev. Fish Biol. Fish.* **14**: 403–414
- Pompeu, P.S., Nogueira, L.B., Godinho, H.P., and Martinez, C.B., 2011. Downstream passage of fish larvae and eggs through a small-sized reservoir, Mucuri River, Brazil. *Zool.* **28**(6): 739-746.
- Queiroz, L.J., Torrente-Vilara, G., Ohara, W.M., Pires, T.H.S., Zuanon, J., and Doria, C.R.C. 2013. Peixes do rio Madeira. Volume I. Santo Antônio Energia. Editora Dialetto, São Paulo. 401p.

- Tanaka, S. 1973. Stock assessment by means of ichthyoplankton surveys. FAO Fisheries Technical Paper 122: 33-51.
- Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Leprieur, F., Oberdoff, T., and Tedesco, P.A. 2011. Effects of natural rapids on fishes assemblage structure in the Madeira River. *Ecol. Freshwater Fish* **20**(4): 588–597.
- Van Damme, P.A., Carvajal-Vallejos, F.M., Molina Carpio, J. 2011. Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.
- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. EDUEM, Maringá. 169p.
- Vorosmarty, C. J., McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Naturae* **467**: 555–561.
- 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., Petrere Jr., M., 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., A. Akama, van Soesbergen, A., and Sáenz, L. 2016 Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* **351**: 128-129.

## APÊNDICE A - Detalhes da modelagem estocástica

Os dados utilizados para subsidiar esta modelagem foram os dados de velocidades média em diferentes seções dos rios Madeira, Abunã e Marmoré. Estes dados foram obtidos das estações (Códigos na Agência Nacional das Águas, ANA) UHE Santo Antônio Humaitá (Código: 15629000), São Carlos (código: 15490400), UHE Santo Antônio Porto Velho (Código: 15390000), Jusante Caldeirão do Inferno (Código: 15341000), UHE Jirau Porto R4 (Código: 15340600), UHE Santo Antônio Abunã (Código: 15320000), UHE Jirau Abunã (Código: 15320003), Jusante Rio Beni (Código: 99000001) e UHE Jirau Jusante Rio Beni (Código: 15318000) ao longo do rio Madeira. Para indexar as velocidades nos trechos mais próximos às cabeceiras, foram utilizadas as estações UHE Jirau Morada Nova Jusante (Código: 15326010) e UHE Jirau Nova Califórnia (Código: 15324500) no rio Abunã e a estação UHE Jirau Guajará-Mirim (Código: 15250001) no rio Marmoré. Todos estes dados foram gerados dentro do escopo do Programa de Monitoramento Hidrossedimentológico das Usinas Hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau, partes do Plano Básico Ambiental e obtidos através dos relatórios destes programas.

Com base nos dados de velocidades foi ajustado um modelo linear para cada estação, associando o logaritmo da velocidade (variável dependente) a um efeito quadrático do logaritmo da vazão efluente (variável independente), mensurada na estação de Porto Velho, resultando no seguinte modelo:

$$\hat{w} = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 x + \hat{\beta}_2 x^2,$$

onde,  $\hat{w}$  é a predição do logaritmo da velocidade,  $\hat{\beta}_0$ ,  $\hat{\beta}_1$  e  $\hat{\beta}_2$  são as estimativas dos coeficientes de regressão, obtidas para cada estação, e  $x$  é o logaritmo da vazão efluente

aferida na estação de Porto Velho. Dessa forma, foi obtido um modelo preditivo da velocidade em cada estação como uma função da vazão em Porto Velho, como segue:

$$\hat{v} = e^{\hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 x + \hat{\beta}_2 x^2},$$

onde,  $\hat{v}$  é a velocidade predita em função da vazão aferida em Porto Velho para cada estação.

As análises posteriores consideraram cinco cenários distintos quanto à vazão efluente. O primeiro cenário, considerou a vazão média, aferida na estação de Porto Velho, no período de maio/2014 a abril/2016, de 20.914,36 m<sup>3</sup>/s. Os quatro cenários restantes consideraram as vazões médias de cada período do ciclo hidrológico, com médias de 15.185,26, 32.691,28, 28.394,35 e 7.706,58 m<sup>3</sup>/s na enchente, cheia, vazante e seca, respectivamente. As velocidades médias previstas para cada estação hidrológica e cenário, bem como a distância de cada estação para o ponto Humaitá, estão contidas na Tabela A1.

As velocidades médias nos reservatórios das UHEs Santo Antônio e Jirau foram obtidas com base no volume de água do reservatório, vazão efluente e comprimento do reservatório. Primeiro, foi estimado o tempo de residência do reservatório (segundos), através do quociente do volume do reservatório (m<sup>3</sup>) com a vazão efluente (m<sup>3</sup>/s). Em seguida, a velocidade média do reservatório (m/s) foi aproximada pelo quociente do comprimento do reservatório (m) com o tempo de residência (segundos).

O rio Madeira foi seccionado em 2000 trechos de 1 km de comprimento cada, partindo do ponto amostral Humaitá (HUM) como referência, que é o ponto mais a jusante do rio Madeira, na malha amostral estudada. Para cada uma destas seções foi atribuída uma velocidade média, através de interpolações com as duas estações mais próximas,

uma em cada direção. A interpolação foi realizada pela média ponderada pelas distâncias até cada uma das duas estações mais próximas.

**Tabela A1.** Distância (km) de cada estação para o ponto de referência (Humaitá) e as velocidades médias previstas em função das vazões médias, aferidas na estação de Porto Velho, em todo o período (Geral: 20.914,36 m<sup>3</sup>/s), na enchente (15.185,26 m<sup>3</sup>/s), cheia (32.691,28 m<sup>3</sup>/s), vazante (28.394,35 m<sup>3</sup>/s) e seca (7.706,58 m<sup>3</sup>/s).

<b>Estações</b>	<b>Distância</b>	<b>Geral</b>	<b>Enchente</b>	<b>Cheia</b>	<b>Vazante</b>	<b>Seca</b>
Humaitá	0	1,36	1,12	1,80	1,65	0,77
São Carlos	160	1,41	1,16	1,84	1,69	0,79
Porto Velho	240	1,39	1,13	1,83	1,68	0,71
Reservatório da UHE Santo Antônio	248 - 347	0,99	0,72	1,55	1,35	0,37
Caldeirão do inferno e Porto R4	362	0,92	0,71	1,33	1,19	0,40
Reservatório da UHE Jirau	363 - 488	0,96	0,70	1,50	1,31	0,35
Abunã	489	1,45	1,18	1,92	1,76	0,76
Beni	586	1,24	0,98	1,75	1,57	0,58
Cabeceiras	591+	0,69	0,53	1,00	0,89	0,31

Para fornecer o caráter estocástico a esta modelagem, a velocidade ( $v_{ij}$ ), em cada trecho  $i$  e cada cenário hidrológico  $j$ , foi determinada aleatoriamente através do exponencial de uma distribuição normal,  $N(\hat{w}_{ij}, \sigma^2)$ , onde  $\hat{w}_{ij}$  é a média prevista para o logaritmo da velocidade no trecho  $i$  e cenário hidrológico  $j$  e o  $\sigma^2$  é a variância, fixada em 0,15 para todos os trechos. Este valor da variância foi determinado ser a maior

estimativa da variância residual obtida nos modelos lineares anteriormente ajustados, associando o logaritmo da velocidade ao logaritmo da vazão, conforme supracitado.

A modelagem foi dividida em duas abordagens distintas quanto às suposições do tempo de vida das larvas amostradas no ponto amostral Humaitá e os possíveis locais de desova. A primeira abordagem estimou uma distribuição das distâncias percorridas pelo ictioplâncton até o ponto amostral Humaitá, dado que a idade destes indivíduos foi considerada fixa e conhecida, com tempo de vida hipotetizado em cenários discretos de 1 a 6 dias. De maneira contrária, a segunda abordagem estimou as distribuições de idades esperada para o ictioplâncton dado quatro suposições concorrentes quanto ao local da desova, hipotetizados em função dos diferentes obstáculos no curso do rio. Os quatro sítios reprodutivos foram definidos com relação à sua distância até Humaitá, conforme segue:

- Sítio 1: Imediatamente a jusante da UHE Santo Antônio = 247 km.
- Sítio 2: Imediatamente a jusante da UHE Jirau = 362 km.
- Sítio 3: Confluência dos rios Madeira e Abunã = 505 km.
- Sítio 4: Confluência dos rios Madeira e Beni = 586 km.

As distribuições das distâncias dos possíveis locais de desova até Humaitá, condicionadas às diferentes suposições de idade (Abordagem 1), e das idades condicionadas às diferentes suposições dos locais de desova (Abordagem 2), foram obtidas para cinco cenários hidrológicos. Estas distribuições foram geradas por meio do procedimento de Monte Carlo, no qual os próximos passos foram iterativamente repetidos 50000 vezes.

Primeiro, para a obtenção das distribuições das distâncias dos possíveis locais de desova até Humaitá, condicionadas para cada idade  $k$  ( $k = 1, 2, \dots, 6$ ), o tempo médio (segundos) demandado para atravessar cada trecho  $i$  no cenário hidrológico  $j$  foi calculado pelo quociente entre 1000 m (distância de cada trecho) e a velocidade do trecho  $i$  (m/s) no cenário  $j$ , como segue.

$$t_{ij} = \frac{1000}{v_{ij}},$$

onde,  $t_{ij}$  é o tempo demandado para um ictioplâncton percorrer o trecho  $i$  no cenário hidrológico  $j$  e, o  $v_{ij}$  é a velocidade, gerada aleatoriamente, para cada trecho  $i$  no cenário hidrológico  $j$ . Dessa forma, o tempo acumulado demandado para um ictioplâncton percorrer, do primeiro trecho (Humaitá) até o  $i$ -ésimo trecho, ou seja  $i$  km, no cenário hidrológico  $j$  ( $T_{ij}$ ), é dado da seguinte forma:

$$T_{ij} = \sum_{i=1}^i t_{ij}.$$

Para poder estimar a distância percorrida pelo ictioplâncton de  $k$  dias até Humaitá, em cada cenário hidrológico  $j$  e iteração, foi computada uma variável  $Z_{ijk}$ , que representa uma variável binária indicativa se o indivíduo ocorreu em cada trecho, como segue:

$$Z_{ijk} = \begin{cases} 1, & T_{ij} \leq 86400 k \text{ (Idade em segundos)} \\ 0, & T_{ij} > 86400 k \text{ (Idade em segundos)} \end{cases}$$

Finalmente, a distância percorrida por um indivíduo de  $k$  dias, até alcançar o ponto Humaitá, no cenário hidrológico  $j$ , em cada iteração, é dada por  $D_{jk}$ , da seguinte forma:

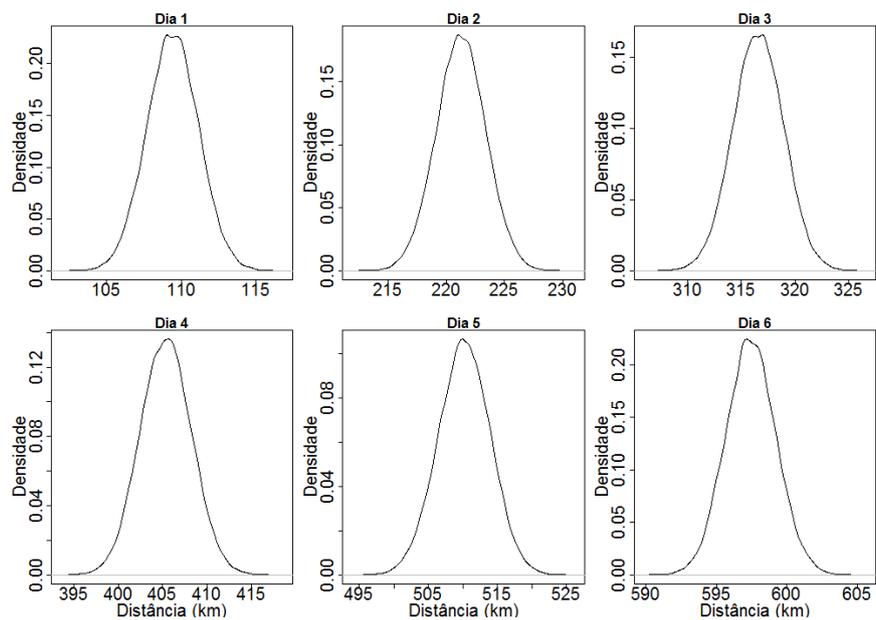
$$D_{jk} = \sum_{i=1}^{2000} Z_{ijk}.$$

A segunda abordagem, que gerou as distribuições de idades, condicionadas às diferentes suposições dos locais de desova, distantes  $d$  ( $d = 247, 362, 505$  e  $586$ ) km a montante de Humaitá, considerou o tempo demandado para um ictioplâncton percorrer o trecho  $i$  no cenário hidrológico  $j$  ( $t_{ij}$ ). A idade hipotética de um ictioplâncton que derivou  $d$  quilômetros até Humaitá no cenário hidrológico  $j$  ( $A_{jd}$ ), para cada iteração, é dada abaixo:

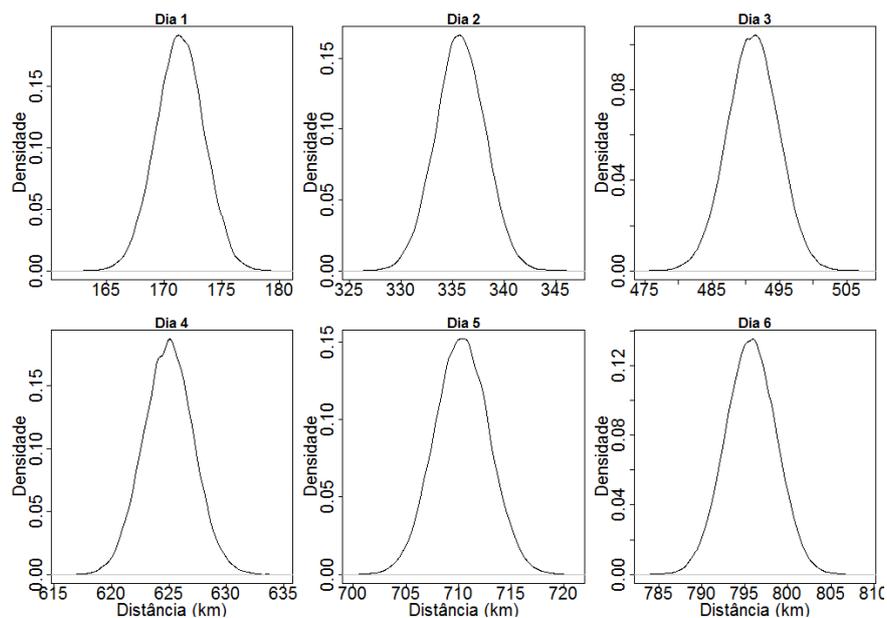
$$A_{jd} = \frac{\sum_{i=1}^d t_{ij}}{86400}.$$

Estas distribuições, de 50.000 estimativas de  $D_{jk}$  e  $A_{jd}$ , foram representadas graficamente, e também, através de estatísticas sumárias, a média e os percentis 2,5 e 97,5%.

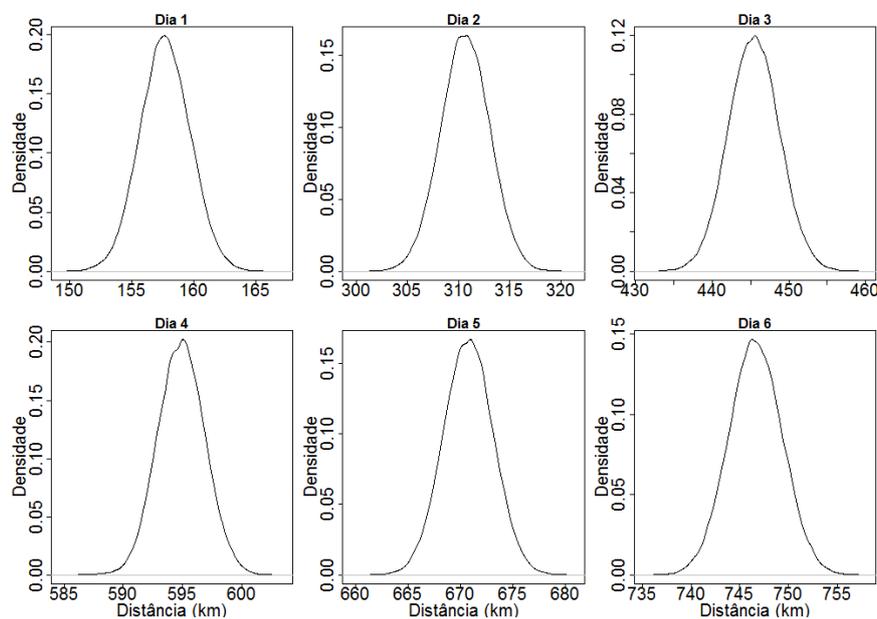
## APÊNDICE B - Resultados da modelagem estocástica para cada cenário hidrológico



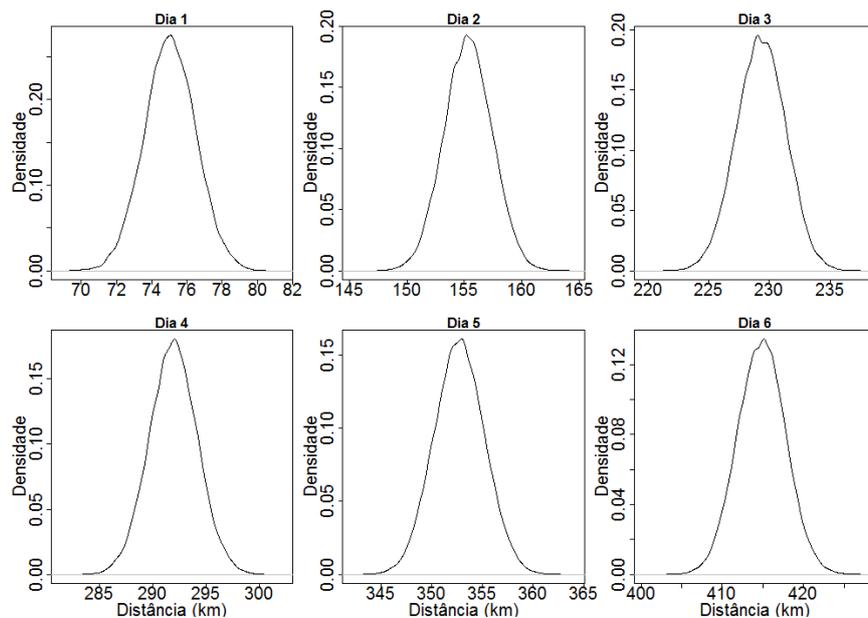
**Figura 1.** Cenário de tempo de vida fixo (hipotetizado) das larvas de 1 a 6 dias e distância que devem ter percorrido desde a desova até o ponto de coleta (Humaitá) considerando a vazão média para o período de enchente (meses: novembro, dezembro e janeiro) entre maio/2014 a abril/2016.



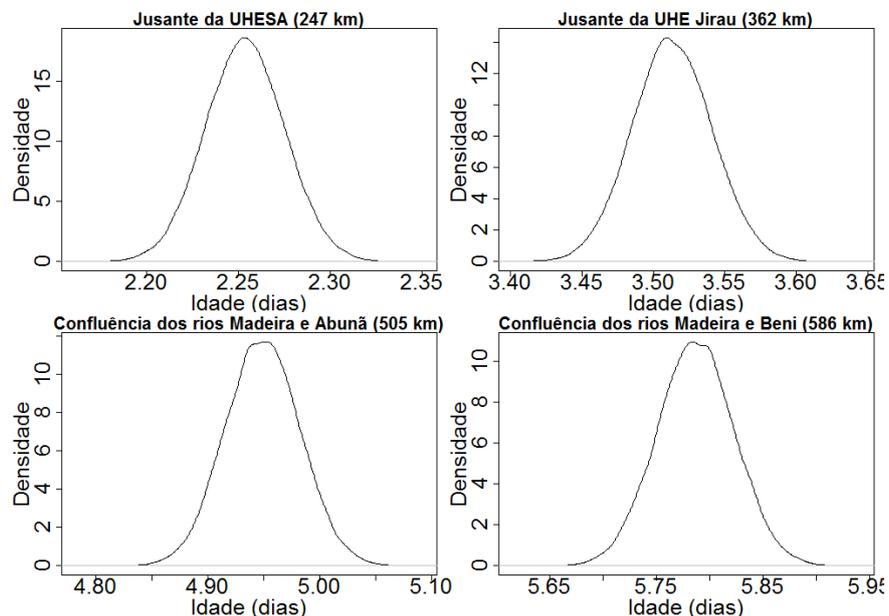
**Figura 2.** Cenário de tempo de vida fixo (hipotetizado) das larvas de 1 a 6 dias e distância que devem ter percorrido desde a desova até o ponto de coleta (Humaitá) considerando a vazão média para o período de cheia (meses: fevereiro, março e abril) entre maio/2014 a abril/2016.



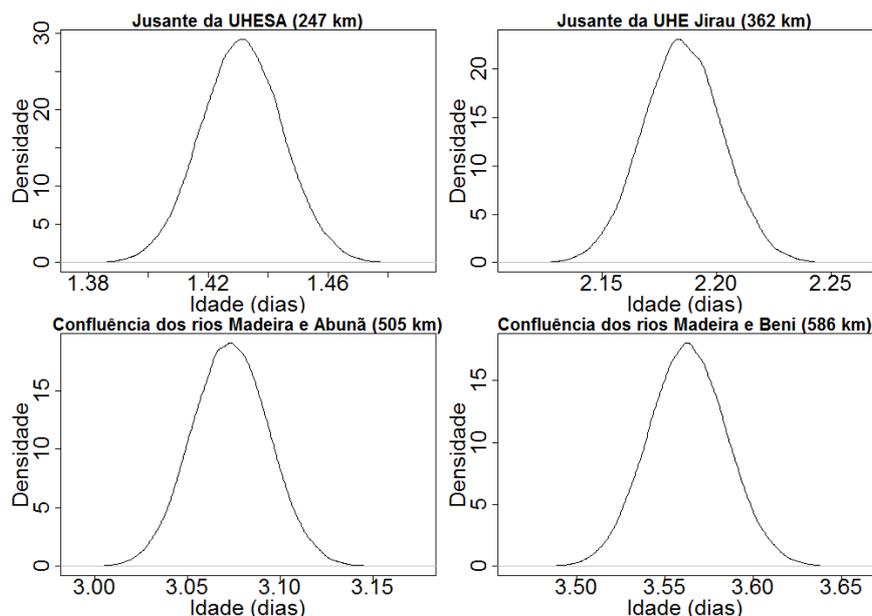
**Figura 3.** Cenário de tempo de vida fixo (hipotetizado) das larvas de 1 a 6 dias e distância que devem ter percorrido desde a desova até o ponto de coleta (Humaitá) considerando a vazão média para o período de vazante (meses: maio, junho e julho) entre maio/2014 a abril/2016.



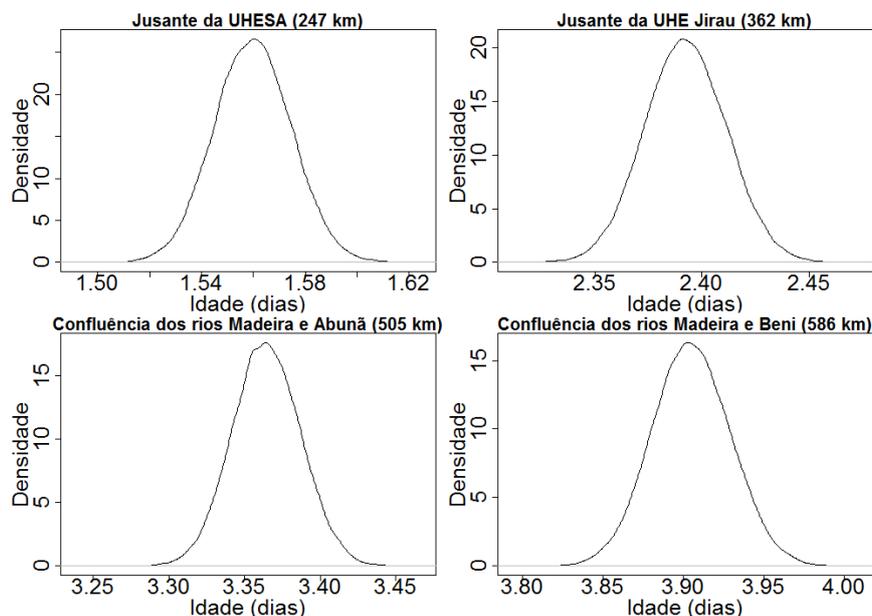
**Figura 4.** Cenário de tempo de vida fixo (hipotetizado) das larvas de 1 a 6 dias e distância que devem ter percorrido desde a desova considerando a vazão média para o período de seca (meses: agosto, setembro e outubro) entre maio/2014 a abril/2016.



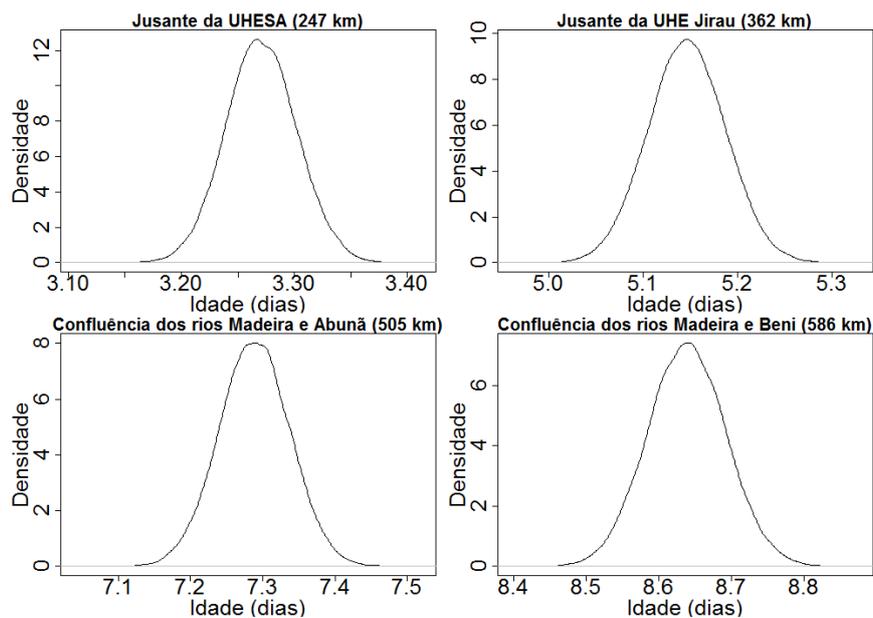
**Figura 5.** Cenário de distribuição de idades das larvas (em dias) assumindo reprodução proveniente de cada distância fixada (hipotetizadas) e considerando a vazão média para o período de enchente (meses: novembro, dezembro e janeiro) entre maio/2014 a abril/2016.



**Figura 6.** Cenário de distribuição de idades das larvas (em dias) assumindo reprodução proveniente de cada distância fixada (hipotetizadas) e considerando a vazão média para o período de cheia (meses: fevereiro, março e abril) entre maio/2014 a abril/2016.



**Figura 7.** Cenário de distribuição de idades das larvas (em dias) assumindo reprodução proveniente de cada distância fixada (hipotetizadas) e considerando a vazão média para o período de vazante (meses: maio, junho e julho) entre maio/2014 a abril/2016.



**Figura 8.** Cenário de distribuição de idades das larvas (em dias) assumindo reprodução proveniente de cada distância fixada (hipotetizadas) e considerando a vazão média para o período de seca (meses: agosto, setembro e outubro) entre maio/2014 a abril/2016.

### **3 DERIVA DE OVOS E LARVAS DE PEIXES POR RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS: ESTUDO DE CASO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

#### **RESUMO**

A deriva do ictioplâncton, crucial para o sucesso reprodutivo de muitas espécies de peixes migradoras, é ameaçada por reservatórios hidrelétricos que podem propiciar altas taxas de mortalidade desses organismos, por predação ou sedimentação. Assim, neste estudo foi avaliado se o reservatório da UHE Santo Antônio (UHESA), rio Madeira, Amazônia brasileira, tem atuado como barreira para os movimentos descendentes de ovos e larvas de peixes. As amostragens ocorreram de março/2012 a junho/2016 em quatro pontos amostrais, três ao longo do reservatório da UHESA, e um a jusante de sua barragem. Modelos lineares generalizados, com distribuição binomial negativa e função de ligação logarítmica, foram ajustados a fim de modelar a deriva do ictioplâncton pelo reservatório. Ao todo, foram ajustados 6 modelos distintos quanto ao preditor linear, tendo, todos, como variável resposta as abundâncias do ictioplâncton, em número de indivíduos. Os preditores lineares diferiram quanto à inclusão das variáveis preditoras estágio de desenvolvimento larval, pontos amostrais e a distância da barragem (efeito linear e quadrático). Esta metodologia foi aplicada aos dados de todo ictioplâncton (ovos, larvas e juvenis) e, separadamente, para as ordens taxonômicas mais representativas: Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Clupeiformes. A atividade reprodutiva de peixes está ocorrendo na região, tanto a montante da UHE Jirau, quanto no interior do reservatório da UHE Santo Antônio e parte do ictioplâncton está transpondo a barragem deste empreendimento. Entretanto, quando analisadas as ordens taxonômicas separadamente, todas elas apresentaram, tanto atividade reprodutiva quanto desaparecimento de pelo menos algum de seus estádios de desenvolvimento larval ao longo do reservatório. O trecho mais crítico para as reduções nas densidades foi nos últimos 10 km do reservatório e estas reduções podem ser resultado das características da deriva dos grupos ou de mortalidade propiciada neste ambiente aos estádios larvais mais suscetíveis.

**Palavras-chave:** Recrutamento, represamento, tempo de residência da água, transposição.

## **DRIFT OF FISH EGGS AND LARVAE THROUGH HYDROELECTRIC RESERVOIRS: A CASE STUDY IN THE BRAZILIAN AMAZON**

### ***ABSTRACT***

The downstream drift of the ichthyoplankton, which is crucial for the reproductive success of many migratory fish species, is threatened by hydroelectric dams that can provide high mortality rates to these organisms, by predation or sedimentation. Thus, in this study, it was evaluated whether the reservoir of the Santo Antônio dam (UHESA), Madeira river, Brazilian Amazon, has acted as a barrier to the downstream movements of fish eggs and larvae. Samplings occurred from March/2012 to June/2016 at four sampling points, three along the UHESA reservoir, and one downstream from its dam. Generalized linear models, with negative binomial distribution and logarithmic link function, were adjusted in order to model the ichthyoplankton drift throughout the reservoir. Six different models in respect to the linear predictor were adjusted. All of them had the abundances of ichthyoplankton, in number of individuals, as response variable. The linear predictor differed as to the inclusion of the predictor variables larval development stage, sample points and dam distance (linear and quadratic effect). This methodology was applied to the data of all ichthyoplankton (eggs, larvae and juveniles), and separately for the most representative taxonomic orders: Characiformes, Siluriformes, Perciformes and Clupeiformes. The results indicate that fish reproductive activity is occurring both upstream of Jirau dam and within the Santo Antônio reservoir. It was noticeable that some part of the ichthyoplankton is transposing the Santo Antônio dam, reaching downstream. However, when the taxonomic orders were separately analyzed, all of them presented both reproductive activity and disappearance of at least some of their larval development stages along the reservoir. The most critical section for the reductions in these densities was in the last 10 km of the reservoir. These reductions may be a result of the drifting characteristics in each order or of mortality rates caused in this environment to the most susceptible larval stages.

**Keywords:** Impoundment, recruitment, transposition, water residence time.

### 3.1 INTRODUÇÃO

O barramento dos rios, para formação de reservatórios hidrelétricos, é responsável por severas modificações no ambiente, provocando significativas modificações nos atributos ecológicos e na estrutura e dinâmica dos ecossistemas fluviais (Tundisi, 1988; Agostinho, 1997; Agostinho *et al.*, 1992; 2007a; Barletta *et al.*, 2010). Em decorrência disso, é verificada uma notável alteração na composição e abundância das espécies de peixes, com proliferação de algumas e redução, ou mesmo eliminação de outras (Suzuki & Agostinho, 1997, Agostinho *et al.*, 1999). Assim, reduções consideráveis da biodiversidade, em grandes bacias, têm sido atribuídas à construção de empreendimentos hidrelétricos (Pracheil *et al.*, 2015; Winemiller *et al.*, 2016). Embora a instalação destas obras potencialmente afete toda a assembleia de peixes, geralmente as espécies migradoras são as mais prejudicadas (Agostinho *et al.*, 2008; Barletta *et al.*, 2010; Raabe & Hightower, 2014; Agostinho *et al.*, 2016).

A estratégia reprodutiva mais comum entre os peixes migradores de água doce envolve a movimentação ascendente de reprodutores, para trechos superiores das bacias nos períodos chuvosos, desova no corpo hídrico, e posterior deslocamento descendente, tanto dos adultos esgotados, quanto dos ovos e larvas (Ferraz de Lima, 1981, 1986; Carolsfeld *et al.*, 2003; Agostinho *et al.*, 2009; Pompeu *et al.*, 2011). O transporte passivo do ictioplâncton rio abaixo é indispensável para que estes organismos atinjam as áreas marginais sazonalmente inundadas, onde encontram condições favoráveis de abrigo e alimento para seu desenvolvimento (Agostinho & Zalewski, 1995; Lowe-McConnell, 1999; Agostinho *et al.*, 2003; 2007b).

Espécies migradoras de longa distância podem se deslocar por até centenas de quilômetros para completar seu ciclo de vida, e seu acesso a habitats particulares primordiais para estágios específicos da vida são indispensáveis para garantir o recrutamento de suas populações (Pelicice & Agostinho, 2008, Pompeu *et al.*, 2012). Portanto, os fatores responsáveis pelos danos diretamente ocasionados nas populações das espécies de peixes migradores, em decorrência da formação de reservatórios, se devem, majoritariamente, à interrupção da conectividade fluvial que ocasiona bloqueio da conexão entre habitats que são indispensáveis para o ciclo de vida dessas espécies (Barthem *et al.*, 1991; Agostinho *et al.*, 1992; 2007a; 2012; Vazzoler, 1996; Antonio *et al.*, 2007; Oldani *et al.*, 2007; Godinho & Kynard, 2008; Vasconcelos *et al.*, 2014a, 2014b).

A implementação crescente de novas barragens na região amazônica, para a qual se tem um grande número de reservatórios em planos de expansão recentes do setor elétrico brasileiro (Agostinho *et al.*, 2008; Winemiller *et al.*, 2016), representa um desafio extraordinário para muitas das suas espécies de peixes que dependem de uma fase de deriva larval (Hegg *et al.*, 2015). Desta forma, ainda que a desova das espécies migradoras seja propiciada, através da passagem de adultos pelas barragens, um fator determinante no sucesso destas populações é a deriva descendente do ictioplâncton (Agostinho *et al.*, 2007b; Pelicice & Agostinho, 2008; Hegg *et al.*, 2015).

Estudos acerca da deriva de ovos e larvas de peixes através de grandes reservatórios indicam virtual desaparecimento desses organismos nas porções inferiores destes empreendimentos, devido a altas taxas de mortalidade (Agostinho *et al.*, 2002; Agostinho

*et al.*, 2007b; Duan *et al.*, 2009). Dois diferentes processos são responsáveis por esta elevada mortalidade. O primeiro se deve ao aumento da transparência da água, que torna o ictioplâncton fortemente suscetível à predação (Pelicice *et al.*, 2015). O segundo, está relacionado às condições lênticas na área do reservatório, que levam à sedimentação do ictioplâncton (Pelicice *et al.*, 2015). Nesse último caso, é possível que esses organismos estejam expostos a baixas concentrações de oxigênio, ou mesmo à anoxia, características nas áreas profundas e interna de reservatórios, que podem resultar em mortalidades massivas (Agostinho *et al.*, 2007b).

Considerando, desta forma, que a manutenção do processo de deriva larval é fundamental para a conservação de uma grande variedade de espécies de peixes migradores (Barthem *et al.*, 2014), e que o transporte de ovos e larvas de peixes, através de reservatórios, representa um fator chave no desenvolvimento de estratégias efetivas de conservação (Pompeu *et al.*, 2012), neste estudo é avaliada a deriva do ictioplâncton através de um reservatório hidrelétrico no rio Madeira, Amazônia brasileira. Especificamente, através de uma modelagem ajustada aos dados de ictioplâncton, parâmetros foram interpretados no sentido de avaliar se o reservatório da UHE Santo Antônio tem atuado como barreira para os movimentos descendentes de ovos e larvas de peixes.

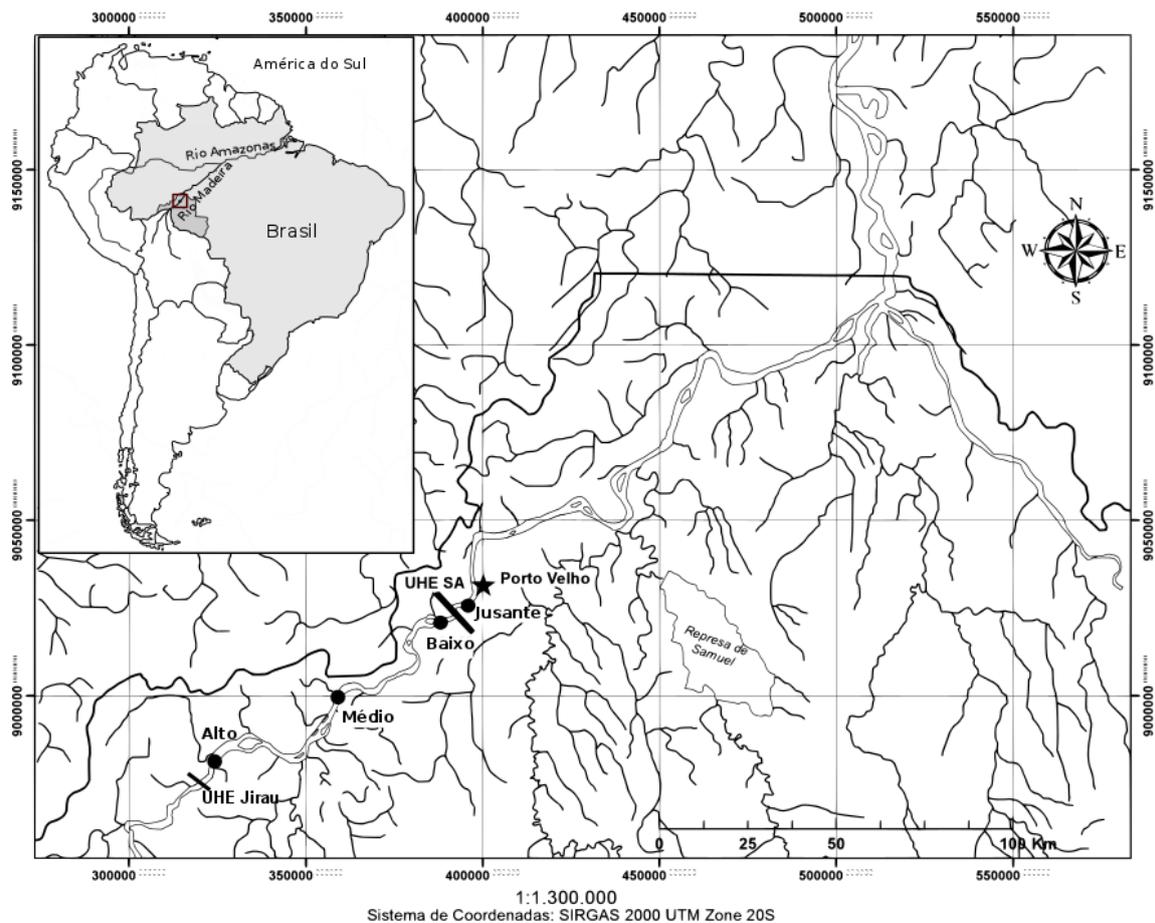
## 3.2 METODOLOGIA

### 3.2.1 Área de estudo

A usina hidrelétrica Santo Antônio (UHESA), no rio Madeira, Amazônia brasileira, está localizada a 7 km da capital de Rondônia, Porto Velho. O empreendimento, que está em funcionamento desde março de 2012, opera no modelo fio d'água, com 50 turbinas horizontais (tipo bulbo), que geram energia com baixa queda, aproveitando-se do fluxo do rio. O reservatório da UHESA possui 421,56 km<sup>2</sup> de área, incluindo a calha natural do rio, que corresponde a 142 km<sup>2</sup>. Tem profundidade média de 11 m, e máxima de 27 m. Sua barragem possui 75,5 m de largura de crista e 55 m de altura máxima. A cerca de 125 km a montante da UHE Santo Antônio, também no rio Madeira, está localizado outro empreendimento hidrelétrico, a UHE Jirau, em operação desde setembro de 2013. Este, também operante no modelo fio d'água, constitui-se no segundo dos dois únicos empreendimentos hidrelétricos atualmente instalados no rio Madeira.

Os dados utilizados neste estudo são provenientes das coletas feitas dentro do Subprograma de Ictioplâncton, que é parte do Programa de Conservação da Ictiofauna da empresa Santo Antônio Energia executado, até agosto de 2013, pela Universidade Federal de Rondônia e, a partir de dezembro de 2013, pela Neotropical Consultoria Ambiental (Contrato PC.DS.150.2013, Autorização do IBAMA nº 83/2012), em cumprimento ao monitoramento necessário para o atendimento dos objetivos e metas propostos no Projeto Básico Ambiental, nas condicionantes da Licença de Operação da UHE.

Neste estudo foram considerados os dados obtidos em quatro pontos amostrais, três localizados acima da barragem da UHE Santo Antônio (UHESA), na região do reservatório, e um abaixo dela (Figura 1), descritos na Tabela 1.



**Figura 1.** Pontos amostrais em que ocorreram amostragens de ovos e larvas de peixes, com o apetrecho rede de ictioplâncton, de março/2012 a junho/2016.

**Tabela 1.** Descrição dos pontos amostrais na região da UHE Santo Antônio, rio Madeira, Amazônia brasileira, bem como sua distância, em km, da barragem da UHESA (km da barragem).

Ponto	Descrição	km da barragem
Alto	Trecho alto do reservatório da UHESA, região imediatamente a jusante da UHE Jirau.	107,7
Médio	Trecho médio do reservatório da UHESA, região imediatamente a montante da antiga cachoeira de Morrinhos.	49,9
Baixo	Trecho baixo do reservatório da UHESA, imediatamente a montante da barragem.	9,5
Jusante	Rio Madeira, trecho imediatamente a jusante da barragem da UHESA.	-2,7

### 3.2.2 Coleta de dados

Ovos e larvas de peixes foram amostrados mensalmente de março/2012 a junho/2016 nos quatro pontos amostrais localizados nas diferentes partes (alta, média e baixa) do reservatório e a jusante da barragem da UHE Santo Antônio (Figura 1 e Tabela 1). As amostragens do ictioplâncton foram realizadas com uma rede de ictioplâncton, com 1,5 m de comprimento e 500  $\mu\text{m}$  de malha, armada em um aro de 50 cm de diâmetro, com um fluxômetro no centro para estimar o volume de água filtrada. Além disso, à rede foi acoplado um defletor metálico de 10 kg que garante estabilidade e peso para submersão da mesma.

Para as amostragens, o barco foi mantido com o motor ligado, em baixa velocidade, fazendo com que se mantivesse praticamente parado em relação à margem do rio. A rede de ictioplâncton foi posicionada contra a correnteza e mantida em processo de filtragem por 5 minutos. Em cada ponto de coleta as amostragens foram realizadas nas margens direita e esquerda e no centro do rio. Em cada um destes *transectos*, redes foram operadas na subsuperfície, no fundo, e de maneira integrada por toda a coluna d'água.

O material filtrado pela rede que ficou retido no copo coletor foi retirado e fixado em formol a 10% em recipientes plásticos devidamente identificados. Em laboratório os ovos e larvas de peixes foram triados com auxílio de um microscópio-estereoscópio (aumento de 10 vezes) e as larvas foram identificadas até o menor nível taxonômico possível. O estágio de desenvolvimento larval foi determinado seguindo Nakatani *et al.* (2001): larval vitelínico (período entre a eclosão e o início da alimentação exógena); pré-flexão (do início da alimentação exógena ao início da flexão da notocorda); flexão (do início da flexão da notocorda até a completa flexão da mesma); pós-flexão (da completa flexão da notocorda e aparecimento do botão da nadadeira pélvica até a completa formação dos raios de todas as nadadeiras); e, juvenil (pequenos peixes, da formação dos raios de todas as nadadeiras até a primeira maturação sexual).

### 3.2.3 Análise dos dados

Modelos lineares generalizados (GLMs) foram ajustados a fim de modelar a deriva do ictioplâncton ao longo do reservatório da UHESA (McCullagh & Nelder, 1989). A variável dependente foi considerada como a contagem do número de indivíduos capturados em cada unidade amostral, com distribuição binomial negativa e função de ligação logarítmica. Dessa forma, os modelos ajustados correspondem a modelos de regressão binomial negativa (White & Bennetts, 1996; Lindén & Mäntyniemi, 2011). A unidade amostral considerada foi o conjunto de coletas realizadas em cada ponto amostral e campanha (mês), ou seja, o conjunto de coletas realizadas nos diferentes estratos de profundidade e nas três seções transversais do corpo aquático (margens esquerda e direita e centro). Portanto, o modelo pode ser descrito da seguinte forma:

$$Y_i \sim \text{BinNeg}(\mu_i, \theta),$$

$$\ln(\mu_i) = \eta_i = \mathbf{x}_i' \boldsymbol{\beta},$$

onde,  $\mu_i$  é o valor esperado do número de indivíduos na unidade amostral  $i$  ( $Y_i$ ),  $\theta$  é o parâmetro de dispersão da distribuição,  $\eta_i$  é o preditor linear, composto por  $\beta$ , que é o vetor de coeficientes da regressão  $\beta_j$  associados a cada variável independente, localizadas nas colunas da matriz  $x$ .

Ainda, foi adicionada uma variável *offset*, o logaritmo do quociente do volume de água filtrado ( $V$ ) e 50. Dessa forma, a variável dependente foi modelada como a densidade (indivíduos/50 m<sup>3</sup>) de indivíduos em cada unidade amostral, ou seja, número de indivíduos amostrados por 50 m<sup>3</sup> de água filtrada, como convencionalmente são reportadas as abundâncias relativas nos estudos de ictioplâncton na Amazônia (Araujo-Lima & Oliveira, 1998). Assim, tem-se as seguintes expressões:

$$\ln(\mu_i) = x'_i\beta + \ln\left(\frac{V_i}{50}\right),$$

$$\ln(\mu_i) - \ln\left(\frac{V_i}{50}\right) = x'_i\beta,$$

$$\frac{50\mu_i}{V_i} = \text{Densidade}_i = e^{x'_i\beta},$$

Ao todo foram ajustados seis modelos distintos quanto ao preditor linear. Estes modelos foram separados em dois conjuntos de modelos aninhados. O primeiro conjunto indexou a distribuição espacial por meio de uma variável independente categórica (o Local: partes alta, média e baixa do reservatório e a jusante da barragem). O segundo indexou a distribuição espacial através de uma variável independente contínua, a distância da barragem (Distâncias da barragem: 107,7 km - parte alta; 49,9 km - parte média; 9,5 km - parte baixa; e -2,7 km - jusante da barragem). O modelo mais simples, enquadrado em ambos os conjuntos de modelos, é o modelo nulo (M0), no qual o preditor linear  $\eta_i$  só contém o intercepto  $\beta_0$ , que aplicado à função exponencial pode ser interpretado como a densidade média (número de indivíduos por 50 m<sup>3</sup> de água filtrada).

$$M0: \text{Densidade} = e^{\eta_{M0}} = e^{\beta_0}.$$

Os demais modelos diferiram quanto ao preditor linear. O próximo modelo (M1: Local + GD) incluiu os fatores Local (níveis: parte alta, média e baixa do reservatório e jusante da barragem) e Grau de Desenvolvimento (GD – representando os estádios de desenvolvimento larval, com os níveis: ovo, larval vitelínico, pré-flexão e flexão+ (flexão + pós-flexão + juvenis)). Os estádios finais de desenvolvimento (flexão, pós-flexão e juvenil) foram agrupados em um único nível (flexão+), pois considerá-los separadamente resultaria em níveis com densidades baixas e excesso de zeros, além de aumentar a complexidade do modelo (número de parâmetros a serem estimados). Ainda, esses graus de desenvolvimento foram determinados considerando que a mortalidade do ictioplâncton, devido às características aqui avaliadas, é mais recorrente em estádios mais jovens (ovo e larval vitelínico) do que naqueles estádios avançados, que possuem maior capacidade natatória (Halverson, no prelo; Araujo-Lima, 1994; Lucas & Baras *et al.*, 2001). Dessa forma, estas variáveis foram tratadas como variáveis binárias (dummy) e os níveis de referência para Local e GD foram a parte baixa e o menor grau de desenvolvimento, respectivamente. Portanto, tem-se o preditor linear do modelo M1:

$$\eta_{M1} = \beta_0 + \beta_{alta}X_{alta} + \beta_{média}X_{média} + \beta_{jusante}X_{jusante} + \beta_{LV}X_{LV} + \beta_{PF}X_{PF} + \beta_{F+}X_{F+},$$

onde, os coeficientes da regressão  $\beta$  representam a diferença no logaritmo da densidade para o fator associado com o nível de referência.

Assim, ao estabelecer a parte baixa do reservatório como nível de referência, é possível comparar sua densidade média com todos os outros Locais, e ainda, os exponenciais dos coeficientes de regressão podem ser interpretados como o risco do fator associado. O risco do fator associado representa a razão entre a densidade média de determinado nível deste fator e a densidade média do nível de referência, *i.e.*, quantas vezes a densidade do nível analisado representa a densidade média do nível de referência. Por exemplo, o risco da parte alta para larvas vitelínicas é:

$$\begin{aligned} \text{Densidade}_{Local=baixa,GD=LV} &= e^{\beta_0+\beta_{LV}}, \\ \text{Densidade}_{Local=alta,GD=LV} &= e^{\beta_0+\beta_{alta}+\beta_{LV}}, \\ R_{alta} &= \frac{\text{Densidade}_{Local=alta,GD=LV}}{\text{Densidade}_{Local=baixa,GD=LV}} = \frac{e^{\beta_0+\beta_{alta}+\beta_{LV}}}{e^{\beta_0+\beta_{LV}}} = e^{\beta_{alta}}. \end{aligned}$$

Dessa forma, o  $R_{alta}$  representa quantas vezes a densidade média de larvas, na parte alta, equivale à densidade média de larvas na parte baixa, e pode ser estimado pelo exponencial de  $\hat{\beta}_{alta}$ . Nesses casos, o risco será o mesmo, independente do grau de desenvolvimento, já que o modelo M1 (M1: Local + GD) não considera a interação entre Local e GD.

O próximo modelo considerou a interação entre os fatores Local e Grau de Desenvolvimento (GD), o que resulta em estimativas de risco para cada local, dependente do grau de desenvolvimento. O preditor linear deste modelo (M2: Local\*GD) é:

$$\begin{aligned} \eta_{M2} &= \beta_0 + \beta_{altoOvo}X_{alta}X_{Ovo} + \beta_{altaLV}X_{alta}X_{LV} + \beta_{médiaLV}X_{média}X_{LV} \\ &+ \beta_{jusanteLV}X_{jusante}X_{LV} + \beta_{altaPF}X_{alta}X_{PF} + \beta_{médiaPF}X_{média}X_{PF} \\ &+ \beta_{jusantePF}X_{jusante}X_{PF} + \beta_{altaF+}X_{alta}X_{F+} + \beta_{médiaF+}X_{média}X_{F+} \\ &+ \beta_{jusanteF+}X_{jusante}X_{F+} + \beta_{LV}X_{LV} + \beta_{PF}X_{PF} + \beta_{F+}X_{F+}. \end{aligned}$$

O  $R_{altaLV}$  representa o risco da parte alta com relação à parte baixa para a densidade de larvas vitelínicas e será estimado pelo exponencial de  $\hat{\beta}_{altaLV}$ . O segundo conjunto de modelos aninhados, que indexou a distribuição espacial por meio da variável distância da barragem, apresenta o primeiro modelo com efeito linear na distância (F1: Dist + GD), com o seguinte preditor linear:

$$\eta_{F1} = \beta_0 + \beta_{dist}X_{dist} + \beta_{LV}X_{LV} + \beta_{PF}X_{PF} + \beta_{F+}X_{F+}.$$

O próximo modelo considerou a possibilidade da associação entre a densidade média e a distância da barragem não ser retilínea, mas sim curvilínea, através da adição de um efeito quadrático na variável distância (F2: Dist + Dist<sup>2</sup> + GD), como segue:

$$\eta_{F2} = \beta_0 + \beta_{dist}X_{dist} + \beta_{dist2}X_{dist}^2 + \beta_{LV}X_{LV} + \beta_{PF}X_{PF} + \beta_{F+}X_{F+}.$$

O último modelo considerou a interação entre os efeitos de primeiro e segundo graus da variável distância com os diferentes graus de desenvolvimento (F3: Dist \* GD + Dist<sup>2</sup> \* GD), ou seja, a forma da curva depende do grau de desenvolvimento, conforme segue:

$$\begin{aligned} \eta_{F3} = & \beta_0 + \beta_{dist}X_{dist} + \beta_{dist2}X_{dist}^2 + \beta_{dist_{LV}}X_{dist}X_{LV} + \beta_{dist2_{LV}}X_{dist}^2X_{LV} \\ & + \beta_{dist_{PF}}X_{dist}X_{PF} + \beta_{dist2_{PF}}X_{dist}^2X_{PF} + \beta_{dist_{F+}}X_{dist}X_{F+} \\ & + \beta_{dist2_{F+}}X_{dist}^2X_{F+} + \beta_{LV}X_{LV} + \beta_{PF}X_{PF} + \beta_{F+}X_{F+}. \end{aligned}$$

Nestes dois últimos modelos (F2 e F3), as quantias de interesse foram funções dos parâmetros. As duas primeiras quantias de interesse são as coordenadas do ponto crítico da curva (máximo ou mínimo), ou seja, a distância em que ocorre a densidade crítica (máxima ou mínima), doravante denominado de Distância Crítica, e a Densidade Crítica (densidade média na distância crítica). A terceira e última quantia de interesse foi denominada Risco Crítico, e representa o risco do local marcado pela distância crítica com a barragem (local com distância hipotética 0 km da barragem). Estas quantias podem ser calculadas de maneira genérica da seguinte forma:

$$\begin{aligned} Distância_{crítica} &= \frac{-B}{2A}, \\ Densidade_{crítica} &= e^{\frac{-B^2+4AC}{4A}}, \\ Risco_{crítico} &= \frac{Densidade_{crítica}}{e^C}, \end{aligned}$$

onde, A, B e C são os coeficientes de segundo, primeiro e zero graus dos modelos para cada estágio de desenvolvimento. O coeficiente C é distinto para cada grau de desenvolvimento, independente do modelo, pois representa o intercepto da curva, também interpretado como a densidade média quando a distância da barragem é igual a 0 km, ou seja, nas proximidades da barragem. O coeficiente A só está presente nos modelos F2 e F3, sendo que, no modelo F3, há um coeficiente distinto para cada grau de desenvolvimento. O coeficiente B é o mesmo, independente do grau de desenvolvimento, para os modelos F1 e F2, e dependentes do grau de desenvolvimento para o modelo F3. Dessa forma, pode-se estimar as quantias acima para o modelo mais complexo (F3), exemplificando para as larvas vitelínicas, da seguinte forma:

$$\begin{aligned} \hat{A}_{LV} &= \hat{\beta}_{dist2} + \hat{\beta}_{dist2_{LV}}, \\ \hat{B}_{LV} &= \hat{\beta}_{dist} + \hat{\beta}_{dist_{LV}}, \\ \hat{C}_{LV} &= \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_{LV}. \end{aligned}$$

De maneira análoga, para os demais graus de desenvolvimento, basta substituir os coeficientes de regressão associados ao LV para seus respectivos coeficientes, com exceção do ovo, no qual só conterà o primeiro termo de cada uma das últimas três expressões.

Estes modelos foram ajustados para todo o conjunto de dados de ictioplâncton identificado até estes graus de desenvolvimento e, em seguida, os mesmos conjuntos de

modelos foram ajustados aos dados separadamente para as ordens taxonômicas Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Clupeiformes, as mais representativas em números de indivíduos amostrados. No entanto, para os ajustes aos dados segregados por ordem, o nível ovo do grau de desenvolvimento foi suprimido, dado que não é possível identifica-los, sendo assim, o nível de referência do grau de desenvolvimento, nesses modelos, foi o larval vitelínico (LV). Uma tabela foi gerada a fim de apresentar o número de indivíduos, que tiveram o grau de desenvolvimento identificados, em cada uma das quatro ordens taxonômicas consideradas (Apêndice 1).

As estimativas dos parâmetros dos modelos foram obtidas pela maximização da função de verossimilhança, e os intervalos de confiança assintóticos de 95% foram estimados para os riscos de cada local, nos modelos M1 e M2 e para as quantias de Distâncias Críticas, Densidades Críticas e Risco Críticos. A estimativa do erro-padrão destas três últimas quantias foi obtida por meio do método delta (Millar, 2011).

Todos os modelos foram ajustados no software R (R Core Team, 2016), com o pacote MASS (Venables & Ripley, 2002). Os scripts utilizados para a realização destes ajustes constam no Apêndice 2. A seleção dos modelos foi baseada no teste da razão de verossimilhança (Wilks, 1938), entre os conjuntos de modelos aninhados, e ainda, foi computado, como informação adicional, o Critério de Informação de Akaike (AIC; Akaike, 1973) para cada modelo. Os testes da razão de verossimilhança foram realizados entre os seguintes pares de modelos aninhados: M0 x M1, M1 x M2, M0 x F1, F1 x F2 e F2 x F3.

### 3.3 RESULTADOS

Os testes da razão de verossimilhança, para os dois conjuntos de modelos aninhados ajustados aos dados de ictioplâncton (ovos, larvas e juvenis), indicaram que a variação nas densidades médias, em cada ponto amostral, depende do grau de desenvolvimento (Tabela 2). O primeiro conjunto de modelos, que considerou os pontos amostrais como fator (Local), demonstrou que o modelo M2, que considera a interação entre os fatores Local e Grau de Desenvolvimento (GD), foi o mais parcimonioso (AIC = 5577,2) e resultou em um ajuste significativamente melhor do que o modelo sem interação (M1) e o modelo nulo (M0) (Tabela 2).

O segundo conjunto de modelos aninhados ajustados, que indexou os pontos amostrais por uma variável aleatória contínua, a distância da barragem (Dist), demonstrou que esta distância está significativamente associada às densidades médias do ictioplâncton, por meio de um efeito quadrático (testes aninhados M0 x F1 e F1 x F2; Tabela 2). Ainda nesse segundo conjunto de modelos, é possível observar que os efeitos de primeiro e segundo graus da distância dependem do Grau de Desenvolvimento, assim como o intercepto (AIC = 5575,1; teste F2 x F3; Tabela 2), o que corrobora com os resultados do primeiro conjunto dos modelos. Contudo, cabe ressaltar que, entre todos estes modelos ajustados (M0, M1, M2, F1, F2 e F3), o mais parcimonioso, com menor AIC, foi o F3 (Tabela 2).

**Tabela 2.** Resultados dos ajustes de cada modelo (Grau de liberdade do resíduo: G.L. Resíduo; e Critério de Informação de Akaike: AIC) e do teste da razão de verossimilhança (Teste: modelos comparados; LR: Estatística do teste; GL.LR: graus de liberdade da estatística do teste; p-valor do teste) para cada um dos dois conjuntos de modelos aninhados. O primeiro conjunto de modelos indexou a distribuição espacial por meio de um fator (Local) e, o segundo, por meio de uma variável contínua (Distância da barragem - Dist).

Conjuntos	Modelos	G.L. Resíduo	AIC	$\Delta$ AIC	Teste	LR	GL. LR	p-valor
1º conjunto de modelos aninhados (Local: fator)	M0: Nulo	767	5817,4	242,3				
	M1: Local+GD	761	5618,6	43,5	M0 x M1	210,8	6	< 0,001
	M2: Local*GD	752	5577,2	2,1	M1 x M2	59,3	9	< 0,001
2º conjunto de modelos aninhados (Distância: contínua)	F1: Dist+GD	763	5634,5	59,4	M0 x F1	190,9	4	< 0,001
	F2: Dist+Dist <sup>2</sup> +GD	762	5620,4	45,3	F1 x F2	16,0	1	< 0,001
	F3: Dist*GD+Dist <sup>2</sup> *GD	756	5575,1	0	F2 x F3	57,3	6	< 0,001

As estimativas obtidas pelo modelo M2 indicam que a densidade média, na parte alta do reservatório, foi significativamente menor do que na parte baixa, para ovos e larvas vitelínicas, representando 8% e 16% delas, respectivamente (Tabela 3). Estes resultados sugerem que há uma densidade muito baixa de ovos e larvas vitelínicas vindo do reservatório da UHE Jirau e, ainda, que esteja ocorrendo reprodução dentro do reservatório da UHESA. Em contrapartida, a ausência de significância entre as densidades médias de larvas pré-flexionadas e já flexionadas, das partes alta e baixa do reservatório (Tabela 3), indicam que há considerável densidade de larvas nestes estádios de desenvolvimento mais avançados descendo do reservatório de UHE Jirau (Figura 2), e que, em média, a mesma densidade tem sido observada na parte baixa do reservatório da UHESA.

Ainda em relação ao modelo M2, a ausência de significância nas diferenças das densidades médias da parte baixa com a jusante para todos os graus de desenvolvimento (Tabela 3), indica que não há redução significativa dessas densidades da parte baixa do reservatório até a jusante da barragem. Assim, sugere que o ictioplâncton que chega na parte baixa do reservatório está derivando os últimos 10 km até a barragem e a transpondo. As estimativas do modelo F3 (Tabela 3) fornecem informações mais específicas que complementam o entendimento deste processo, além de possibilitar a predição da densidade média em função da distância, que podem ser verificadas visualmente (Figura 2).

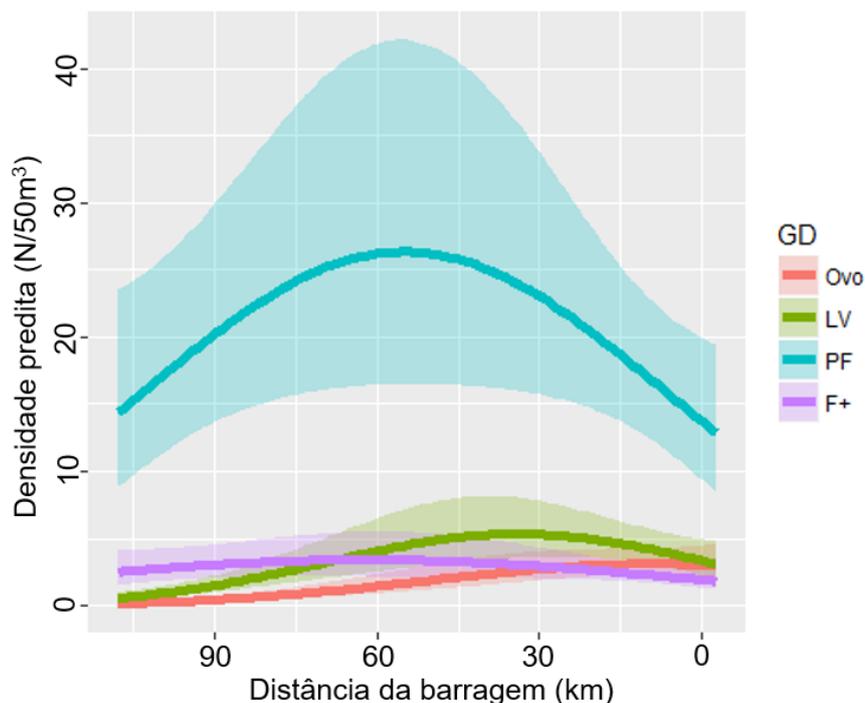
A Densidade Crítica (máxima) de ovos e larvas vitelínicas, pré-flexionadas e já flexionadas foram estimados em 3,13, 5,35, 26,34 e 3,44 indivíduos/ 50m<sup>3</sup>, respectivamente (Tabela 3 e Figura 2). Estas densidades ocorreram, em média, a 8,91, 33,79, 54,91 e 61,93 km a montante da barragem para ovos e larvas vitelínicas, pré-flexionadas e já flexionadas, respectivamente (Tabela 3 e Figura 2). De maneira geral, esses resultados indicam que a Densidade Crítica de larvas, independente do estádio de

desenvolvimento, ocorreu no terço médio do reservatório, entre 33 e 62 km, enquanto que a Densidade Crítica de ovos ocorreu na parte baixa do reservatório, próximo à barragem.

Embora o modelo M2 não tenha acusado diferença significativa entre a parte baixa do reservatório e a jusante da barragem, pelo modelo F3 é possível verificar que as densidades nas Distâncias Críticas foram 1,02, 1,58, 1,92 e 1,76 vezes maiores do que as densidades previstas próximo à barragem (distância igual a zero) de ovos e larvas vitelínicas, pré-flexionadas e já flexionadas, respectivamente (Tabela 3). No entanto, apenas para as larvas em pré-flexão o Risco Crítico foi significativamente maior do que 1 (Tabela 3), o que indica que, para este estágio de desenvolvimento, esteja ocorrendo decréscimo nas densidades desde a Distância Crítica (54,91 km) até a barragem.

**Tabela 3.** Estimativas pontuais ( $\hat{\beta}$ ) e intervalares (IC), com 95% de confiança, dos parâmetros de interesse obtidas pelos melhores modelos de cada conjunto para cada grau de desenvolvimento do icteoplâncton (Flexionadas+: Flexão + Pós-flexão + Juvenil). \* no modelo M2 representam estimativas significativamente distintas de 1, e, no modelo F3 estimativas significativamente distintas de zero para a distância crítica e de 1 para o Risco Crítico.

Modelos	Estatísticas	Ovo		Larval Vitelínica		Pré-flexão		Flexionadas+	
		$\hat{\beta}$	IC	$\hat{\beta}$	IC	$\hat{\beta}$	IC	$\hat{\beta}$	IC
M2	R <sub>Alta</sub>	0,08*	(0,04; 0,16)	0,16*	(0,08; 0,32)	1,24	(0,62; 2,48)	1,25	(0,62; 2,52)
	R <sub>Média</sub>	0,92	(0,46; 1,86)	1,32	(0,66; 2,65)	2,60*	(1,30; 5,21)	1,76	(0,87; 3,54)
	R <sub>Jusante</sub>	1,55	(0,77; 3,12)	0,88	(0,44; 1,77)	1,38	(0,69; 2,77)	1,00	(0,50; 2,03)
F3	Distância <sub>crítica</sub>	8,91	(-22,89; 40,71)	33,79*	(21,84; 45,74)	54,91*	(41,73; 68,09)	61,93*	(39,26; 84,6)
	Densidade <sub>crítica</sub>	3,13	(2,30; 4,26)	5,35	(3,56; 8,03)	26,34	(16,48; 42,09)	3,44	(2,15; 5,50)
	Risco <sub>crítico</sub>	1,02	(0,70; 1,49)	1,58	(0,94; 2,66)	1,92*	(1,02; 3,63)	1,76	(0,92; 3,38)



**Figura 2.** Densidades médias (indivíduos/50 m<sup>3</sup> de água filtrada) preditas e seus intervalos de confiança de 95% (área sombreada) para cada grau de desenvolvimento do ictioplâncton (Ovo, LV: larval vitelínico, PF: pré-flexão, F+: flexão + pós-flexão + juvenil) em função da distância (km) da barragem da usina hidrelétrica Santo Antônio, no sentido montante – jusante.

O teste da razão de verossimilhança entre os modelos nulo (M0), só com o intercepto, e os modelos com os efeitos do Local e do Grau de Desenvolvimento das larvas (M1) foram significativos para todas as ordens (Tabela 4, teste M0 x M1). Da mesma forma, o teste da razão de verossimilhança também apontou efeito significativo na interação entre estes dois efeitos (M2) para os modelos ajustados para as quatro ordens (Tabela 4, testes M1 x M2). Com base nesses resultados, é possível concluir que a densidade média de larvas variou entre os locais estudados, de maneira distinta entre os diferentes graus de desenvolvimento das larvas de cada ordem.

Considerando o modelo que indexou os locais conforme sua Distância da Barragem, observa-se que, para todas as ordens, o modelo com efeito quadrático na distância foi o selecionado com relação aos modelos nulo e com efeito linear (Tabela 4, testes M0 x F1 e F1 x F2). Contudo, para os Characiformes, os diferentes Graus de Desenvolvimento só apresentaram efeito significativo no intercepto, enquanto para as demais ordens, os coeficientes de graus um e dois da distância variaram conforme o Grau de Desenvolvimento (Tabela 4, testes F2 x F3). Dessa forma, as Distâncias Críticas de larvas vitelínicas, pré-flexionadas e já flexionadas são as mesmas para os Characiformes e distintas para as demais ordens.

**Tabela 4.** Resultados dos ajustes de cada modelo (Grau de liberdade do resíduo: G.L. Resíduo; e Critério de Informação de Akaike: AIC) e do teste da razão de verossimilhança (Teste: modelos comparados LR: Estatística do teste; GL.LR: graus de liberdade da estatística do teste; p-valor do teste) para cada um dos dois conjuntos de modelos aninhados e ordem. O primeiro conjunto de modelos indexou a distribuição espacial por um fator (Local) e o segundo por meio de uma variável contínua (Distância da Barragem - Dist).

Ordem	Conjuntos	Modelos	G.L. Resíduo	AIC	$\Delta$ AIC	Teste	LR	GL. LR	p-valor
Characiformes	1º conjunto de modelos aninhados (Local: fator)	M0: Nulo	575	2878,3	141,9				
		M1: Local+GD	570	2742,9	6,5	M0 x M1	145,4	5	< 0,001
		M2: Local*GD	564	2736,4	0	M1 x M2	18,6	6	0,005
	2º conjunto de modelos aninhados (Distância: contínua)	F1: Dist+GD	572	2760,3	23,9	M0 x F1	124,0	3	< 0,001
		F2: Dist+Dist <sup>2</sup> +GD	571	2741,1	4,7	F1 x F2	21,2	1	< 0,001
		F3: Dist*GD+Dist <sup>2</sup> *GD	567	2741,8	5,4	F2 x F3	7,3	4	0,120
Siluriformes	1º conjunto de modelos aninhados (Local: fator)	M0: Nulo	575	2919,2	200,9				
		M1: Local+GD	570	2746,0	27,7	M0 x M1	183,2	5	< 0,001
		M2: Local*GD	564	2718,3	0	M1 x M2	39,7	6	< 0,001
	2º conjunto de modelos aninhados (Distância: contínua)	F1: Dist+GD	572	2758,1	39,8	M0 x F1	167,1	3	< 0,001
		F2: Dist+Dist <sup>2</sup> +GD	571	2750,5	32,2	F1 x F2	9,6	1	0,002
		F3: Dist*GD+Dist <sup>2</sup> *GD	567	2740,8	22,5	F2 x F3	17,7	4	0,001
Perciformes	1º conjunto de modelos aninhados (Local: fator)	M0: Nulo	575	1201,1	182,3				
		M1: Local+GD	570	1029,9	11,1	M0 x M1	181,2	5	< 0,001
		M2: Local*GD	564	1023,9	5,1	M1 x M2	18,0	6	0,006
	2º conjunto de modelos aninhados (Distância: contínua)	F1: Dist+GD	572	1036,9	18,1	M0 x F1	170,2	3	< 0,001
		F2: Dist+Dist <sup>2</sup> +GD	571	1032,3	13,5	F1 x F2	6,7	1	0,010
		F3: Dist*GD+Dist <sup>2</sup> *GD	567	1018,8	0	F2 x F3	21,5	4	< 0,001
Clupeiformes	1º conjunto de modelos aninhados (Local: fator)	M0: Nulo	575	1775,7	99,7				
		M1: Local+GD	570	1689,2	13,2	M0 x M1	96,4	5	< 0,001
		M2: Local*GD	564	1678,5	2,5	M1 x M2	22,7	6	< 0,001
	2º conjunto de modelos aninhados (Distância: contínua)	F1: Dist+GD	572	1716,2	40,2	M0 x F1	65,5	3	< 0,001
		F2: Dist+Dist <sup>2</sup> +GD	571	1687,2	11,2	F1 x F2	30,9	1	< 0,001
		F3: Dist*GD+Dist <sup>2</sup> *GD	567	1676,0	0	F2 x F3	19,3	4	0,001

A Densidade Crítica (máxima) de larvas, de todos os estádios de desenvolvimento, da ordem Characiformes foi estimado a ocorrer 53,5 km a montante da barragem (Tabela 5), aproximadamente no meio do reservatório (Figura 3). Embora a Distância Crítica seja a mesma, as densidades médias, nesta Distância, são distintas entre os Graus de Desenvolvimento, sendo estimadas em 1,32, 26,50 e 1,01 larvas/50 m<sup>3</sup> para os estádios larval vitelínico, pré-flexão e flexão+ (flexão, pós-flexão e juvenis), respectivamente (Tabela 5 e Fig. 3). Ainda, este modelo (F2) prediz o mesmo Risco Crítico para as larvas de todos os estádios de desenvolvimento, que aponta que as Densidades Críticas foram significativamente maiores (3,34 vezes) do que a densidade média predita na barragem (Tabela 5).

Ainda para os Characiformes, pelo modelo M2, a parte média do reservatório apresenta uma densidade média de larvas vitelínicas 5,94 vezes maior do que a parte baixa (Tabela 5), mostrando uma alta taxa de desaparecimento entre estes trechos. Para as larvas

pré-flexionadas, em média, a parte baixa foi a que apresentou a menor densidade, inclusive se comparado a jusante da barragem da UHESA (Tabela 5). No entanto, embora essas diferenças não tenham sido significativas, há a possibilidade dessa tendência de aumento, a jusante da barragem, ser uma consequência do desenvolvimento das larvas vitelínicas, presentes em maiores densidades na parte média do reservatório. As larvas em estádios de flexão+ apresentaram uma densidade média, na parte alta do reservatório, equivalente a 32% da densidade média na parte baixa (Tabela 5), o que indica que há desenvolvimento de larvas dentro do reservatório, alcançando a parte baixa. Contudo, a densidade média de larvas em flexão+, a jusante da barragem, representou 13% (estatisticamente menor) da densidade média na parte baixa do reservatório (Tabela 5). Estes resultados podem sugerir que o maior risco de desaparecimento das larvas já flexionadas, dos Characiformes, ocorra no último trecho da parte baixa do reservatório (últimos 10 km), próximo à barragem.

Para as larvas vitelínicas da ordem Siluriformes, a única parte que diferiu significativamente da parte baixa do reservatório foi a alta, que apresentou aproximadamente 26% da sua densidade (Tabela 5). Por outro lado, para as larvas pré-flexionadas desta mesma ordem, a parte média apresentou densidade média 3,9 vezes maior que a da parte baixa, sendo a única significativamente diferente dela (Tabela 5). As densidades médias de larvas já flexionadas, dos Siluriformes, nas partes alta e média e jusante da barragem, foram significativamente menores do que a densidade média na parte baixa do reservatório (Tabela 5).

Ainda para os Siluriformes, a Distância Crítica de larvas vitelínicas foi estimada para as imediações da barragem, aproximadamente 7 km a montante da mesma (Tabela 5 e Figura 3), indicando que esse grupo deve estar desovando dentro do reservatório, ou em algum tributário que nele deságue (rio Jaci-Paraná), onde as larvas também estão eclodindo. Para larvas pré-flexionadas, a Distância Crítica ocorreu a aproximadamente 64 km a montante da barragem, enquanto a Distância Crítica das larvas já flexionadas ocorreu a aproximadamente 39 km a montante da barragem, isto é, 25 km a jusante da Distância Crítica de larvas pré-flexionadas (Tabela 5 e Figura 3).

As larvas pré-flexionadas foram as que apresentaram maior Densidade Crítica, aproximadamente 10,5 larvas/50 m<sup>3</sup>, 3,38 vezes maior do que a densidade média estimada junto à barragem (Parte baixa) (Tabela 5). Esta redução na densidade, porém, foi significativa apenas entre as partes média (3,9 vezes maior) e baixa do reservatório, e não entre a parte baixa e a jusante da barragem (Tabela 5).

Para as larvas já flexionadas de Siluriformes, as partes alta e média do reservatório e a jusante da barragem tiveram densidades significativamente menores, representando, respectivamente, 15, 34 e 9% da densidade média da parte baixa (Tabela 5). Dessa forma, é possível inferir que a maior densidade de larvas pré-flexionadas, na parte média com relação à parte baixa, seja, em parte, devido ao desenvolvimento destas larvas para o estágio de flexão, justificando a maior densidade de larvas flexionadas na parte baixa. Contudo, o risco de desaparecimento das larvas já flexionadas foi elevado no último trecho do reservatório (últimos 10 km), próximo à barragem, dado que a densidade média da jusante representou 9% da densidade média da parte baixa (Tabela 5).

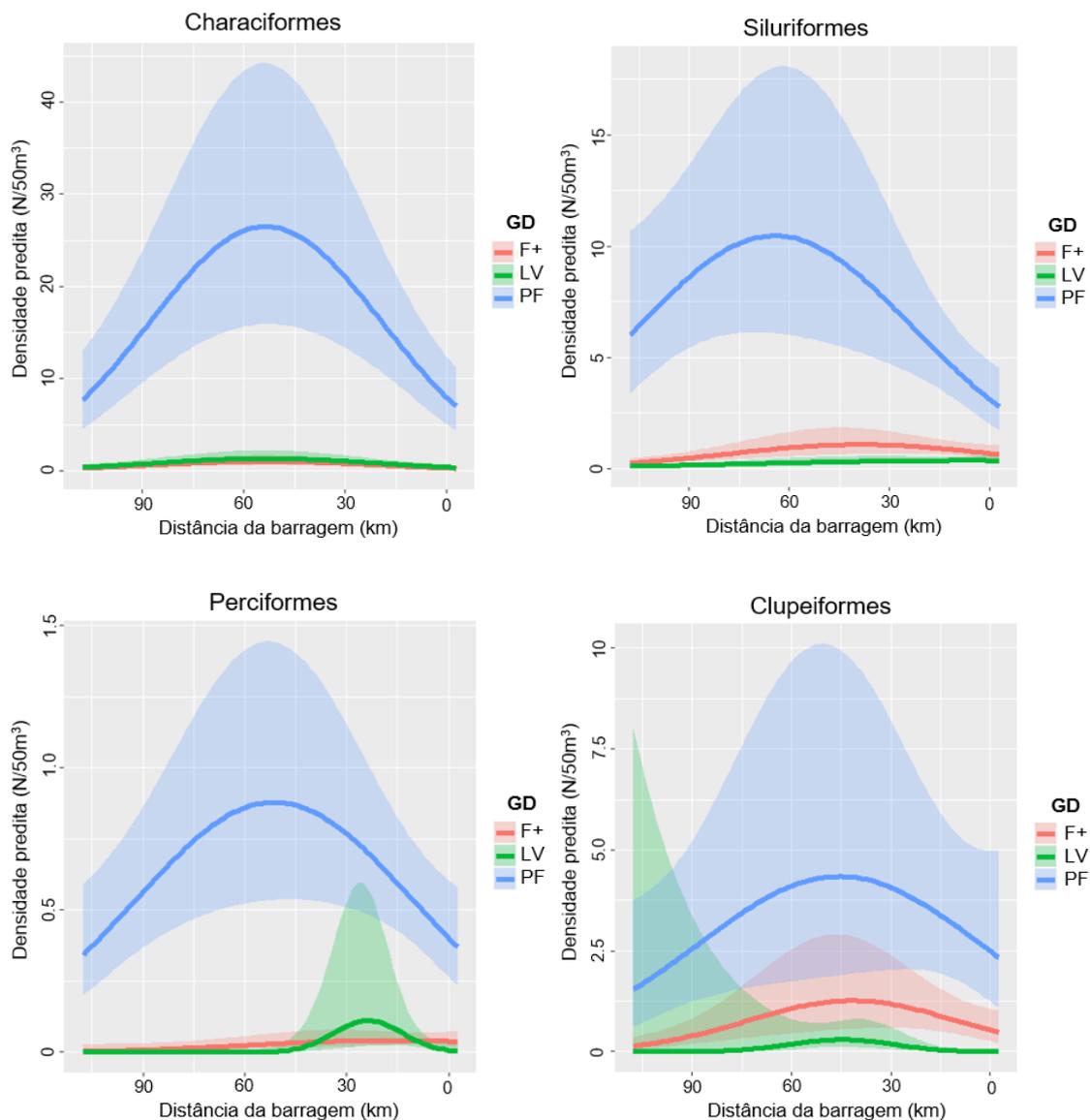
Tanto para a ordem Perciformes quanto para Clupeiformes, foi possível observar algumas estimativas não compatíveis com a variação dos dados obtidos (irreais) e com pouca precisão, em especial para as densidades médias de larvas vitelínicas na parte alta do reservatório (Tabela 5), provavelmente, devido ao reduzido número de larvas amostradas dessas ordens, nessa parte.

Para os Perciformes, a Distância Crítica foi estimada a 23,6 km a montante da barragem, com densidade média de 0,11 larvas/50 m<sup>3</sup>, valor 15,28 vezes maior, porém não significativo (estimativa com baixa precisão) do que a densidade média prevista próxima à barragem (Tabela 5 e Figura 3). Pelas estimativas do modelo M2 é possível corroborar esses resultados, sendo que a parte média do reservatório e a jusante da barragem representaram apenas 9% da densidade média da parte baixa (Tabela 5), o que evidencia o padrão previsto pelo modelo F3 (ver Figura 3). Estes resultados sugerem alguma atividade reprodutiva, dessa ordem, no interior do reservatório, com eclosão das larvas próximo ao terço final do reservatório. No entanto, essas larvas vitelínicas estão desaparecendo rapidamente neste último trecho, não alcançando a jusante da barragem. Para as larvas pré-flexionadas, este padrão não foi significativamente evidente, visto que nenhum Local teve densidades dessas significativamente diferentes da parte baixa do reservatório (Tabela 5). A Distância Crítica, para essas larvas, foi a aproximadamente 51 km a montante da barragem, com Densidade Crítica de 0,88 larvas/50 m<sup>3</sup>, aproximadamente 2,2 vezes maior do que a densidade média próxima à barragem (Tabela 5).

As densidades de larvas flexionadas de Perciformes foram significativamente menores apenas na parte alta do reservatório, quando comparado à parte baixa, embora as densidades nas demais partes também sejam menores que nessa, ainda que de maneira não significativa. A Densidade Crítica dessas larvas ocorreu na Distância Crítica a 16,7 km da barragem, estatisticamente igual à densidade média próxima a ela (Tabela 5). Estes resultados podem sugerir que as larvas têm se desenvolvido até a parte baixa do reservatório, onde há maior densidade de larvas flexionadas.

**Tabela 5.** Estimativas pontuais ( $\hat{\beta}$ ) e intervalares (IC), com 95% de confiança, dos parâmetros de interesse obtidas pelos melhores modelos de cada conjunto de modelos aninhados para cada grau de desenvolvimento do ictioplâncton (Flexionadas+: Flexão + Pós-flexão + Juvenil) e ordem. \* no modelo M2 representam estimativas significativamente distintas de 1, e, nos modelos F2 e F3 estimativas significativamente distintas de zero para a Distância Crítica e de 1 para o Risco Crítico.

Ordem	Modelos	Estatísticas	Larval vitelínica		Pré-flexão		Flexionadas+	
			$\hat{\beta}$	IC	$\hat{\beta}$	IC	$\hat{\beta}$	IC
Characiformes	M2	R <sub>Alta</sub>	0,88	(0,30; 2,56)	1,22	(0,43; 3,44)	0,32*	(0,11; 0,94)
		R <sub>Média</sub>	5,94*	(2,07; 17,08)	2,27	(0,80; 6,40)	0,63	(0,22; 1,81)
		R <sub>Jusante</sub>	0,65	(0,22; 1,91)	1,56	(0,55; 4,40)	0,13*	(0,05; 0,40)
	F2	Distância <sub>crítica</sub>	53,50*	(47,49; 59,50)	53,50*	(47,49; 59,50)	53,50*	(47,49; 59,50)
		Densidade <sub>crítica</sub>	1,32	(0,79; 2,21)	26,50	(15,9; 44,17)	1,01	(0,60; 1,69)
		Risco <sub>crítico</sub>	3,34*	(1,91; 5,86)	3,34*	(1,91; 5,86)	3,34*	(1,91; 5,86)
Siluriformes	M2	R <sub>Alta</sub>	0,26*	(0,10; 0,63)	2,05	(0,92; 4,56)	0,15*	(0,06; 0,34)
		R <sub>Média</sub>	0,75	(0,33; 1,75)	3,91*	(1,76; 8,68)	0,34*	(0,15; 0,76)
		R <sub>Jusante</sub>	0,95	(0,41; 2,19)	1,20	(0,54; 2,67)	0,09*	(0,04; 0,20)
	F3	Distância <sub>crítica</sub>	6,73	(-84,66; 98,13)	64,29*	(50; 78,57)	38,62*	(23,2; 54,03)
		Densidade <sub>crítica</sub>	0,36	(0,24; 0,53)	10,46	(6,07; 18,03)	1,07	(0,64; 1,80)
		Risco <sub>crítico</sub>	1,01	(0,85; 1,20)	3,38*	(1,58; 7,24)	1,61	(0,82; 3,15)
Perciformes	M2	R <sub>Alta</sub>	0,00	(0,00; >999)	0,55	(0,26; 1,18)	0,09	(0,00; 0,53)
		R <sub>Média</sub>	0,09*	(0,00; 0,54)	1,29	(0,61; 2,71)	0,69	(0,21; 2,22)
		R <sub>Jusante</sub>	0,09*	(0,00; 0,54)	0,50	(0,23; 1,08)	0,85	(0,27; 2,64)
	F3	Distância <sub>crítica</sub>	23,56*	(18,06; 29,06)	51,34*	(40,72; 61,96)	16,70	(-27,85; 61,24)
		Densidade <sub>crítica</sub>	0,11	(0,02; 0,57)	0,88	(0,54; 1,44)	0,04	(0,02; 0,07)
		Risco <sub>crítico</sub>	15,28	(0,92; 253,36)	2,19*	(1,11; 4,30)	1,09	(0,63; 1,87)
Clupeiformes	M2	R <sub>Alta</sub>	0,00	(0,00; >999)	0,60	(0,16; 2,21)	0,12*	(0,03; 0,46)
		R <sub>Média</sub>	14,49*	(3,11; 72,97)	1,84	(0,50; 6,73)	0,74	(0,20; 2,73)
		R <sub>Jusante</sub>	0,19	(0,01; 1,79)	1,04	(0,29; 3,82)	0,21*	(0,06; 0,80)
	F3	Distância <sub>crítica</sub>	44,87*	(27,96; 61,79)	45,39*	(23,31; 67,48)	41,62*	(28,06; 55,18)
		Densidade <sub>crítica</sub>	0,30	(0,12; 0,76)	4,34	(1,89; 9,97)	1,27	(0,56; 2,85)
		Risco <sub>crítico</sub>	62,70*	(9,82; 400,46)	1,74	(0,58; 5,23)	2,38	(0,81; 6,95)



**Figura 3.** Densidades médias (indivíduos/50 m<sup>3</sup> de água filtrada) previstas e seus intervalos de confiança de 95% (área sombreada) para cada grau de desenvolvimento das larvas (LV: larval vitelínico, PF: pré-flexão, F+: flexão + pós-flexão + juvenil) de cada ordem em função da distância (km) da barragem da usina hidrelétrica Santo Antônio (UHESA), no sentido montante – jusante.

Por fim, para os Clupeiformes, embora o modelo F3 tenha sido significativamente mais parcimonioso do que o modelo F2, isto é, a interação entre o efeito da distância e os graus de desenvolvimento larval tenha sido significativa (Tabela 4), estimou-se que as Distâncias Críticas são muito próximas. Para as larvas vitelínicas e pré-flexionadas, esta Distância foi a aproximadamente 45 km a montante da barragem, com Densidades Críticas de 0,3 e 4,3 larvas/50 m<sup>3</sup>, respectivamente (Tabela 5 e Figura 3). Para as larvas já flexionadas, a Densidade Crítica foi de 1,3 larvas/50 m<sup>3</sup>, na Distância Crítica de 42 km a montante da barragem (Tabela 5 e Figura 3).

As larvas vitelínicas de Clupeiformes tiveram uma densidade esperada, na parte média, 14,5 vezes maior do que a densidade média na parte baixa (Tabela 5). A densidade média a jusante da barragem representou aproximadamente 20% da densidade média na parte baixa do reservatório, tanto para as larvas vitelínicas quanto para as larvas já flexionadas (Tabela 5). Também para as larvas já flexionadas, na parte alta do reservatório, essas densidades representaram 12% daquelas da parte baixa. Assim, há indícios de que esteja ocorrendo eclosão de larvas de Clupeiformes no interior do reservatório, mas que larvas vitelínicas aparentemente estejam desaparecendo da parte média até a parte baixa do reservatório e a jusante da barragem.

### 3.4 DISCUSSÃO

Os reservatórios e as barragens hidrelétricas podem afetar negativamente tanto a reprodução, pela remoção de condições apropriadas para a maturação gonadal ou para os movimentos migratórios, quanto o recrutamento de espécies de peixes (Humphries & Lake, 2000), impedindo ou dificultando o processo de deriva descendente do ictioplâncton (Pelicice & Agostinho, 2008; Pelicice *et al.*, 2015; Hegg *et al.*, 2015). Os resultados deste estudo demonstram atividade reprodutiva de peixes, tanto a montante da UHE Jirau, quanto no interior do reservatório da UHE Santo Antônio (UHESA). Há indícios, ainda, de que parte do ictioplâncton esteja transpondo a barragem da UHESA, alcançando sua jusante, onde encontram o restante do rio livre de barramentos.

Foram encontradas densidades muito baixas de ovos e larvas vitelínicas entrando no reservatório da UHE Santo Antônio, o que pode ser reflexo de reprodução incipiente próximo à montante da barragem da UHE Jirau (efeitos na reprodução, Humphries & Lake, 2000) ou, ainda, existência de atividade reprodutiva, com transposição insuficiente do ictioplâncton pela barragem deste empreendimento (efeitos no recrutamento, Humphries & Lake, 2000). Barthem *et al.* (2014), no entanto, registraram equivalência entre os números de ovos amostrados na parte alta do reservatório da UHE Jirau, próximo à confluência dos rios Madeira e Abunã, e nas proximidades de sua barragem, indicando intensidade reprodutiva similar em ambos os trechos. Desta forma, é possível que as larvas recém-eclodidas sejam retidas no reservatório da UHE Jirau, sendo impedidas de transpô-lo, uma vez que apresentam elevada gravidade específica (Halverson *et al.*, no prelo) e ainda reduzida capacidade de deslocamento. Por outro lado, as consideráveis densidades de larvas em estádios de pré-flexão e flexão+, na parte alta do reservatório da UHE Santo Antônio, apontam para a ocorrência de desovas nos trechos mais a montante da UHE Jirau.

Quando as ordens mais representativas (Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Clupeiformes) foram analisadas separadamente, foi possível identificar atividade reprodutiva de todas elas no interior do reservatório da UHESA. Na região, Characiformes é representada por um grande número de famílias e espécies, sendo, nesse estudo, a maioria das larvas amostradas em estágio larval vitelínico, identificadas como pertencentes às famílias Anostomidae e Curimatidae. Ocorrência dominante dessas famílias, entre outras, foram relatadas nas assembleias de 77 reservatórios inventariados por Agostinho *et al.* (2007a) e, ao menos para Curimatidae, suas adaptações para hábitos alimentares detritívoros/iliófagos são favorecidas em ambientes represados, devido à

tendência de reservatórios possuírem grandes quantidades de detritos, o que facilita a exploração de alimentos por essas espécies (Agostinho *et al.*, 1999).

Para os Siluriformes, devido à dificuldade em se identificar os estádios mais iniciais de desenvolvimento das espécies dessa ordem (Orsi *et al.*, 2016), não é possível inferir quais os grupos (famílias/gêneros) responsáveis pela atividade reprodutiva observada. Porém, se considerada a possibilidade dessa reprodução ser, ao menos em partes, oriunda do gênero taxonômico com maior representatividade na captura de larvas nos estádios larval vitelínico e pré-flexão, importância seria dada às espécies do gênero *Hypophthalmus*. Esses Pimelodidae, diferentemente de muitos representantes desta família, não se tratam de espécies que realizam grandes migrações reprodutivas e, por apresentarem adaptações para explorar recursos da região pelágica, tornam-se abundantes em diversos reservatórios (Agostinho *et al.*, 2007a).

A ordem Perciformes, nesse estudo, é representada, em sua maioria, por indivíduos da família Sciaenidae. Segundo a categorização proposta por Winemiller *et al.* (1989), as espécies dessa família possuem estratégia reprodutiva baseada na produção de grandes ninhadas e com baixo investimento com a prole. Além disso, costumam exibir vários episódios de desova ao longo do ano. Seus ovos são pelágicos e com gotícula de óleo (Al-Okailee, 2015) e as larvas resistentes a baixas concentrações de oxigênio (Baumgartner *et al.*, 2003), podendo explorar as regiões pelágicas. Essas características devem ser benéficas à reprodução bem-sucedida das espécies desse gênero em reservatórios, conforme constatado para outros reservatórios brasileiros, inclusive de bacias onde espécies dessas famílias foram introduzidas (e.g. Canelós & Benedito-Cecílio, 2002; Sousa *et al.*, 2015).

Em relação à ordem Clupeiformes, as espécies amostradas são pertencentes às famílias Engraulidae e Pristigasteridae, tipicamente compostas por espécies de origem marinha (Queiroz *et al.*, 2013). As espécies de Engraulidae normalmente habitam regiões pelágicas e, assim como os Sciaenidae, apresentam estratégias oportunistas, com ovos flutuantes devido à presença de lipídeos (Freitas *et al.*, 2008). O sucesso de espécies dessa ordem, em reservatórios, já foi registrado para alguns reservatórios brasileiros, dentre eles os de Peixe Angical (Pinto *et al.*, 2008), Três Marias (Souza, 2013) e Lajeado (Agostinho *et al.*, 2007b), em que os autores relatam o fato de Clupeiformes serem capazes de reproduzir nesses ambientes.

Assim, no que se refere aos efeitos que os reservatórios podem ter sobre a reprodução das espécies de peixes, ao menos para os grupos mais representativos das ordens consideradas, não foram limitantes para impedir suas atividades reprodutivas. É possível que as características adaptativas para exploração das regiões pelágicas, pouco comuns entre as espécies neotropicais de água doce (Gomes & Miranda, 2001), porém congruentes nas espécies de pelo menos duas das ordens que neste trabalho demonstraram atividade reprodutiva, e, ainda, as estratégias oportunistas destas espécies, sejam importantes, permitindo reprodução bem-sucedida delas no interior do reservatório em questão.

Por outro lado, no que se refere ao recrutamento das espécies, quanto ao processo de deriva descendente do ictioplâncton, há diversos fatores envolvidos, intrínsecos e extrínsecos aos organismos. Entre os fatores intrínsecos, a capacidade de flutuação e o

grau de desenvolvimento devem ser os mais importantes (Halverson *et al.*, no prelo). Entre os fatores extrínsecos, as condições hidráulicas, como a velocidade e turbulência da água, e limnológicas, em especial a transparência e a concentração de oxigênio dissolvido, estão entre as principais forças para o sucesso desta deriva (Pelicice *et al.*, 2015).

Neste estudo foi encontrado um padrão crescente na densidade de ovos e larvas vitelínicas no reservatório da UHE Santo Antônio, com maiores densidades do seu terço final até a jusante de sua barragem, o que sugere, além de ocorrência de desovas dentro deste reservatório, também ausência de severidade nos processos de sedimentação e mortalidade dos ovos. Os ovócitos tendem à rápida sedimentação devido à sua elevada gravidade específica e, após fecundados, quando são hidratados e têm sua flutuabilidade aumentada, necessitam de correntes de água para impulsioná-los de volta à coluna d'água (Halverson *et al.*, no prelo). Este impulso não é propiciado no interior de grande parte dos reservatórios hidrelétricos, que possuem características praticamente lânticas, impedindo, assim, a continuidade do processo de deriva dos ovos (Pompeu *et al.*, 2011; Pelicice *et al.*, 2015). O mesmo deve acontecer para as larvas vitelínicas, recém eclodidas, que sofrem aumento acentuado na sua gravidade específica (Halverson *et al.*, no prelo) e que, concomitantemente ao fato de ainda não possuírem o sistema locomotor desenvolvido, tornam-se mais vulneráveis à sedimentação e à predação.

Dessa forma, a possibilidade de ovos e larvas vitelínicas estarem transpondo o reservatório e a barragem da UHESA pode ser resultado do baixo tempo de residência da água do reservatório deste empreendimento, que varia de um dia, nos meses de cheia, a 6 - 9 dias, nos meses de seca, além da elevada turbidez, característica do rio Madeira, que deve contribuir para redução da predação dos ovos e larvas por outros organismos (Pelicice *et al.*, 2015). Ainda, como já discutido, alguns grupos, como Clupeiformes e Perciformes, apresentam adaptações, como gotículas de óleo nos ovos (Freitas *et al.*, 2008; Al-Okailee, 2015), que favorecem sua flutuabilidade e transposição por ambientes mais lânticos, conforme encontrado no reservatório de Lajeado (Agostinho *et al.*, 2007b). Porém, na impossibilidade de realizar a identificação taxonômica dos ovos que estão à deriva pelo reservatório da UHESA, a análise das larvas individualizada por ordens foi benéfica no esclarecimento de algumas questões.

A ordem Characiformes foi a que apresentou a maior Densidade Crítica de larvas vitelínicas, com predição de ocorrerem na parte média do reservatório, com elevado risco de desaparecimento até a barragem e a sua jusante. A hipótese de redução nas densidades, desse estágio de desenvolvimento, não parece ser resultado do processo de desenvolvimento larval, uma vez que não foi observado incremento de larvas em pré-flexão nos trechos mais inferiores. Assim, é razoável inferir que, ao menos uma fração destas reduções ocorram devido à sedimentação e à predação, processos aos quais esses estágios de desenvolvimento são mais vulneráveis (Halverson *et al.*, no prelo). Por outro lado, a grande diversidade de estratégias e táticas reprodutivas das várias famílias que compõem a ordem Characiformes (Lowe-McConnell, 1999), com 11 delas identificadas neste estudo, podem ser responsáveis por uma amplitude nos tempos de desenvolvimento das larvas e nas preferências por habitats. Estes fatores, por sua vez, poderiam resultar em homogeneização espacial destas larvas em estágio de pré-flexão, justificando, em

partes, a ausência de um gradiente significativo ao longo do reservatório nas densidades destas larvas.

Além disto, também foi observado um potencial desaparecimento de larvas já flexionadas de Characiformes entre os últimos 10 km do reservatório, com baixa densidade transpondo a barragem da UHESA. Estas larvas já devem apresentar um sistema locomotor mais desenvolvido, tornando-as menos vulneráveis à sedimentação e mais aptas a evitar predação (Araujo-Lima, 1994, Lucas & Baras *et al.*, 2001). Assim, o desaparecimento destas larvas pode ser reflexo de deslocamento para micro-habitats em busca de alimento e refúgio (Oliveira & Ferreira, 2008) como, por exemplo, regiões marginais, que simulem as condições de lagoas marginais utilizadas como áreas de berçários de muitas espécies dessa ordem (Gomes & Agostinho, 1997; Nakatani *et al.*, 1997). Neste caso, estas larvas estariam se desenvolvendo dentro do reservatório e não estariam transpondo a barragem, ao menos nestes estádios de desenvolvimento.

Para a ordem Siluriformes, ao contrário do observado para Characiformes, a redução nas densidades de larvas em pré-flexão, a partir da parte média do reservatório da UHESA deve estar associada ao desenvolvimento larval, uma vez que houve incremento de larvas em estágio de flexão+ na parte baixa do reservatório. Para estas, contudo, houve redução significativa entre as densidades da parte baixa do reservatório até a jusante da barragem, indicando relevante desaparecimento deste grupo nos últimos 10 km de reservatório. Estas reduções podem ser decorrência tanto de mortalidade, quanto de deslocamento dos indivíduos para outros habitats, não amostrados no escopo deste estudo. Esta última suposição pode ser reforçada pelo fato de os principais representantes desta ordem, neste trabalho, serem migradores da família Pimelodidae que, a exemplo das larvas do gênero *Brachyplatystoma* (Cella-Ribeiro *et al.*, 2015, Vasconcelos *et al.*, Tópico 1), podem utilizar o estrato mais profundo do leito do rio para deriva, facilitada pela tolerância de várias dessas espécies a baixas concentrações de oxigênio (Fanta-Feofiloff, 1983).

Assim, os resultados deste estudo indicam que esteja ocorrendo tanto reprodução quanto deriva do ictioplâncton pelo reservatório da UHE Santo Antônio. O baixo tempo de residência da água neste reservatório e a alta turbidez do rio Madeira devem ser importantes para evitar que ovos e larvas de peixes sofram drásticos índices de sedimentação e predação, de maneira que possam atingir as áreas a jusante de sua barragem, onde encontram o rio livre de represamentos. Entretanto, quando analisadas as ordens taxonômicas separadamente, todas elas, Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Clupeiformes, apresentaram, tanto atividade reprodutiva, quanto desaparecimento de pelo menos algum de seus estádios de desenvolvimento larval ao longo do reservatório. Aparentemente, o trecho mais crítico para as reduções nestas densidades corresponde aos últimos 10 km do reservatório e, estas reduções podem ser resultado das características da deriva dos grupos ou de mortalidade propiciada neste ambiente aos estádios larvais mais suscetíveis.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A., Júlio Júnior, 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 Itaipu. Maringá, Revista Unimar, 14: 89-107.
- Agostinho, A.A., Zalewski, M. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia*, 303:141-148.
- Agostinho, A.A. 1997. Qualidade dos habitats e perspectivas para a conservação. Pp. 445-460. In: Vazzoler, A.E.A.M., Agostinho, A.A., Hahn, N.S. (Eds.). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, Eduem, 460p.
- Agostinho, A.A. Miranda, L.E., Bini, L.M., Gomes, L.C., Thomaz, S.M., Suzuki, H I. 1999. Patterns of colonization in Neotropical Reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi, J.G., Straskraba, M. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Pp. 227-265. Backhuys Publishers: The Netherlands.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Fernandez, D.R., Suzuki, H.I. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *Rivers Research and Applications*, 18 (3): 299-306.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Suzuki, H.I., Júlio Jr., H.F. 2003. Migratory fishes of the upper Paraná River basin, Brazil. In: Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., Baer, A. (Eds.) *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Victoria: World Fisheries Trust. p. 19 - 99.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M. 2007a. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501p.
- Agostinho, A.A., Marques, E.E., Agostinho, C.S., Almeida, D.A., Oliveira, R.J., Melo, J.R.B., 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes?. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 121-130.
- 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. *Brazilian Journal of Biology*, 68 (4): 1119-1132.
- Agostinho, C.S., Pelicice, F.M., Marques, E.E. 2009. Reservatório de Peixe Angical: bases Ecológicas para o manejo da ictiofauna. São Carlos: Rima. 179p.
- Agostinho, A.A., Agostinho, C.S., Pelicice, F.M., Marques, E.E. 2012. Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? *Neotropical Ichthyology*, 10(4): 687-696.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C.L., Ortega, J.C.G., Pelicice, F.M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173: 26-36.

- Akaike, H. 1973. Information theory and the extension of the maximum likelihood principle. Pages 267–281 in B. N. Petrov, and F. Czaki, editors. Proceedings of the International Symposium on Information Theory. *Akademia Kiadoo*, Budapest, Hungary.
- Al-Okailee, M.T.K. 2015. Morphological and taxonomic study of eggs of some fish families with a reference to their abundance in the North West of Arabian Gulf. *Mesopotamian Journal of Marine Science*, 30 (1): 57-66.
- Antonio, R.R., Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Bailly, D., Okada, E.D., Dias, J.H.P. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 177-184.
- Araujo-Lima, C.A.R.M. 1994. Egg size and larval development in Central Amazonian fish. *Journal of Fish Biology*, 44: 371-389.
- Araujo-Lima, C.A.R. M., Oliveira, E.C. 1998. Transport of larval fish in the Amazon. *Journal of Fish Biology*, 53: 297-306.
- Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baigun, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A., Almeida-Val, V.M.F., Val, A.L., Torres, R.A., Jimenes-Segura, L.F., Giarrizzo, T., Fabré, N.N., Batista, V.S., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P., Corrêa, M.F.M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76: 2118-2176.
- Barthem, R.B., Ribeiro, M.C.L.B., Petrere Jr., M. 1991. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon basin. *Biological Conservation*, 55: 339-345.
- Barthem, R., Costa, M.C., Cassemiro, F., Leite, R.G.; Silva Jr., N. 2014. Diversity and Abundance of Fish Larvae Drifting in the Madeira River, Amazon Basin: Sampling Methods Comparison. In: Grillo, O. (Ed). *Biodiversity: the dynamic balance of the planet*. DOI: 10.5772/57404.
- Baumgartner, M.S.T., Nakatani, K., Baumgartner, G., Makrakis, M.C. 2003. Spatial and temporal distribution of “curvina” larvae (*Plagioscion squamosissimus* Heckel, 1840) and its relationship to some environmental variables in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(3): 381-391.
- Carnelós, R.C., Benedito-Cecilio, E. 2002. Reproductive strategies of *Plagioscion squamosissimus* Heckel, 1840 (Osteichthyes Sciaenidae) in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45 (3): 317-324.
- Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., Baer, A. (Eds.) 2003. *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. World Fisheries Trust, The World Bank, Ottawa, Canada.
- Cella-Ribeiro, A., Assakawa, L.F., Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Leite, R.G., Doria, C., Duponchelle, F. 2015. Temporal and spatial distribution of young *Brachyplatystoma* spp.

- (Siluriformes: Pimelodidae) along the rapids stretch of the Madeira River (Brazil) before the construction of two hydroelectric dams. *Journal of Fish Biology*, 86(4): 1429-1437.
- Duan, X., Liu, S., Huang, M., Qiu, S., Li, Z., Wang, K., Chen, D. 2009. Changes in abundance of larvae of the four domestic Chinese caps in the middle reach of the Yangtze River, China, before and after closing of the Three Gorges Dam. *Environmental Biology of Fishes*, 86: 13-22.
- Fanta-Feofiloff, E. 1983. Temperature and low oxygen tolerance in three species of freshwater Pimelodidae (Teleostei, Siluriformes). *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 26(4): 495-507.
- Ferraz de Lima, J.A. 1981. A pesca no Pantanal de Mato Grosso (rio Cuiabá: biologia e ecologia pesqueira). In: II Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca. Recife-PE, Anais: 503-516.
- Ferraz de Lima, J.A. 1986. A pesca no Pantanal de Mato Grosso (rio Cuiabá: importância dos peixes migradores). *Acta Amazonica*, 16: 87-94.
- Freitas, I.S., Marques, E.E., Melo, J.R.B., Araujo, E.S., Pinto, M.D.S. 2008. Composição e abundância do ictioplâncton na escada de Peixe Angical e suas imediações. Pp. 157-162. In: Agostinho, C.S., Pelicice, F.M., Marques, E.E. (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna.
- Godinho, A.L., Kynard, B. 2008. Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. *River Research and Applications*, 25: 702-712.
- Gomes, L.C., Agostinho, A.A. 1997. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner. *Fisheries Management and Ecology*, 4 (4): 263-274.
- 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. *Regulated rivers: Research & Management*, 17: 67-76.
- Halverson, M., Halverson, M., Agostinho, A.A., Fernandez, D.R., Barthem, R. No prelo. Neotropical ichthyoplankton buoyancy changes during early development.
- Hegg, J.C., Giarrizzo, T., Kennedy, B.P. 2015. Diverse early life-history strategies in migratory Amazonian catfish: implications for conservation and management. *PlosOne*. DOI:10.1371/journal.pone.0129697.
- Humphries, P., Lake, P.S. 2000. Fish larvae and the management of regulated rivers. *Regulated rivers: Research & Management*, 16: 421-432.
- Lindén, A., Mäntyniemi, S. 2011. Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. *Ecology*, 92: 1414-1421.
- Lowe-McConnell, R.L. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, EDUSP.

- Lucas, M., Baras, E. 2001. Migration of freshwater fishes. Oxford: Blackwell Publishing Ltd.
- McCullagh, P., Nelder, J.A. 1989. Generalized linear models. Second edition. Chapman and Hall, London, UK.
- Millar, R.B. 2011. Maximum Likelihood Estimation and Inference: With Examples in R, SAS and ADMB. John Wiley & Sons Ltd, United Kingdom. ISBN: 978-0-470-09482-2.
- Nakatani, K., Baumgartner, G., Cavicchioli, M. 1997. Ecologia de ovos e larvas de peixes. In Vazzoler, A.E.A. M., Agostinho, A.A., Hahn, N.S. (Eds) A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM, Maringá: 281-306.
- Nakatani, K., Agostinho, A.A., Baumgartner, G., Bialezki, A., Sanches, P.V., Makrakis, M.C., Pavanelli, C.S. 2011. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá: EDUEM. 378p.
- Oldani, N.O., Baigún, C.R.M., Nestler, J.M., Goodwin, R. A. 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? Neotropical Ichthyology, 5(2):89-102.
- Oliveira, E.C., Ferreira, E.J.G. 2008. Spawning areas, dispersion and microhabitats of fish larvae in the Anavilhanas Ecological Station, rio Negro, Amazonas State, Brazil. Neotropical Ichthyology, 6(4):559-566.
- Orsi, M.L., Almeida, F.S., Swarça, A.C., Claro-García, A., Vianna, N.C., Garcia, D.A.Z., Bialezki, A. (Orgs). 2016. Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema: uma avaliação para a conservação. Assis: Triunfal Gráfica e Editora, 136 p.
- Pelicice, F.M., Agostinho, A.A. 2008. Fish passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. Conservation Biology, 22: 180-188.
- Pelicice, F.M., Pompeu, P.S., Agostinho, A.A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. Fish and Fisheries, 16: 697-715.
- Pinto, M.D.S., Melo, J.R.B, Freitas, I.S., Ribeiro, C.P., Marques, E.E. 2008. Distribuição longitudinal da abundância de ovos e larvas de peixes no reservatório da UHE Peixe Angical. Pp. 111-117. In: Agostinho, C.S., Pelicice, F.M., Marques, E.E. (Org.). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna.
- Pompeu, P.S., Nogueira, L.B., Godinho, H.P., Martinez, C.B. 2011. Downstream passage of fish larvae and eggs through a small-sized reservoir, Mucuri River, Brazil. Zoologia, 28 (6): 739-746.
- Pompeu, P.S., Agostinho, A.A., Pelicice, F.M. 2012. Existing and future challenges: The concept of successful fish passage in South America. River Research and Applications, 28: 504-512.

- Pracheil, B.M., Mestil, G.E., Pegg, M.A. 2015. Movement through dams facilitates population connectivity in a large river. *River Research and Applications*, 31 (5): 517-525.
- Queiroz, L.J., Torrente-Vilara, G., Ohara, W.M., Pires, T.H.S., Zuanon, J., Doria, C.R.C. 2013. Peixes do rio Madeira. Volume I. Santo Antônio Energia: São Paulo. 413p.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Raabe, J.K., Hightower, J.E. 2014. Assessing distribution of migratory fishes and connectivity following complete and partial dam removals in a North Carolina River. *North American Journal of Fisheries Management*, 34: 955–969.
- Sousa, M.M.O., Lopes, S.I.M., Costa, R.S., Novaes, J.L.C. 2015. Population structure and reproductive period of two introduced fish species in a Brazilian semiarid region reservoir. *Revista de Biología Tropical*, 63(3): 727-739.
- Souza, R.C.R. 2013. Distribuição e composição do ictioplâncton no reservatório de Três Marias, MG, Brasil. Dissertação de Mestrado. Lavras, MG, Brasil.
- Suzuki, H. I., Agostinho, A.A. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. Pp. 163-182. In: Agostinho, A.A., Gomes, L.C. Reservatório de Segredo, bases ecológicas para o manejo. Maringá. Eduem, 387p.
- Tundisi, J.G. 1988. Impactos Ecológicos da Construção de Represas, Aspectos Específicos e Problemas de Manejo. In: Tundisi, J.G. (Ed.). *Limnologia e Manejo de Represas. Série Monografias em Limnologia. EESC – USP/CRHEA/ACIEP v. I, Tomo 1.*
- Vasconcelos, L.P., Alves, D.C., Gomes, L.C. 2014a. Spatial and temporal variations among fish with similar strategies: Patterns of reproductive guilds in a floodplain. *Hydrobiologia*, 726: 213-228.
- Vasconcelos, L.P., Alves, D.C., Gomes, L.C. 2014b. Fish reproductive guilds downstream of dams. *Journal of Fish Biology*, 85: 1489-1506.
- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática.* Maringá: Eduem, 169p.
- Venables, W.N., Ripley, B.D. 2002. *Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition.* Springer, New York. ISBN: 0-387-95457-0.
- White, G.C., Bennetts, R.E. 1996. Analysis of frequency count data using the negative binomial distribution. *Ecology*, 77: 2549–2557.
- Wilks, S.S. 1938. The Large-Sample Distribution of the Likelihood Ratio for Testing Composite Hypotheses. *The Annals of Mathematical Statistics* 9: 60–62. doi:10.1214/aoms/1177732360.
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225-241.

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., Petrere Jr., M., 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., A. Akama, van Soesbergen, A. & Sáenz, L. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351: 128-129.

APÊNDICE C - Número de indivíduos amostrados, entre os que foram identificados em uma das quatro ordens, Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Clupeiformes, bem como seu grau de desenvolvimento. O volume total filtrado para obtenção destes indivíduos foi de 73.282,85 m<sup>3</sup>. LV: Larval vitelínico; PF: Pré-flexão; F+: Já flexionadas (Flexão + Pós-Flexão + Juvenil).

Ordem	Família	Gênero	Grau de desenvolvimento			Total
			LV	PF	F+	
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus</i>	0	0	1	1
		<i>Schizodon</i>	0	3	2	5
		Não identificado	396	1720	21	2137
	Bryconidae	<i>Brycon</i>	5	14	184	203
	Characidae	<i>Hemigrammus</i>	0	0	2	2
		Não identificado	213	459	71	743
	Curimatidae	<i>Potamorhina</i>	120	1035	19	1174
		<i>Psectrogaster</i>	10	326	0	336
		Não identificado	107	4580	68	4755
	Cynodontidae	<i>Hydrolycus</i>	0	10	28	38
		<i>Rhaphiodon</i>	8	37	79	124
		Não identificado	38	52	3	93
	Erythrinidae	<i>Hoplias</i>	0	3	1	4
	Gasteropelecidae	Não identificado	0	52	10	62
	Hemiodontidae	<i>Anodus</i>	0	830	0	830
		<i>Hemiodus</i>	2	78	0	80
		Não identificado	105	3551	26	3682
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus</i>	0	30	1	31
		<i>Semaprochilodus</i>	0	14	0	14
		Não identificado	113	650	106	869
	Serrasalminidae	<i>Colossoma</i>	0	8	0	8
<i>Mylossoma</i>		0	1023	36	1059	
<i>Piaractus</i>		3	161	0	164	
<i>Serrasalmus</i>		0	0	8	8	
Triportheidae	<i>Engraulisoma</i>	0	0	2	2	
	<i>Triportheus</i>	0	1434	12	1446	
Não identificado	Não identificado	220	1797	25	2042	

Ordem	Família	Gênero	Grau de desenvolvimento			Total
			LV	PF	F+	
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchoviella</i>	3	137	67	207
		<i>Lycengraulis</i>	0	5	1	6
		Não identificado	78	617	40	735
	Pristigasteridae	<i>Pellona</i>	0	10	193	203
		Não identificado	0	7	4	11
	Não identificado	Não identificado	0	2837	332	3169
Perciformes	Cichlidae	Não identificado	0	0	1	1
	Eleotridae	<i>Microphilypnus</i>	1	11	58	70
	Sciaenidae	<i>Plagioscion</i>	3	39	67	109
		Não identificado	9	515	7	531
	Não identificado	Não identificado	0	16	0	16
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Auchenipterus</i>	0	147	3	150
		<i>Parauchenipterus</i>	0	0	3	3
		Não identificado	28	1816	30	1874
	Callichthyidae	Não identificado	0	2	8	10
	Cetopsidae	Não identificado	3	1	10	14
	Doradidae	<i>Anadoras</i>	0	0	2	2
		<i>Opsodoras</i>	0	0	1	1
		Não identificado	0	1194	20	1214
	Heptapteridae	<i>Rhamdia</i>	0	0	6	6
		Não identificado	0	16	2	18
	Loricariidae	<i>Hypostominae</i>	0	0	3	3
		Não identificado	0	0	19	19
	Pimelodidae	<i>Bathypotamichthys</i>	0	1	0	1
		<i>Brachyplatystoma</i>	1	36	283	320
		<i>Hemisorubim</i>	0	1	2	3
		<i>Hypophthalmus</i>	5	320	180	505
		<i>Pimelodus</i>	0	152	372	524
		<i>Pinirampus</i>	2	36	111	149
		<i>Platynematichthys</i>	0	0	2	2
<i>Pseudoplatystoma</i>		4	13	182	199	

Ordem	Família	Gênero	Grau de desenvolvimento			Total
			LV	PF	F+	
		<i>Sorubim</i>	1	6	57	64
		<i>Sorubimichthys</i>	0	0	11	11
		<i>Zungaro</i>	2	6	45	53
		Não identificado	1	347	561	909
	Trichomycteridae	<i>Paracanthopoma</i>	0	0	2	2
		<i>Paravandellia</i>	0	0	9	9
		Não identificado	0	23	28	51
	Não identificado	Não identificado	489	872	81	1442
<b>Total</b>			<b>1970</b>	<b>27050</b>	<b>3508</b>	<b>32528</b>

APÊNDICE D - Scripts utilizados no software R (R Core Team, 2016), com o pacote MASS (Venables & Ripley, 2002), para o ajuste dos modelos lineares generalizados (GLM):

```
# Definindo a variável offset.

off <- offset(log(Vfilt/50))

# Definindo os preditores lineares dos seis modelos.

M0 <- formula(resp ~ off)

M1 <- formula(resp ~ Local + GD + off)

M2 <- formula(resp ~ Local:GD + Local + off)

F1 <- formula(resp ~ dist + GD + off)

F2 <- formula(resp ~ dist + I(dist^2) + GD + off)

F3 <- formula(resp ~ dist*GD + I(dist^2)*GD + off)

# Carregando o pacote necessário para o ajuste dos modelos.

require(MASS)

# Ajuste dos modelos com cada preditor linear.

fitM0 <- glm.nb(M0, data = dados )

fitM1 <- glm.nb(M1, data = dados )

fitM2 <- glm.nb(M2, data = dados )

fitF1 <- glm.nb(F1, data = dados )

fitF2 <- glm.nb(F2, data = dados )

fitF3 <- glm.nb(F3, data = dados )
```

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A bacia Amazônia contém a maior diversidade de peixes de água doce do planeta, que está sendo ameaçada devido ao crescente número de empreendimentos hidrelétricos instalados nesta bacia. Neste sentido, os estudos aqui apresentados, englobando, por meio de dados de ictioplâncton, algumas das importantes espécies de peixes desta bacia, frente aos impactos de represamentos, esclareceram algumas questões relevantes.

Os resultados do primeiro estudo permitiram verificar que pelo menos cinco espécies de grandes bagres amazônicos, do gênero *Brachyplatystoma*, estão se reproduzindo na bacia do rio Madeira, mesmo após a instalação de dois grandes empreendimentos hidrelétricos (Jirau e Santo Antônio): *B. capapretum* (piraíba escura/filhote capapreta), *B. filamentosum* (piraíba/filhote), *B. platynemum* (babão), *B. rousseauxii* (dourada) e *B. vaillantii* (piramutaba). Há indícios, também, de que as larvas amostradas, na área de estudo, sejam provenientes de desovas nos trechos a montante da UHE Jirau, ou seja, acima de ambos os empreendimentos.

Os resultados desse estudo, ao considerar as densidades de larvas/juvenis, embora sejam de extrema importância para se determinar o estado atual da reprodução das espécies, e descartarem a possibilidade de interrupção da atividade reprodutiva das espécies na bacia, têm cunho mais de monitoramento do que de avaliação de impacto. A ausência de um referencial padronizado, de um período prévio a estes empreendimentos, dificulta conclusões a respeito de existência e/ou intensidade dos possíveis impactos dos empreendimentos hidrelétricos sobre as populações estudadas, dada a possibilidade de os estoques parentais serem existentes na parte superior da bacia, desde antes dos barramentos no rio Madeira.

O segundo estudo, por outro lado, está diretamente relacionado à avaliação de impactos. Nele, foi avaliada a passagem descendente do ictioplâncton pelo reservatório da UHE Santo Antônio. Por meio dos resultados, foi evidenciada reprodução de certos grupos de peixes no interior deste reservatório, e identificado que ovos e larvas de peixes têm derivado por ele, de maneira que certas densidades têm atingido a jusante da barragem. A elevada turbidez do rio Madeira e do reservatório da UHESA, e o baixo tempo de residência da água devem ser fundamentais para esses processos. Dessa forma, alterações na forma de operação da barragem, que resultem em modificações destas características deverão ter implicações nos padrões encontrados. Assim, é essencial o acompanhamento deste processo, atrelado à operação do empreendimento.

Por fim, para a realização deste trabalho utilizou-se dados de ictioplâncton, que apresentam grande potencial ao indicar o estado da reprodução e recrutamento das espécies de peixes. Ainda que com certas limitações, como a dificuldade de identificação de estádios iniciais de desenvolvimento, destaca-se a importância dos estudos com ovos e larvas de peixes em ambientes alterados, tanto no âmbito de avaliação de impacto, quanto de monitoramento. Assim, considera-se indispensável que os monitoramentos aos ambientes alterados por empreendimentos hidrelétricos sejam sistemáticos, amplos e de longo prazo, com início anterior ao processo de instalação dessas obras, de maneira a criar um referencial padronizado do ambiente natural. A continuidade prolongada desses estudos, com a mesma sistemática, também é fundamental, uma vez que os padrões

observados ao longo do “envelhecimento” do reservatório tendem a ser distintos e, portanto, podem desencadear diferentes respostas das populações de peixes. Por fim, recomenda-se, ainda, a realização de estudos adicionais que envolvam a genética dos indivíduos que compõe o ictioplâncton, a fim de auxiliar nos processos de identificação das espécies e, assim, possibilitar conclusões mais precisas.