



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
REGIONAL E MEIO AMBIENTE**

**HISTÓRIA DO ECOSISTEMA E DOS RECURSOS PESQUEIROS FRENTE A
IMPLEMENTAÇÃO DE HIDRELÉTRICAS NA BACIA DO RIO MADEIRA**

MARIA ALICE LEITE LIMA

Porto Velho (RO)
2017



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
REGIONAL E MEIO AMBIENTE**

**HISTÓRIA DO ECOSISTEMA E DOS RECURSOS PESQUEIROS FRENTE A
IMPLEMENTAÇÃO DE HIDRELÉTRICAS NA BACIA DO RIO MADEIRA**

MARIA ALICE LEITE LIMA

Orientadora: Carolina R. da Costa Doria

Co-Orientador: Ronaldo Angelini

Tese de Doutorado apresentada junto ao Programa de
Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional
e Meio Ambiente, Área de Concentração
em Desenvolvimento sustentável & diagnóstico ambiental, para obtenção do
Título de Doutora em
Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente.

Porto Velho (RO)
2017

FICHA CATALOGRÁFICA
BIBLIOTECA CENTRAL PROF. ROBERTO DUARTE PIRES

L732h Lima, Maria Alice.

História do ecossistema e dos recursos pesqueiros frente a implementação de hidrelétricas na bacia do rio madeira / Maria Alice Lima. -- Porto Velho, RO, 2017.

138 f. : il.

Orientador(a): Prof. PhD Carolina Rodrigues da Costa Doria

Coorientador(a): Prof. PhD Ronaldo Angelini.

Tese (Doutorado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) -
Fundação Universidade Federal de Rondônia

1.Hidrologia. 2.Pesca artesanal. 3.Modelagem ecossistêmica. I. Doria,
Carolina Rodrigues da Costa. II. Título.

CDU 556:639.2


Bibliotecário(a) Ozelina do Carmo de Carvalho

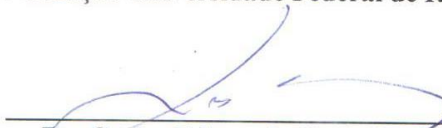
CRB 11/486

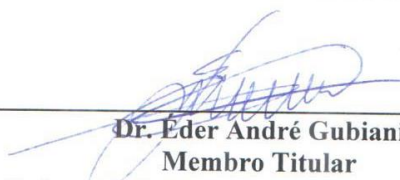
MARIA ALICE LEITE LIMA

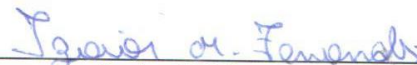
HISTÓRIA DO ECOSSISTEMA E DOS RECURSOS PESQUEIROS FRENTE A
IMPLEMENTAÇÃO DE HIDRELÉTRICAS NA BACIA DO RIO MADEIRA


Comissão Examinadora


Dra. Carolina Rodrigues da Costa Dória
Orientador
Fundação Universidade Federal de Rondônia


Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas
Membro Titular
Universidade Federal do Amazonas


Dr. Eder André Gubiani
Membro Titular
Universidade Estadual do Oeste do Paraná


Dr. Izaias Médice Fernandes
Membro Titular
Fundação Universidade Federal de Rondônia


Dr. Rodrigo Barros Rocha
Membro Titular
Fundação Universidade Federal de Rondônia/Embrapa Rondônia

Porto Velho, 25 de setembro de 2017.

Resultado: Aprovada

Ao meu eterno amor, pai (in memoriam)
E ao meu irmão, por ter me dado o melhor presente
e por sua força e superação diária

AGRADECIMENTOS

Ao meu pai, que teve uma passagem curta nesse plano, mas deixou ensinamentos para mais de uma vida. Minha saudade, admiração e gratidão serão eternas. E a Deus, pela fé e força.

A minha família, Margarida, Marcelo, Rebeca e Natália, que, apesar da distância, sempre me apoiaram e dividiram sonhos comigo. Amo vocês demais. A todos da minha família Rondoniense que sempre me apoiaram e torceram pelo meu sucesso. A minha família Cearense, que esteve sempre comigo e com muita alegria quando eu mais precisei. E a minha mais nova família Medeiros, por momentos felizes e por me acolherem com amor. E ao meu reencontro com o Daniel Medeiros, que foi simplesmente essencial para que eu pudesse completar essa etapa, foi a minha força e o meu fôlego. Meu amigo, companheiro, confidente e amor, te amo muito e obrigada.

A minha orientadora Carolina Doria, a quem devo muitos agradecimentos, pois foram anos dedicados ao meu crescimento acadêmico e profissional. Gratidão e respeito por você serão infinitos. Ao meu orientador, Ronaldo Angelini, obrigada por inúmeros ensinamentos e conselhos valiosos. A amiga e professora Adriana Carvalho, por acreditar em mim e por sua dedicação ao nosso trabalho, e muitíssimo obrigada por sua sensatez e por me passar segurança no momento em que mais precisei. Ao professor da UFRN Marcus Nunes, que sempre muito pacientemente e compreensivo nos ajudou nas análises de estatística.

A minha querida Turma do PGDRA, especial em todos os momentos. A querida D. Izabel que sempre prontamente nos atendeu. Ao PGDRA e UNIR pela oportunidade do doutorado e pela infraestrutura, e a todos os docentes.

Aos meus amigos espalhados por esse mundo e aos meus queridos de Porto Velho, que sempre foram fonte de força e entusiasmo. Não posso deixar de mencionar as lindas Ariana, Marília, Suelen e Lut, pelo companheirismo de sempre. Ao Túlio, Perin, Ariel e Luigi porque uma cervejinha e uma viagem tem que ter sempre. Aos amigos de longa data Savina e Dimitrius pela amizade sincera. Aos meus amigos de Natal, obrigada por me acolherem e trocarem ideia sobre trabalho, Carol, Helder, Júlia, JB, Léo, Álvaro e a você Ana, que sempre, com muita disposição me ajudou em tudo.

Aos amigos de Gainesville, que me proporcionaram um intercâmbio maravilhoso, a Jynessa, Simone (obrigada pelo lar e oportunidades profissionais), Camila e Rodrigo (obrigada também pelo mapa). A Universidade da Florida, pelo apoio físico e logístico e pelo encontro com o Prof. Dr. Kaplan, extraordinário pesquisador, que passa seu conhecimento com muita dedicação e paciência. Ao Dr. Kai Lorenezen por ter me recebido sempre com satisfação e a toda sua equipe do laboratório.

A todos que fazem parte do Laboratório de Ictiologia e Pesca, que sempre será minha referência. Agradeço também a todos os pesquisadores de Instituições públicas e privadas que forneceram gentil e prontamente os dados para elaboração completa do meu trabalho.

Agradeço a Capes, pela concessão da bolsa, ao IEPAGRO e a Santo Antônio Energia, pelo apoio logístico e financeiro.

A todos os pescadores e moradores ribeirinhos do rio Madeira, por contribuírem com a coleta de dados. Aos coletores de dados, pelo esforço e dedicação. A Colônia de Pescadores de Porto Velho, que sempre me recebeu com muito respeito e forneceu os dados de estatística pesqueira.

Agradeço a todos por contribuírem, de qualquer forma, e em qualquer etapa, durante esse trabalho.

RESUMO

O peixe é tradicionalmente a principal fonte de proteína animal da população Amazônica e a alta demanda por pescado nessa região confere à atividade pesqueira um importante papel econômico, social e cultural. Apesar dessa importância a escassez de dados sobre a atividade, a dinâmica e a complexidade das relações ecossistêmicas limitam a avaliação dos recursos pesqueiros em sistemas Amazônicos. A hipótese testada foi: As barragens hidroelétricas construídas em rios Amazônicos alteram as variações naturais do nível hidrológico que controlam a produção pesqueira, modifica as relações tróficas do ecossistema, a quantidade e valores do pescado desembarcado. Assim, os objetivos foram: i) avaliar a influência da dinâmica do nível hidrológico na captura pesqueira; ii) identificar mudanças na série temporal de dados de desembarque pesqueiro e valor da comercialização do pescado e, iii) avaliar os efeitos das hidrelétricas nas interações tróficas. O estudo de caso foi a pesca realizada no médio rio Madeira, onde foram recentemente instaladas duas grandes hidrelétricas. O modelo DFA foi construído com os dados de captura das principais espécies comercializadas e variáveis hidrológicas, no período anterior a construção das usinas hidrelétricas, para verificar tendências temporais compartilhadas entre as espécies e a sazonalidade do rio Madeira. Nas análises das quebras estruturais foi utilizado uma série temporal para avaliar a dinâmica nos valores médios da produção (1990 a 2014) e economia pesqueira (de 1994 a 2013). E por fim, uma análise com abordagem ecossistêmica utilizando Ecopath foi adotada para avaliar a teia trófica, as interações entre os componentes do sistema e a simulação dos impactos com alterações na exploração pesqueira e mudanças ambientais. O melhor modelo DFA foi com quatro variáveis explicativas: nível máximo da água, duração da inundação do rio, fluxo do ano anterior e o incremento, entretanto, o nível hidrológico máximo explicou melhor o aumento das capturas. Seis das nove espécies frequentes nos registros de captura e nos dados econômicos apresentaram quebras estruturais nas capturas médias. A maior amplitude de mudanças na captura média observada foi para a sardinha (aumento de 139,7%) e para a dourada (queda de 74,4 %). Este trabalho sistematizou resultados inéditos das relações tróficas do rio Madeira comparando os períodos antes e depois da construção das usinas hidrelétricas. Houve expressiva redução nas produções do sistema, captura pesqueira e reciclagem de nutrientes. Houve também troca de espécies-chave que antes eram de compartimentos não-peixes e passaram a ser apenas de peixes, com a permanência da dourada como uma das principais em ambos os períodos. As simulações mostraram que a situação pré barramento parece suportar mais o aumento do esforço pesqueiro e o desmatamento. Nós encontramos respostas únicas entre a relação das variações hidrológicas e captura pesqueira, verificamos a vulnerabilidade das populações de se adequarem ao novo sistema e os impactos sociais causados na comercialização do pescado. As análises realizadas com o suporte da modelagem ecossistêmica foram úteis para detectar padrões ecológicos importantes para a manutenção e conservação dos organismos aquáticos, e subsidiar políticas públicas para o funcionamento de futuras barragens, que devem manter a dinâmica dos ecossistemas.

Palavras-chave: Hidrologia; Pesca artesanal; Modelagem ecossistêmica.

ABSTRACT

Fish is traditionally the main source of animal protein in the Amazonian population and the high demand for fish in this region gives fishing activity an important economic, social and cultural role. Despite this importance, the scarcity of data about activity, dynamics and complexity ecosystems relations limit the evaluation of fish resources in Amazonian systems. The hypothesis was: Hydroelectric dams constructed in Amazonian rivers alter the natural variations of hydrological level that control the fish production, modify the trophic relations of the ecosystem, the quantity and landed value of fish. Thus, the goals were: i) to evaluate the influence of hydrological dynamics on fishing catch; ii) to identify changes in the time series of fish landing data and the value of fish commercialization; and iii) to evaluate the effects of hydroelectric dams on trophic interactions. The case study was the fishing in the middle Madeira river, where two large hydroelectric were recently installed. The DFA model was constructed with the data of the main commercialized species and hydrological variables, in the period prior to the construction of the hydroelectric, to verify shared temporal trends between the species and the seasonality of the Madeira River. In the analyzes of the structural breaks a time series was used to evaluate the dynamics in the average values of the production (1990 to 2014) and fishing economy (from 1994 to 2013). Finally, an analysis with an ecosystem approach using Ecopath was adopted to evaluate the trophic web, the interactions between the components of the system and the simulation of the impacts with changes in the fishing exploration and environmental changes. The best DFA model was with four explanatory variables: maximum water level, days flooded, flow of the previous year and increment, however, the maximum hydrological level explained better the increase in catches. Six of the nine species that were frequent in the catch records and in the economic data showed structural breaks in the average catches. The greatest amplitude of changes in the average catch observed was for sardines (139.7% increase) and dourada (74.4% drop). This dissertation systematized unprecedented results of the trophic relations of the Madeira River comparing the periods before and after of the hydroelectric dams. There was a significant reduction in the production of the system, fishing catch and nutrient recycling. There were also exchange of key species that were formerly non-fish compartments and became only fish, with the permanence of dourada as one of the main ones in both periods. The simulations showed that the pre-dam situation seems to support more fishing effort and deforestation. We found unique responses between the relationships of hydrological variations and fishing catch, we verified the vulnerability of the populations to adapt to the new system and the social impacts caused in the commercialization of the fish. Theses analyzes with the support of the ecosystem modeling were useful to detect important ecological standards for the maintenance and conservation of aquatic organisms, and to subsidize public policies for the operation of future dams, which should maintain the dynamics of ecosystems.

Key words: Hydrology; Artisanal fishing; Ecosystem modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo.	22
Figura 2. Captura mensal (t) para as dez principais espécies comerciais desembarcadas em Porto Velho de 1990 a 2007. Dados fornecidos pela Colônia de Pescadores Z-1.	36
Figura 3. Nível hidrológico mensal mínimo, médio e máximo em centímetros (cm) acima do nível médio do mar (msl) medido em Porto Velho (a), vazão mensal média e incremento (alteração na vazão) medido na mesma estação (b) e número de dias que o nível de água excedeu 1600 acima de msl (em cm), um limiar identificado como importante para a produção pesqueira por pescadores da Colônia membro da Z-1. Nível hidrológico e dados de vazão foram obtidos pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).	37
Figura 4. As quatro tendências do Modelo I (à esquerda) e seus coeficientes de correlação canônicos (à direita).	40
Figura 5. Captura normalizada observada (linhas) e modelada (círculo aberto) para cada espécie do modelo I.	41
Figura 6. Tendência comum (a), coeficientes de correlação canônicos (b) e coeficientes de regressão para cada variável explicativa (c-f) do Modelo II ($M=1$, $K=4$).	43
Figura 7. Captura normalizada observada (linhas) e modelada (círculo aberto) para cada espécie do modelo II.	44
Figura 8. Total de capturas médias anuais (tonelada) de peixes desembarcados entre 1990 e 2014 e o preço anual médio (USD) do quilo de peixe entre 1994 e 2013 da pesca de pequena escala do rio Madeira.	47
Figura 9. Quebras estruturais observadas ao avaliar: (i) as capturas totais de desembarques da pesca de pequena escala no rio Madeira de 1990 a 2014 (fundo cinza no lado esquerdo); e (ii) preço médio ponderado total por quilo de todas as espécies capturadas de 1994 a 2013 (no lado direito). Observe que, para cada alteração na captura ou preço médio atual, há um ponto de interrupção associado, independentemente de aumentar ou diminuir o valor médio anterior.	49
Figura 10. Quebras estruturais observadas nas capturas médias (parte superior, com fundo cinza) das principais espécies exploradas pela pescaria de pequena escala no rio Madeira, de 1990 a 2014 e no preço médio/kg (figuras abaixo em fundo branco) para as espécies registradas de 1994 a 2013.	51
Figura 11. Amplitude de mudança (%) no valor médio de captura (círculo preenchido) e preço (círculo pontilhado) em quebra estrutural identificada para o conjunto de dados total (kg), para dourada, que apresentou maior número de mudanças, para os migradores de longa distância e para as espécies residentes capturadas entre 1990 e 2013 pela pesca de pequena escala do rio Madeira.	52
Figura 12. Espécies que as capturas médias não mudaram significativamente de 1990 a 2014 (em cima, fundo cinza), mas que apresentaram quebras estruturais no preço médio/kg registrado de 1994 a 2013 (figuras em baixo com fundo branco).	53
Figura 13. Quebras estruturais observadas nas capturas médias (1990 a 2014) e no preço médio/kg (1994-2013) das espécies migratórias de longa distância, média distância e espécies residentes capturadas pela pescaria de pequena escala do rio Madeira.	55
Figura 14. Quebras estruturais identificadas no valor médio desembarcado (captura x preço) das capturas totais, das espécies migratórias de longa distância, média distância e espécies residentes capturadas entre 1994 e 2013 pela pescaria de pequena escala do rio Madeira.	56

Figura 15. Diagrama de fluxo da rede trófica do rio Madeira para os períodos antes (A) e depois (B) da implantação das usinas hidrelétricas.....	60
Figura 16. Matriz de Leontief para o modelo do rio Madeira para o período antes da implantação das usinas hidrelétricas.	63
Figura 17. Matriz de Leontief para o modelo do rio Madeira para o período depois da implantação das usinas hidrelétricas.	64
Figura 18. Relações diretas e indiretas da matriz de impacto após a implementação da usina hidrelétrica do rio Madeira.....	65
Figura 19. Lindeman Spine do modelo trófico do rio Madeira para os períodos antes (a) e depois (b) da implementação das usinas hidrelétricas.....	67
Figura 20. Nível hidrológico (janeiro de 2005 a outubro de 2011) e modificações simuladas das barragens (novembro de 2011 a dezembro de 2014) com função forçante no fluxo natural do rio Madeira.	67
Figura 21. Variações na proporção de biomassa relativa dos grupos funcionais no modelo do rio Madeira com o aumento do esforço pesqueiro para os períodos antes (2010 e 2011) e depois (2012 e 2013) da implementação das usinas hidrelétricas.	71
Figura 22. Variações na proporção de biomassa relativa dos grupos funcionais no modelo do rio Madeira com o aumento do desmatamento para os períodos antes (2010 e 2011) e depois (2012 e 2013) da implementação das usinas hidrelétricas.	72
Figura 23. Síntese dos principais resultados do modelo gerado para o sistema do rio Madeira nos períodos pré (2010 e 2011) e pós (2012 e 2013) usinas hidrelétricas. NT= Nível trófico; PPR= Produção primária requerida; PPT/RT= Razão entre a produção primária total e respiração total; ET= Eficiência de transferência.....	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Séries temporais das variáveis usadas na Análise de Fator Dinâmico.....	27
Tabela 2. Modelos de fatores dinâmicos (DFM) testados neste estudo. Nota: Os valores de AIC do Modelo III não são diretamente comparáveis aos Modelos I e II.....	29
Tabela 3. Critério de Informação de Akaike (AIC), R-quadrado e valores de verossimilhança relativa para Modelos de Fator Dinâmico sem variáveis explicativas (Modelo I) e Tendências Comuns (M) de 1-5. O melhor modelo é destacado em negrito.	38
Tabela 4. Proporção de meses com dados (% de dados), parâmetros de nível constante (μ_n), coeficientes de correlação canônica ($\rho_{m,n}$), fator de carga ($\gamma_{m,n}$) e coeficientes de determinação (R^2) para cada espécie no Modelo I.	39
Tabela 5. Nível constante dos parâmetros (μ_n), coeficientes de correlação canônicos ($\rho_{m,n}$), fator de carga ($\gamma_{m,n}$), coeficientes de regressão ($\beta_{k,n}$) e coeficientes de determinação (R^2) para o Modelo II. Significativos β estão destacados em negrito.	42
Tabela 6. Valores de correlação de Pearson entre variáveis respostas e quatro variáveis explicativas atrasadas (m-2: dois meses anteriores, m-6: seis meses anteriores, m-8: oito meses anteriores e m-10: dez meses anteriores).	45
Tabela 7. Coeficientes de regressão ($\beta_{k,n}$) e coeficientes de determinação (R^2) para os Modelos IIIa e IIIb. Valores significativos de β estão destacados em negrito.	46
Tabela 8. Quebra estrutural (SB) nos valores médios das capturas totais identificadas de 1990 a 2014 e quebras estruturais no preço médio ponderado por quilo de 1994 a 2013 para todas as espécies capturadas pela pesca de pequena escala no rio Madeira. NQS = Número de quebra estrutural; BIC = Critério de Informação Bayesiano; Intervalo de data: período das quebras estruturais identificadas; IC = intervalo de confiança; ¹ BIC mais baixo, indicando o melhor ajuste. A data em negrito em cada intervalo indica o mês específico que foram identificadas quebras estruturais nos valores médios.	48
Tabela 9. Amplitude (%) e o ano de mudança (indicado pela análise da quebra estrutural) observado nos valores médios das espécies frequentemente registradas nos desembarques e no conjunto de dados econômicos da pesca do rio Madeira ($\geq 60\%$ dos registros). Os sinais negativos mostram a porcentagem de redução nas capturas, enquanto a ausência de sinais indica a porcentagem de aumento das capturas. ¹ O surubim (<i>Pseudoplatystoma</i> spp.) não foi frequente no conjunto de dados econômicos e não alterou as capturas, mas influenciou a variação geral do preço médio ponderado de 1994 a 2013.	50
Tabela 10. Parâmetros básicos de entrada e saída do Ecopath do modelo trófico do rio Madeira para os períodos antes e depois da implantação das usinas hidrelétricas. Valores em negrito foram calculados pelo Ecopath. PB: Produção/Biomassa e QB: Consumo/Biomassa.	57
Tabela 11. Captura familiar do pescado destinada a comercialização e consumo, e os registros de desembarque pesqueiro (t/km^2) para os períodos antes e depois da implantação das usinas hidrelétricas.	59
Tabela 12. Atributos da maturidade do ecossistema para os modelos tróficos calculados para os períodos antes e depois da implantação das usinas hidrelétricas do rio Madeira.	61
Tabela 13. Número e frequência relativa das relações diretas e indiretas após a implementação das usinas hidrelétricas do rio Madeira (2012 e 2013).	65
Tabela 14. Espécies chave do ecossistema para os modelos tróficos do rio Madeira nos períodos antes e depois da implementação das usinas hidrelétricas.	66

Tabela 15. Biomassa (t/km^2) dos grupos funcionais dos modelos pré barragem após a aplicação da forcing function (Biomassasimulada) em comparação com a biomassa do modelo pós barragem (2012 e 2013), após a implementação das usinas hidrelétricas do rio Madeira. Em negrito estão os grupos que não se ajustaram. 68

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. HIPÓTESE E OBJETIVOS	17
3. REVISÃO TEÓRICA	17
4. METODOLOGIA	21
4.1. Descrição da área	21
4.2. Dados utilizados	22
4.2.1. Obtenção dos dados de captura pesqueira e valor do pescado	22
4.2.2. Obtenção de informações do nível hidrológico do rio Madeira	23
4.2.3. Obtenção de dados para modelagem	23
4.3. Análise dos dados	25
4.3.1. Análise de Fator Dinâmico (DFA)	25
4.3.2. Análise das séries temporais de captura e preço do pescado	29
4.3.3. Análise para elaboração dos modelos ecossistêmicos	31
5. RESULTADOS	35
5.1. Relação da captura pesqueira com o nível hidrológico (DFA)	35
5.1.1. Variáveis respostas e explicativas	35
5.1.2. Análise de Fator Dinâmico (DFA) - Linha de base sem variáveis explicativas (Modelo I)	37
5.1.3. DFA com variáveis explicativas (Modelo II)	41
5.1.4. Modelo DFA sem tendências comuns (Modelo III)	45
5.2. Análise temporal da captura pesqueira e valor do pescado desembarcado	47
5.3. Modelagem ecossistêmica (EwE)	57
6. DISCUSSÃO	73
6.1. Relação da captura pesqueira com o nível hidrológico (DFA)	73
6.2. Análise temporal da captura pesqueira e valor do pescado desembarcado	79
6.3. Modelagem ecossistêmica (EwE)	83
7. CONCLUSÕES	90
8. REFERÊNCIAS	92
9. APÊNDICES	106
9.1. Modelagem Ecossistêmica – Ecopath (EwE)	106
9.2. Análise temporal da captura pesqueira e valor do pescado desembarcado	129

1. INTRODUÇÃO

As estimativas indicam que 56,6 milhões de pessoas em todo o mundo dependem do setor da pesca ou até mesmo da aquicultura como fonte de renda e subsistência, na qual 36% dos pescadores exercem a atividade em tempo integral (FAO, 2016). A produção pesqueira global foi estimada em 93,4 milhões de toneladas e o comércio mundial de peixe e produtos da pesca cresceu significativamente, e as exportações renderam US\$ 148 bilhões em 2014 (FAO, 2016). Parte dessa produção é oriunda de águas interiores e da pesca de pequena escala, na qual captura mundial que abastece prioritariamente os mercados locais foi de 11,9 milhões de toneladas (Ruffino, 2014; FAO, 2016).

As pescarias em pequena escala são caracterizadas como atividades familiares de baixo custo que utilizam frotas pesqueiras simples para expedições de pesca curtas (FAO, 2014). Além de fornecer emprego e renda a milhões de pessoas, desempenha um papel crucial no meio de subsistência e na contribuição para a segurança alimentar. Em 2013, o peixe representou cerca de 17% de proteína animal presente na alimentação da população mundial (FAO, 2016).

Na região Amazônica a pesca comercial de interior é a mais produtiva do país (Ruffino, 2014) e 99% dos pescadores exercem essa atividade tanto para subsistência quanto para comercialização (Berkers et al., 2006; Doria et al., 2008; Gonçalves e Batista, 2008). As pescarias de pequena escala na Amazônia empregam 175.803 trabalhadores (Ruffino, 2014), com uma produção estimada de 138.726 toneladas (MPA, 2010) no valor de aproximadamente US\$ 278 milhões anuais (Almeida et al., 2004). O peixe também é o principal recurso alimentar para a população ribeirinha, e o consumo de 169 kg pessoa⁻¹ano⁻¹ é considerado uma das taxas mais altas do mundo (Isaac et al., 2015).

Apesar da forte dependência financeira e cultural que os ribeirinhos têm da atividade pesqueira, os desembarques são minimamente quantificados e/ou qualificados (Doria et al., 2012; Lima et al., 2012; Costello et al., 2012). Algumas peculiaridades da região Amazônica também dificultam o controle adequado das estatísticas e a avaliação da pesca, como: desembarques difusos, diversidade de ambientes e embarcações, número elevado de pescadores, capturas sazonais e sistema de comercialização informal (Grantham e Rudd, 2015; Lorenzen et al., 2016).

Estimativas e descontinuidade no monitoramento da atividade pesqueira ocultam variações

importantes, como as mudanças na composição das capturas, rendimento e esforço de pesca, valor econômico e depreciação da frota e aparelhos utilizados nas pescarias. O ideal é monitorar a atividade por um longo período de tempo (mais que 10 anos) para abranger o ciclo de vida das espécies exploradas e se possível verificar tendências de pressão nos estoques e/ou status do ecossistema (Ruffino, 2014). Por essas razões é que o estabelecimento de métodos de análise de pescarias com dados limitados é de grande importância, principalmente para os países em desenvolvimento (Carruthers et al., 2014). Porém, as avaliações de estoques ou alterações dos ecossistemas não são medidas simples e um único indicador não é suficiente para entender complexidade dos ecossistemas e as relações com a saúde dos recursos pesqueiros.

O ciclo de vida das espécies de peixes está intrinsicamente ligado a diferentes atributos que compõem ou que afetam os ecossistemas aquáticos (Agostinho et al., 2004; Jiménez-Segura et al., 2010). O ciclo hidrológico é o componente primário regulador do ecossistema, influenciando aspectos relacionados à estrutura da comunidade, organização e equilíbrio trófico, crescimento e padrões de migração (Junk et al., 1989; Halls e Welcomme, 2004; Jiménez-Segura et al., 2010; Silva et al., 2013; DeLong e Thoms, 2016). Outro aspecto significativo é a conectividade hidrológica dos ecossistemas de água doce, que permite a dispersão e colonização de espécies em períodos de águas baixas e altas (Torrente-Vilara et al., 2011; Hurd et al., 2016), por exemplo, a integração dos ambientes Andinos e a planície de inundação Amazônica (Finer e Jenkins, 2012).

Esses aspectos atuam de forma integrada, o que requer uma ferramenta de análise holística para melhor compreensão do funcionamento desses sistemas como um todo (Angelini, 1999). Nesse sentido, análises ecossistêmicas que permitem quantificar interações tróficas (Libralato et al., 2008), simular alterações ambientais e pesqueiras (Plagányi, 2007; Angelini e Gomes, 2008) e avaliar propriedades do ecossistema, vem sendo utilizadas em vários ambientes ao redor do mundo (Pauly, et al., 2000; Coll et al., 2015). É importante entender a complexidade que envolve as interações energéticas entre populações e comunidades, fluxos e ciclagens entre componentes, predação, além de tópicos como os recursos naturais, manejo sustentável e conservação de espécies não-alvo e carismáticas (Pikitch et al., 2004; Walters e Martell, 2004; Angelini et al., 2006).

Degradação ambiental, mudanças climáticas, poluição, e implantação de hidrelétricas são fatores que afetam os ecossistemas e conseqüentemente a produtividade pesqueira (Allison e Ellis, 2001; Castello et al., 2015). Dentre estes, as hidrelétricas, especialmente as de grande porte, trazem as alterações mais significativas (Gubiani et al., 2011). Os impactos, observados globalmente, afetam a vida de populações dependentes dos recursos naturais, principalmente pela redução da

diversidade de peixes (Castello e Macedo, 2015), bloqueio de rotas migratórias que conectam populações e são imprescindíveis para o ciclo de vida das espécies (Winemiller et al., 2016), alterações biogeoquímicas (Kondolf et al., 2014) e mudanças no pulso de inundação sazonal (Agostinho et al., 2008; Issac et al., 2016).

A construção de 243 hidrelétricas previstas para toda a Amazônia (Lees et al., 2016) ameaçam os ecossistemas de água doce com efeitos físicos, ecológicos e sociais, criando mudanças substanciais potencialmente irreversíveis (Tundisi, 1990; Agostinho et al., 2008; Gubiani et al., 2011; Fearnside, 2013). Dessa forma, é importante identificar e mensurar os efeitos advindos dessas grandes obras desenvolvidas nos grandes tributários do Amazonas, principalmente através de estudos que avaliem de forma integrada e quantitativa os impactos sociais, ambientais e econômicos.

Como estudo de caso escolheu-se a porção média da bacia do rio Madeira, o maior tributário do rio Amazonas, onde foram implantadas duas grandes hidrelétricas, as usinas de Santo Antônio e Jirau entre os anos de 2011 e 2012, propostas pelo Governo Federal no Plano Decenal de Expansão de Energia (MME, 2011). A presente tese foi organizada em 3 sessões, com o propósito de descrever a história ecossistêmica da bacia do rio Madeira com foco na pesca, contemplando os períodos pré e pós a implantação das barragens.

Considerando a dinâmica hidrológica natural do rio como um dos aspectos determinantes sobre a biota aquática, a primeira sessão da tese abordou as tendências temporais compartilhadas entre as espécies de peixes e a dinâmica hidrológica do rio Madeira, através dos registros das capturas das principais espécies comercializadas, no período anterior a construção das usinas. Na segunda, foi utilizado uma série temporal de 25 anos (1990 a 2014) para avaliar a dinâmica, a longo prazo, das mudanças nos valores médios da produção e economia pesqueira (de 1994 a 2013) e os possíveis efeitos do barramento na pesca desenvolvida na região. E por fim, na terceira sessão, uma análise ecossistêmica foi adotada para avaliar a teia trófica, as interações entre os componentes do sistema e a simulação dos impactos através das alterações nos padrões de exploração pesqueira e de mudanças ambientais, como as alterações hidrológicas.

2. HIPÓTESE E OBJETIVOS

A hipótese da tese foi: A produção pesqueira em ambientes amazônicos apresenta uma relação intrínseca com o nível hidrológico e a implantação de hidrelétricas nesses sistemas alteram essa dinâmica e conseqüentemente modificam as ligações tróficas do ecossistema e os valores do pescado desembarcado.

Os objetivos gerais da tese são:

- 1) Avaliar a influência da dinâmica do nível hidrológico na captura pesqueira;
- 2) Identificar mudanças na série temporal de dados de desembarque pesqueiro e valor da comercialização do pescado;
- 3) Avaliar os efeitos das hidrelétricas nas interações tróficas no ecossistema do rio Madeira.

3. REVISÃO TEÓRICA

A falta de registros de dados robustos com séries temporais longas sobre a captura e esforço pesqueiro, e estrutura da ictiofauna é um problema mundial. As análises sobre os estoques pesqueiros são limitadas e comumente baseadas em pequenas frações populacionais de peixes (Apel et al., 2013). O que leva a estratégias equivocadas de conservação dos recursos pesqueiros continentais, podendo ocasionar a perda de benefícios sociais e econômicos associados ao rendimento sustentável (Costello et al., 2012; Apel et al., 2013).

Vários trabalhos têm salientado os desafios para gestão e avaliação de estoques pesqueiros (Carruthers et al., 2014), e diferentes modelos tem sido propostos, dentre eles: a geração de simulações de modelos usando séries de dados temporais e variação de condições hidrológicas (Goto et al., 2015); modelagens dos processos regulatórios que afetam a abundância e biomassa das populações de peixes em diferentes escalas espaciais e temporais (Sousa e Freitas, 2008; Hossain et al., 2012; Scarcella et al., 2015) e métodos para simular hiatos em séries temporais (Gudmundsson, 1994; Preciado et al., 2006).

A falta de dados sobre as pescas continentais dificulta a compreensão sobre o efeito de mudanças ambientais em diferentes processos, áreas de pesca e espécies. Essas mudanças incluem as que são ocasionadas pelo barramento dos rios, que vem se espalhando cada vez mais, principalmente nos países em desenvolvimento, que são os mais carentes de dados sobre a pesca

continental (Costello et al., 2012). Na Amazônia, esse fator é ainda mais grave devido a extensão e disseminação das áreas de pesca a serem monitoradas, conferindo a região um grande desafio na coleta de informações ao manejo da pesca.

Há escassez de dados científicos e empíricos, que poderiam subsidiar o entendimento da relação, a longo prazo, entre o regime hidrológico e a produção de peixes em sistemas de planície de inundação (Bayley, 1991). Estudos tem indicado como o pulso de inundação promove alta produção primária e secundária, com influências importantes no ciclo de vida das espécies, nos estoques de peixes e rendimentos pesqueiros (Bayley, 1995; Halls e Welcomme, 2004; Petesse e Petreire, 2012; Fearnside, 2013; Castello et al., 2015).

Um dos impactos mais significativos após a construção de usinas hidrelétricas é a alteração no regime natural do fluxo dos rios, que além de modificarem a dinâmica natural dos ecossistemas, afetam diretamente as populações que dependem dos estoques de peixes, como fonte de renda e/ou subsistência (Gubiani et al., 2011; Castello e Macedo, 2015; Issac et al., 2016). As espécies de peixes comerciais que realizam migrações tróficas e reprodutivas são afetadas pelo bloqueio das rotas, que também são primordiais para a conexão de diferentes populações (Winemiller et al., 2016). Represar um rio também significa alterar os habitats naturais e conseqüentemente a disponibilidade de alimentos, causando modificações nos índices de riqueza, na abundância e na estruturação alimentar das espécies (Agostinho et al., 2004), que são fatores determinantes para o equilíbrio ecológico de um ecossistema (Gamito e Erzini, 2005).

Tendências e fatores causais que conduzem os processos físicos e biológicos que influenciam a produção pesqueira (Zuur e Pierce, 2004; Erzini et al., 2005; Pérez-Rodríguez 2012; Scarcella et al., 2015) podem ser investigados a partir de registros a longo prazo através da Análise de Fatores Dinâmicos (DFA). Trata-se de uma técnica multivariada de redução de dimensão da série temporal, para investigar dinâmicas interanuais e tendências de longo prazo na captura de peixes comercialmente importantes. Os modelos DFA avaliam as séries temporais (variáveis respostas) como combinações lineares de uma ou mais tendências comuns (que representam variabilidade inexplicável) e zero ou mais variáveis explicativas (representando a variabilidade explicada) (Zuur et al., 2003). A modelagem de dados de séries temporais como uma combinação de tendências comuns e variáveis explicativas é útil para analisar as relações entre os componentes de sistemas ambientais complexos, em que o DFA pode ajudar a revelar associações entre as variáveis respostas e identificar quais variáveis explicativas (se houver) afetam as séries temporais de interesse. Ao quantificar links específicos entre capturas de peixes e hidrologia, há uma

alternativa de orientar futuras operações de barragens para conservar os recursos pesqueiros da região Amazônica e a diversidade biológica.

Modelos matemáticos também são aplicados para demonstrar, por exemplo, mudanças nas séries temporais de produção pesqueira e preço de comercialização, com objetivo de detectar alterações naturais ou impactos antrópicos no conjunto de dados (Wakamatsu e Miyata, 2015) ou para avaliar estoques pesqueiros (Gröger et al., 2011). Essas mudanças são chamadas de quebra estrutural e o modelo linear padrão considerado foi definido em Zeileis et al. (2003). A abordagem deles considera que a média de uma série temporal é definida por coeficientes dependentes do tempo. Os valores dos coeficientes não mudam ao longo do tempo se não houver quebras estruturais nos dados. No entanto, se uma ou mais quebras estruturais estiverem presentes, há uma alteração nos valores dos coeficientes. O motivo da alteração do coeficiente é considerado um fator externo, o que poderia influenciar na quantidade de peixes desembarcados (por exemplo, uma inundação incomum, uma estação de seca severa, uma sobreexploração ou o barramento do rio) e também mudanças no valor de mercado dos peixes comercializados.

Outra abordagem que pode ser utilizada é a ecossistêmica, que fornece informações não somente sobre os estoques pesqueiros, mas também sobre o processo de desenvolvimento nos ecossistemas (Hilborn et al., 2003; Link, 2010; Nielsen e Ulanowicz, 2011) e os serviços ecossistêmicos, como a pesca (Angelini et al., 2006).

A visão integrada do ecossistema, que inclui aspectos ecológicos, sociais e econômicos (FAO, 2015), denominada de EBFM (Ecosystem Based Fishery Management) Manejo da Pesca Baseado no Ecossistema (Link, 2010) tem sido fortemente recomendada para direcionar de forma ampla e eficaz estratégias de gestão da pesca que são imprescindíveis para manter a saúde dos ecossistemas aquáticos (Pikitch et al., 2004; Angelini et al., 2006). Com principal objetivo de manter os ecossistemas e os principais serviços que eles oferecem, a abordagem EBFM possui como princípio evitar a degradação desses ambientes, mitigar mudanças causadas nas assembleias de peixes e nos processos ecossistêmicos, obter e manter a sustentabilidade social e econômica e fornecer informações para subsidiar efeitos causados por ações antrópicas (Pikitch et al., 2004).

Com a tentativa de manter e conservar a biodiversidade, além de avaliar as mudanças ocasionadas por ações antrópicas em ambientes marinhos e de água doce, modelos ecológicos vêm sendo implementados em diversas regiões (Lauenroth et al., 2013; Petts et al., 2016), com finalidades de subsidiar políticas públicas e alternativas para conservação da sustentabilidade (Heymans et al., 2016; Villasante et al., 2016). E esses modelos vêm sendo desenvolvidos sob

diversas abordagens que envolvem impactos ambientais e sociais, como a implantação de barragens hidrelétricas no Brasil (Angelini e Agostinho, 2005; Angelini et al., 2006; Villanueva et al., 2006; Gubiani et al., 2011) e em outras localidades, como África, Itália e China (Villanueva et al., 2006; Panikkar e Khan, 2007; Deng et al., 2015) e também na previsão de potenciais impactos ocasionados por mudanças climáticas (Pearson e Dawson, 2003; Ruzicka et al., 2016).

Uma das principais ferramentas para análises ecológicas e ecossistêmicas é o software Ecopath com Ecosim (EwE), que tem sido amplamente utilizado para avaliações quantitativas da estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos e também nas análises e previsões de impactos da pesca (Christensen e Pauly, 1993; Sanchez e Olaso, 2004). O EwE calcula alguns atributos para verificar a resiliência do ecossistema, que descrevem o estado de um determinado sistema e suas mudanças ao longo do tempo, e também para prever respostas diante de perturbações ambientais (Heymans et al., 2016). A aplicação dessa metodologia em diversas regiões tem permitido descrever a dinâmica dos fatores ambientais e o funcionamento dos ecossistemas, bem como avaliar a importância da atividade pesqueira (Shin et al., 2004; Heymans et al., 2004; Neira e Arancibia, 2004).

De acordo com Odum (1969), o ecossistema se desenvolve para otimizar o uso da energia, aumentando a diversidade e o uso da cadeia de detritos. Os modelos EwE também são gerados para testar teorias de ecossistemas sobre a resiliência, estabilidade ou até mesmo mudanças nos sistemas (Arreguín-Sánchez e Ruiz-Barreiro, 2014; Heymans e Tomczak, 2016), permitindo identificar e quantificar os principais fluxos de energia, descrever os recursos do sistema e avaliar as interações entre as espécies (Plagányi, 2007).

Alguns parâmetros gerados como *output* do Ecopath se relacionam com as informações biológicas, populacionais, estruturais e ecossistêmicas, como, o nível trófico, biomassa, fluxo de detritos, Índice de onivoria, taxas de mortalidade e respiração, espécies-chave, diagrama de fluxo, matriz de impacto trófico, espinha de Lindeman e métricas relacionadas ao amadurecimento do ecossistema, ao ciclo de nutrientes e à atividade pesqueira. Para exemplificar, a Matriz de Impacto Trófico (MTI), que é baseada na matriz econômica de Leontief (Leontief, 1951) descreve como um possível aumento em um componente no tempo t influenciaria os outros componentes no tempo $t+1$ (Christensen e Pauly, 1992). Essa estimativa ocorre para interações diretas (predação) ou indiretas, o que possibilita saber por exemplo, como dois predadores de topo podem influenciar outros grupos por competição, ou até mesmo o que ocorreria ao predador de topo se houvesse alterações no fitoplâncton. As alterações nos componentes podem ser negativas (quando o

componente impactado tem sua biomassa reduzida) ou positivas (quando o componente impactado aumenta). Além disso, poucos estudos científicos avaliaram o ecossistema Amazônico com a utilização do Ecopath (Angelini et al., 2006; Camargo e Ghilardi Junior, 2009; Petreire e Angelini, 2009; Córdoba, 2014) e nenhum deles compararam o sistema afetado por usinas hidrelétricas.

4. METODOLOGIA

4.1. Descrição da área

O rio Madeira (Figura 1) é um rio de água branca e o tributário mais importante do rio Amazonas em termos de fluxo e sedimentos. Ele flui ao longo do Brasil, Bolívia e Peru, drenando mais de 1,4 milhão de km² (Latrubesse et al., 2005, Siqueira Jr et al., 2015). A porção alta do rio Madeira carrega cerca de 2,1 milhões de toneladas de sedimentos por dia (PCE et al., 2004), contribuindo no total com cerca de metade do sedimento transportado para o Oceano Atlântico através do rio Amazonas (Meade, 1994). Atualmente, existem 1008 espécies de peixes na bacia hidrográfica do rio Madeira, que é a maior riqueza de espécies registradas no mundo (Ohara et al., 2015). Os desembarques de pesca do rio Madeira são de cerca de 4.000 toneladas por ano, representando aproximadamente 4% da captura total de peixe amazônico (Barthem e Goulding, 2007).

Na porção brasileira, a maior parte do rio Madeira está no estado de Rondônia (≈ 1.700 km²), onde aproximadamente 60 espécies de peixes foram registradas no canal principal, incluindo os bagres, com alto valor cultural e preço (Doria et al., 2012). Em Rondônia, a maior parte do pescado capturado (755 ± 315 toneladas/ano) foi desembarcado no mercado de peixe de Porto Velho (Cai N'água), o principal mercado da região, administrado pela Colônia de Pescadores Z-1 (Doria et al., 2012). As capturas de peixe são representadas principalmente por espécies das ordens Characiformes, Siluriformes e Perciformes e pelas espécies de média e longa migração (Lima et al., 2015).

Dentro da fronteira de Rondônia, o canal principal do rio Madeira é caracterizado por 19 corredeiras, algumas das quais são barreiras geográficas importantes que controlam a distribuição e migração de peixes (Goulding et al., 2003; Torrente-Vilara et al., 2011; Siqueira Jr et al., 2015). No entanto, em 2008, começaram a ser construídas outras duas importantes barreiras, as hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau, extinguindo duas grandes corredeiras, Teotônio e Caldeirão do Inferno. As barragens foram instaladas na parte média do rio Madeira, distantes 5 km (Santo

Antônio) e 136 km (Jirau) de Porto Velho (capital de Rondônia) (Ecoa, 2007). O complexo hidrelétrico do rio Madeira é o primeiro a ser implantado em um rio de águas brancas no Brasil, o primeiro a usar turbinas de tipo bulbo, que utilizam fluxo de pequenas corredeiras e têm área de reservatório relativamente reduzida (Fearnside, 2013).

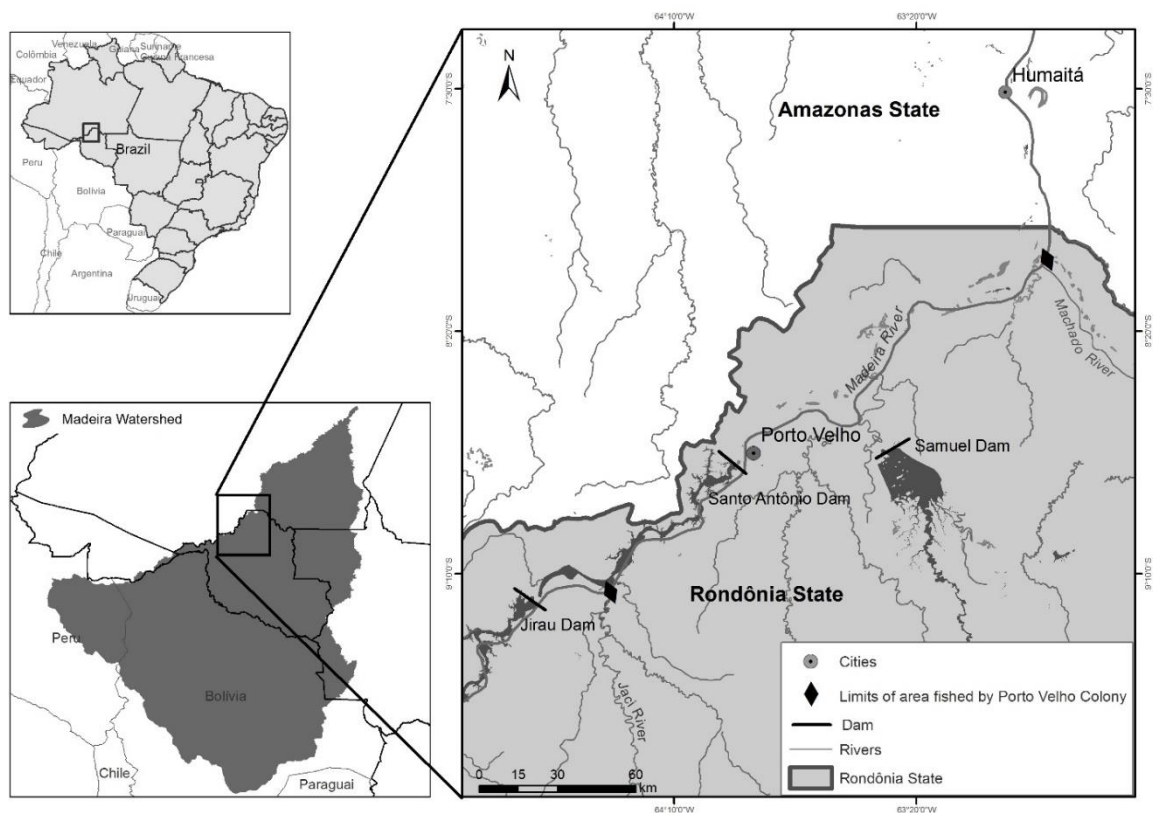


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo.

4.2. Dados utilizados

4.2.1. Obtenção das informações de captura pesqueira e valor do pescado

A Colônia de Pescadores Z-1 de Porto Velho registrou entre 1990 e 2014 desembarques diários de peixe no mercado pesqueiro Cai N'água, incluindo as espécies, o peso total desembarcado (kg) e preço do quilo da espécie para comercialização do pescador ao atravessador. A Colônia Z-1 gentilmente forneceu esses dados ao nosso grupo do Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia (UNIR). A identificação taxonômica de peixes foi confirmada ao nível da espécie sempre que possível, seguindo Queiroz et al. (2013). Neste trabalho, os dados diários foram agregados mensalmente para a realização das análises. As

espécies foram classificadas com base em seus padrões de migração, como: migradores de longa distância (> 1500 km), migradores de média distância (100-1500 km) ou peixes residentes (< 100 km) (Barthem e Goulding, 2007).

4.2.2. Obtenção de informações do nível hidrológico do rio Madeira

Os dados hidrológicos diários foram obtidos com a estação de monitoramento da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) localizada em Porto Velho. Os dados incluíram descarga ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) e nível de água (metros acima do nível do mar). Esses dados foram agregados a médias mensais e utilizados para calcular valores mensais mínimos, médio e máximos para vazão e nível da água; incremento mensal; e o número de dias por mês em que o rio foi inundado acima da cota 16 cm, o qual foi identificado como um importante indicador hidrológico do aumento da produção de pesca por membros da Colônia de Pescadores Z-1 (Doria et al., 2015).

4.2.3. Obtenção de dados para modelagem

Grupos da Ictiofauna

Os dados e informações referentes às espécies de peixes fazem parte do banco de dados do Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia. As atividades de coletas foram desenvolvidas durante 4 anos, 2010 e 2011 (antes do fechamento das comportas) e 2012 e 2013 (fase pós-enchimento) e foram realizadas no âmbito do Subprograma de Ecologia e Biologia da ictiofauna no rio Madeira (Convênio: UNIR/RIOMAR/SAE e UNIR/IEPAGRO/SAE).

As pescarias experimentais incluem dados de biometria das espécies (comprimento e peso), conteúdo estomacal, localidade e apetrecho de captura. Todo o material biológico coletado foi fixado em formalina (10%) e acondicionado em sacos plásticos devidamente identificados. Posteriormente, os exemplares foram quantificados e tiveram sua identificação obtida até o menor nível taxonômico possível, com uso de literatura especializada.

Os dados biométricos foram utilizados para estimar os parâmetros de crescimento, como a constante de crescimento (K), o comprimento assintótico (L_{∞}) e o peso assintótico (Winf), que foram calculados com o auxílio do programa FISAT. Para as espécies que não foi possível calcular os parâmetros com dados primários, os valores foram encontrados em referências bibliográficas que são mostradas no Apêndice 1.

A partir das capturas experimentais realizadas com tarrafas foi estimada a biomassa para algumas espécies dos grupos funcionais estabelecidos. Foi calculada a área da tarrafa (6,7 m²) utilizada em 13 pontos amostrais (a jusante, a montante e no reservatório), com 10 lances por ponto, ao longo de 9 meses no período pré (2010 e 2011) e pós barragem (2012 e 2013), totalizando uma área de 7.839 m². Dessa forma o peso de cada espécie (indivíduos*peso médio individual) capturada no total e período estabelecido foi dividido pela área total estimada (7.839m²), obtendo assim o valor final em gramas/m². Além da Biomassa (B) e como mostrado na equação 1, ainda são necessários os parâmetros de Produção (PB) e Consumo (QB).

Foi demonstrado por Allen (1971) que Produção/Biomassa (PB) é igual à mortalidade natural (M) que pode ser estimada pela equação empírica abaixo (Pauly, 1980):

$$M = K^{0,65} * L_{\infty}^{-0,279} * T^{0,463} \quad (1)$$

em que:

M – mortalidade natural (ano⁻¹) ou PB;

K – constante de crescimento (ano⁻¹);

L_∞ - comprimento assintótico ou infinito (cm);

T – temperatura média anual da água do sistema em estudo;

O Consumo por Biomassa (QB), que significa a quantidade de alimento que um organismo ingere em relação ao próprio peso, foi calculado através da regressão empírica (Palomares e Pauly, 1998):

$$\log QB = 7,964 - 0,204 \log W_{\infty} - 1,965 T' + 0,083 Ar + 0,532 H + 0,398 D \quad (2)$$

em que:

QB - razão anual Consumo/Biomassa;

W_∞ - peso assintótico (gramas de peso úmido);

T' – inversa da temperatura média da água = [1000 / (23,4°C + 273,15)];

Ar - índice da forma da nadadeira caudal: Ar = h² / S; h - altura da nadadeira (mm); S – superfície da nadadeira (mm²), estas variáveis serão medidas em 10 indivíduos de cada espécie capturada;

H e D – índice do tipo de alimento: H =1 para herbívoros; D=1 para detritívoros e iliófagos; para carnívoros H = D = 0.

Para a obtenção da matriz de composição da dieta (DC) foram utilizados os estômagos dos indivíduos capturados tanto na pesca experimental quanto na pesca comercial (para o número de estômagos analisados por espécie, veja Apêndice 2. A análise do conteúdo estomacal foi realizada

a partir da identificação dos itens alimentares que cada espécie consumiu e a frequência que cada item ocorreu. Para algumas espécies não foi possível realizar a análise, então foram utilizadas informações da literatura com destaque para: Angelini e Agostinho, 2005; Angelini et al., 2006; Petreire e Angelini, 2009; Angelini et al., 2010; Watson et al., 2013, além da plataforma fishbase (Froese e Pauly, 2017).

Grupos não-peixes

As estimativas dos valores da biomassa para os grupos “não peixes” (como jacaré, botos, fitoplâncton, zooplâncton, etc.) foram realizadas com base nos relatórios fornecidos pela Empresa Santo Antônio Energia, coordenados por diversos pesquisadores que monitoraram esses grupos no rio Madeira, especialmente os relatórios técnicos apresentados ao IBAMA de 2011 e 2014. Para os parâmetros de Produção, Consumo e Dieta as referências bibliográficas foram consultadas. O Apêndice 3 detalha como foram feitas as estimativas para cada grupo.

Captura

Nós utilizamos três tipos de captura: produção total (t) registrada nos desembarques e o registro das capturas (t) das famílias ribeirinhas (aproximadamente 60 famílias) destinadas tanto ao consumo quanto a comercialização, entre os anos de 2010 e 2013. O primeiro conjunto de informações foi adquirido através do monitoramento pesqueiro realizado nos principais portos e comunidades ribeirinhas do rio Madeira, onde os pescadores eram entrevistados por coletores locais treinados por meio de questionários semiestruturados. O registro das famílias ribeirinhas foi realizado pelos próprios pescadores que após as pescarias anotavam a captura total e o quanto era destinado para consumo e/ou venda. Dessa forma, também foi possível obter uma estimativa de captura por espécie, que foi dividida pela área total do modelo (1.171,27 km²). A área total do modelo foi estimada através de imagens de satélite, onde calculou-se valores das áreas durante a cheia e seca, e o valor final foi a média entre os dois períodos.

4.3. Análise dos dados

Análise da relação entre a captura pesqueira e os dados hidrológicos

4.3.1. Análise de Fator Dinâmico (DFA)

Para analisar a dinâmica intra e interanual e as tendências a longo prazo na captura das principais espécies comercializadas no rio Madeira foi feita uma análise de fator dinâmico (DFA), que é uma técnica multivariada de redução de dimensão da série temporal.

Com o DFA, a variação temporal em um conjunto de N séries temporais é modelada como uma combinação linear de uma tendência comum M , nenhuma ou K variáveis explicativas, um parâmetro de interceptação constante e ruído (Zuur et al., 2003):

$$s_n(t) = \sum_{m=1}^M \gamma_{m,n} \alpha_m(t) + \mu_n + \sum_{k=1}^K \beta_{k,n} v_k(t) + \varepsilon_n(t) \quad (1)$$

$$\alpha_m(t) = \alpha_m(t-1) + \eta_m(t) \quad (2)$$

Onde $S_n(t)$ é um vetor contendo o conjunto de séries temporais de variáveis resposta (neste caso, desembarques mensais de dez espécies de peixes em [kg]); $\alpha_m(t)$ [mesmas unidades que as variáveis resposta] é um vetor contendo as tendências comuns; $\gamma_{m,n}$ [sem dimensões] são coeficientes de ponderação ("Carga do fator") que representam a importância relativa de cada tendência comum de cada variável resposta; μ_n [mesmas unidades como variáveis resposta] é um parâmetro de nível constante (geralmente insignificante ou zero ao usar séries temporais normalizadas); $V_k(t)$ [unidades variam] é um vetor contendo as variáveis explicativas (veja abaixo); e $\beta_{k,n}$ [unidades variáveis] são coeficientes de ponderação ("parâmetros de regressão") para as variáveis explicativas que indicam a importância relativa de cada variável explicativa em cada variável resposta. Os termos $\varepsilon_n(t)$ e $\eta_m(t)$ [mesmas unidades que as variáveis respostas] são independentes, ruído Gaussiano com média zero e diagonal desconhecida ou simétrica, matriz de covariância não diagonal.

As tendências comuns são modeladas de forma aleatória (Harvey 1989) e preditas com Kalman filtro/ técnicas de algoritmo de suavização e maximização da expectativa (EM) (Dempster et al., 1977; Shumway e Stoffer 1982; Wu et al., 1996). As cargas de fator ($\gamma_{m,n}$) e os níveis dos parâmetros (μ_n) também são estimados usando a técnica EM, enquanto a regressão linear simples é usada para estimar os parâmetros da regressão ($\beta_{k,n}$) (Zuur e Pierce, 2004). Os valores calculados de $\gamma_{m,n}$ e $\beta_{k,n}$ são usados para caracterizar a magnitude e a direção das relações entre variáveis resposta e tendências comuns ($\gamma_{m,n}$) e variáveis explicativas ($\beta_{k,n}$). Estimado $\beta_{k,n}$ com valores de $t > 2$ foram considerados significativos (Ritter et al., 2009). Os coeficientes de correlação canônica ($\rho_{m,n}$) foram utilizados para quantificar as relações entre variáveis resposta e tendências comuns, com $\rho_{m,n}$ próximo de um indicando alto grau de associação. Nós classificamos as correlações em

quatro grupos: "menor" ($|\rho_{m,n}| < 0,25$); "baixo" ($0,25 \leq |\rho_{m,n}| < 0,50$); "moderado" ($0,50 \leq |\rho_{m,n}| < 0,75$); e correlações "altas" ($|\rho_{m,n}| \geq 0,75$) (Ritter et al., 2009).

Variáveis explicativas

Nesta análise foram utilizadas um total de 11 variáveis explicativas hidrológicas (Tabela 1), incluindo: média, máximo e mínimo mensal do nível da água para o corrente ano ($NH_{méd}$, $NH_{máx}$ e $NH_{mín}$); média, máximo e mínimo mensal do nível da água para o ano anterior ($NH_{méd,a-1}$, $NH_{máx,a-1}$ e $NH_{mín,a-1}$); número de dias em que o nível de água excedeu 16 cm para o corrente ano ($Dias_{inundados}$) e para o ano anterior ($Dias_{inundados,a-1}$); vazão do rio Madeira para o corrente ano (V) e para o ano anterior (V_{a-1}); e o incremento mensal do fluxo (isto é, mudança mensal na vazão do rio).

Tabela 1. Séries das variáveis usadas na Análise de Fator Dinâmico.

Variáveis	Tipo da Série	Descrição
Desembarque	Resposta	Desembarques mensais (kg) para cada uma das dez espécies de peixes com maior abundância registradas no mercado de peixe de Porto Velho
$NH_{méd}$	Explicativas	Média, máximo e mínimo do nível hidrológico mensal (masl) do rio Madeira em Porto Velho no corrente ano
$NH_{máx}$		
$NH_{mín}$		
$NH_{méd,a-1}$		Média, máximo e mínimo do nível hidrológico mensal (masl) do rio Madeira em Porto Velho para o ano anterior
$NH_{máx,a-1}$		
$NH_{mín,a-1}$		
$Dias_{inundados}$		Número de dias em um mês em que o nível de água excedeu 16 msnm no corrente ano
$Dias_{inundados,a-1}$		Número de dias em um mês em que o nível de água excedeu 16 msnm no ano anterior
V		Vazão do rio Madeira ($m^3 s^{-1}$) para o corrente ano
V_{a-1}		Vazão do rio Madeira ($m^3 s^{-1}$) para o ano anterior
Incremento		Valor subtraindo o fluxo no mês atual do fluxo no mês anterior

Além de investigar a associação contemporânea entre desembarques de peixes e variáveis hidrológicas (Erzini 2005; Castello et al., 2015), também existem retardo de tempo entre variáveis

hidrológicas e impactos na produção pesqueira (Mérona e Gascuel, 1993; Castello et al., 2015). Nós incorporamos o potencial para avaliar esse retardo de duas maneiras: 1) através da inclusão explícita de variáveis hidrológicas com retardo de um ano no DFA; e 2) através de uma análise de correlação cruzada (CCA) entre as variáveis resposta e explicativas com retardo de tempo entre 0 e 24 meses realizadas no software estatístico R (R Core Development Team 2016). Embora a CCA tenha identificado uma série de retardos significativos entre espécies específicas de peixes e variáveis explicativas, elas não foram consistentes entre espécies ou variáveis, nem melhoraram o desempenho geral do modelo em relação às variáveis sem retardo e de atraso de 1 ano. Uma vez que o objetivo deste trabalho foi identificar padrões de variação compartilhados entre diferentes espécies usando o modelo mais parcimonioso, os atrasos mensais específicos para cada variável/combinção de espécies não foram incluídos como potenciais variáveis explicativas. No entanto, os resultados da CCA foram utilizados para ajudar a explicar a magnitude e o sinal dos parâmetros de regressão das variáveis explicativas que foram incluídas. Finalmente, uma vez que a multi-colinearidade pode existir entre variáveis com estrutura de séries temporais semelhantes, nem todas as variáveis explicativas puderam ser usadas simultaneamente. Para avaliar a multi-colinearidade, utilizamos o fator de variação da inflação (VIF) de cada conjunto de variáveis explicativas (Zuur et al., 2007) e foram excluídas combinações com $VIF > 5$ (Ritter et al., 2009).

Implementamos o DFA em três etapas distintas, resultando em três modelos (Tabela 2). O modelo I foi desenvolvido através da construção de um conjunto de Modelos de fatores dinâmicos (DFMs) usando um número crescente de tendências comuns até o desempenho do modelo ser considerado satisfatório de acordo com os indicadores de qualidade de ajuste (Zuur et al., 2003). A qualidade do ajuste do DFM foi quantificada através do critério de informação de Akaike (AIC, Akaike, 1974). O AIC é um critério estatístico que equilibra a qualidade do ajuste com a parcimônia do modelo, compensando o ajuste, mas incluindo um termo de penalidade com base no número de parâmetros do modelo. O DFM com menor AIC é preferido, e também usamos a função relativa de verossimilhança para comparar diferentes modelos estatísticos seguindo Burnham e Anderson (2002):

$$RL_i = \exp \left[\frac{AIC_{min} - AIC_i}{2} \right] \quad (3)$$

Onde RL é uma probabilidade relativa de que um modelo específico seja o "melhor" (%), AIC_{min} é o AIC mais baixo de todos os modelos, e AIC_i é o AIC de um modelo específico.

O modelo II foi desenvolvido com a incorporação de variáveis explicativas no DFA até que uma combinação de tendências comuns e variáveis explicativas tenha identificado ou excedido a qualidade dos indicadores do modelo I (sem exceder o critério VIF). O modelo II visa a adequação do modelo semelhante com menor dependência da variação latente (menor número de tendências comuns). O modelo II também visa reduzir $\rho_{m,n}$ e $\gamma_{m,n}$ de quaisquer tendências remanescentes, indicando uma dependência reduzida da variação desconhecida. Novos modelos reduzidos foram então explorados usando as variáveis explicativas identificadas no Modelo II para criar modelos multilineares sem tendências comuns para avaliar a nossa capacidade de modelar o sistema baseado unicamente em função da variação hidrológica conhecida. O Modelo IIIa usou todas as variáveis explicativas do Modelo II, enquanto o Modelo IIIb usou um subconjunto de variáveis explicativas selecionadas usando a seleção de variáveis passo a passo com AIC como critério de seleção (Tabela 2). A regressão múltipla e a seleção do modelo foram realizadas no software R (R Core Development Team 2016). Para comparar a importância relativa de tendências comuns e variáveis explicativas nas variáveis respostas (Zuur et al., 2003; Zuur e Pierce, 2004), todas as séries foram normalizadas antes da análise (subtração da média, dividida pelo desvio padrão).

Tabela 2. Modelos de fatores dinâmicos (DFM) testados neste estudo. Nota: Os valores de AIC do Modelo III não são diretamente comparáveis aos Modelos I e II.

DFM	No. de Tendências	Variáveis Explicativas	Parâmetros da Regressão	No. De Parâmetros	AIC	R ²
Modelo I	4	-	-	54	4097.9	0.51
Modelo II	1	NH _{máx} , Dias _{inundados} , V _{a-1} e Incremento	DFA	70	4053.9	0.31
Modelo IIIa	0	NH _{máx} , Dias _{inundados} , V _{a-1} e Incremento	R	50	-88.65	0.22
Modelo IIIb	0	NH _{máx} , Dias _{inundados}	R	30	-92.02	0.18

4.3.2. Análise das séries temporais de captura e preço do pescado

Para descrever a dinâmica da série temporal das capturas e do valor do pescado, o modelo utilizado foi o modelo linear padrão definido por Zeileis et al. (2003), que determina que as mudanças nos coeficientes são precedidas de quebras estruturais, que são alterações significativas nos valores médios do conjunto de dados. As datas das quebras estruturais são identificadas usando

partições do conjunto de dados e são encontradas quando a Soma Residual de Quadrados (RSS) for mínima. Os RSS são calculados usando o método CUSUM de mínimos quadrados ordinários (Soma cumulativa). Uma vez que é computacionalmente caro testar todas as partições possíveis no conjunto de dados, o RSS mínimo é pesquisado através de uma segmentação ótima, conforme definido em Bai e Perron (2003).

Depois de encontrado os modelos com quebra estrutural, esses foram comparados a fim de encontrar o mais adequado para descrever o conjunto de dados. O Critério de Informação Bayesiano (BIC) foi usado para definir o número ótimo de pontos de interrupção.

No presente trabalho, buscou-se quebras estruturais na produção média desembarcada e no preço médio ponderado (a) dos desembarques totais (de 1990 a 2014); (b) na captura média de espécies frequentes em pelo menos 60% dos desembarques (ou que tiveram seu preço registrado em 60% dos dados); (c) por grupo de espécies migratórias e residentes; e (d) por valores desembarcados das capturas totais e por espécies migratórias e residentes.

O preço médio ponderado foi o valor por espécie estimado após dividir a quantidade capturada por espécie pela captura total. O preço do quilo (kg) de cada espécie foi, primeiramente deflacionado, para ser convertido em dólares norte-americanos. A taxa de inflação utilizada para a deflação seguiu o Índice Nacional de Preços para Consumidores (IPCA). Os valores desembarcados foram calculados através do produto da captura total por espécie e o preço médio ponderado (em dólares) do quilo por espécie (USD).

As nove espécies mais frequentes ($\geq 60\%$) nas capturas foram: *Prochilodus nigricans* (curimatã), *Brachyplatystoma rousseauxii* (dourada), *Mylossoma* spp. (pacu), *Brycon amazonicus* (jatuarana), *Triporthesus* spp. (sardinha), *Potamorhina* spp. (branquinha), *Pseudoplatystoma* spp. (surubim), *Semaprochilodus* spp. (jaraqui), and *Cichla* sp. (tucunaré).

As espécies mais frequentes no conjunto de dados econômicos foram: *Prochilodus nigricans* (curimatã), *Brachyplatystoma rousseauxii* (dourada), *Mylossoma* spp. (pacu), *Brycon amazonicus* (jatuarana), *Brachyplatystoma filamentosum* (filhote), *Potamorhina* spp. (branquinha), *Zungaru zungaru* (jaú), *Brachyplatystoma platynemum* (babão), *Semaprochilodus* spp. (jaraqui), and *Cichla* sp. (tucunaré).

4.3.3. Análise para elaboração dos modelos ecossistêmicos

Foram elaborados modelos ecossistêmicos usando o software Ecopath para os períodos antes e após a implementação das usinas hidrelétricas do rio Madeira.

O modelo trófico foi confeccionado no programa “Ecopath with Ecosim” - EwE, que permite a construção de modelos balanceados e fluxo de energia entre os organismos aquáticos e estimam os atributos ecossistêmicos. A equação básica de um modelo EwE pode ser descrita da seguinte forma:

$$\text{Produção do grupo (i)} = \text{Mortalidade por predação sobre (i)} + \text{Outras mortalidades de (i)} + \text{Export de (i)}$$

Que matematicamente é descrito no Ecopath por equações lineares simples:

$$B_i \times P_{Bi} \times E_{Ei} - \sum_j (B_j \times Q_{Bj} \times DC_{ji}) - EX_i = 0, \quad (1)$$

em que:

B_i – biomassa da presa (i) na unidade ton/km²;

P_{Bi} – produção / biomassa de (i) que é igual a mortalidade natural (M). Unidade: tonelada/km²/ano;

E_{Ei} – eficiência ecotrófica de (i), isto é, fração da produção de i que é consumida dentro do sistema ou exportada; Não tem unidade;

B_j – biomassa do predador (j) na unidade ton/km²;

Q_{Bj} – consumo / biomassa do predador (j) e representa o consumo por unidade de biomassa do consumidor j. Unidade: tonelada/km²/ano;

DC_{ji} – fração da presa (i) na dieta do predador (j). Unidade: percentagem.

EX_i – export de (i), refere-se à biomassa pescada e/ou que migra para outros ecossistemas. Unidade: ton/km²/ano (aqui é considerada zero).

Para cada um dos compartimentos inseridos no modelo há uma equação (1) e as interações tróficas entre os grupos foram descritas pela matriz de composição da dieta (DC) que apresenta quantitativamente as frações da dieta de cada grupo sobre os demais.

Os compartimentos que compõem o modelo do rio Madeira foram escolhidos de acordo com os seguintes critérios: a) importância na captura pesqueira; b) item alimentar na dieta das espécies relevantes na captura pesqueira; c) organismos não-peixes que ocorrem na dieta e com

dados disponíveis para a quantificação da biomassa; d) espécies carismáticas (tracajá, boto, jacaré). Espécies de peixes que não se enquadram nos requisitos acima e/ou são raras nas amostragens foram agrupadas em componentes com base nos itens alimentares (Apêndice 4). Para melhor entender a variação da biomassa e da dinâmica dos grupos em ambos os modelos (Pré e pós barragem), optou-se pela padronização dos modelos com os mesmos compartimentos, mesmo que em um destes modelos, os compartimentos não se enquadrem nos critérios acima ou tenha biomassa muito baixa.

Balanceamento do modelo

O procedimento de pré-balanceamento (PREBAL), baseado nos princípios eco fisiológicos dos ecossistemas (Link, 2010), foi usado com intuito de avaliar a coerência e a qualidade dos valores de entrada de ambos os modelos. Assim espera-se que as taxas P/B, Q/B, P/Q por compartimento decaiam quando o nível trófico aumenta.

Atributos dos modelos

Usando o Ecolta com Ecosim (EwE) foram calculados alguns parâmetros para avaliar as mudanças no ecossistema do rio Madeira:

- Fluxos totais do Sistema, mede a quantidade de fluxos dentro do sistema para sustentar a biomassa;
- Produção Primária Total/Respiração Total, mede a maturidade do sistema e resultados próximos à 1 indica maturidade alta;
- Biomassa Total/Fluxos Totais, mede a biomassa e maturidade do sistema. Valores altos indicam que os fluxos suportam mais biomassa e conseqüentemente seriam mais maduros;
- Índice de Conectividade, mostra o grau de conexão da teia trófica do sistema (proporção entre links observados e possíveis);
- Índice de Onivoría do Sistema, é uma medida de como as interações alimentares são distribuídas entre os níveis tróficos. Os valores observados são médias ponderadas dos níveis de onivoría individuais;
- Índice de Ciclagem de Finn, mede a fração dos fluxos do sistema que é reciclada dentro do próprio sistema. Valores acima de 10% mostram alta reciclagem e conseqüentemente alta resiliência do sistema;
- Ascendência, é uma medida do crescimento e desenvolvimento do ecossistema;

- Overhead, mostra a “energia de reserva do sistema”. Valores de overhead superiores à ascendência podem determinar sistemas mais resilientes;
- Índice L: pode ser expresso em função da produção primária requerida (PPR) para suportar a captura de cada espécie, o nível trófico (TL) dessas espécies, a produção primária da base da cadeia (P1) e a eficiência da transferência de energia (TE) dos fluxos tróficos no ecossistema:

$$L = -\frac{1}{P_1 \cdot L_n \cdot TE} \cdot \sum_i^m (PPR_i \cdot TE^{TL_i-1}) \cong -\frac{PPR \cdot TE^{TL_c-1}}{P_1 \cdot L_n \cdot TE} \quad (2)$$

- P_{sust} : é a probabilidade de um ecossistema ser explorado de forma sustentável (P_{sust}), definido de acordo com os valores de L index: $P_{sus}(L) = \frac{P(L_2 > L)}{P(L_2 > L) + P(L_1 < L)}$, onde $P(L_1 < L)$ é o número de casos do grupo 1 em que os valores do índice são inferiores ao valor escolhido de índice L.

- Eficiência de Transferência trófica, que mede (%) o fluxo da eficiência de assimilação de um nível trófico sobre o nível anterior;

- Matriz de Impacto Trófico:

A Matriz de impacto Trófico (MTI) foi calculada através de uma matriz $n \times n$, onde j e i representam a interação entre o grupo impactante j e o grupo impactado i : $MTI_{ji} = DC_{ji} - FC_{ij}$.

Onde: DC_{ji} é o termo da composição da dieta que expressa quanto i contribui à dieta de j , e FC_{ij} é um termo da proporção da predação em j que é devido a i como um predador.

Essa matriz foi estimada em ambos os modelos, pré e pós barragem no rio Madeira, o que possibilitou a comparar e analisar se o barramento alterou o tipo de relações entre os componentes.

- Espécies-Chave:

Uma espécie pode ser definida como chave quando possui um papel central dentro dos ecossistemas. O Ecopath estima, com base na MTI, o índice de espécies-chave (ks_i), que atribui altos valores a grupos funcionais com baixa biomassa e alto efeito na rede trófica, definido da seguinte forma:

$$ks_i = \log[\varepsilon_i(1 - p_i)].$$

onde: p_i é o componente de biomassa representado pela contribuição do grupo funcional (B_i), de tal modo que $p_i = B_i / \sum_k B_k$ e ε_i é o efeito calculado a partir da análise de impacto trófico.

- Lindeman spine:

É uma forma gráfica de sintetizar os fluxos da teia trófica dentro das cadeias tróficas com os níveis tróficos agregados, ilustrando os fluxos de respiração, produção de detritos e exportação mantendo o nível trófico inteiro.

Simulações

O Ecosim é o módulo do Ecopath que permite modelar de forma dinâmica as variáveis do sistema, biomassa, predação e produção, e a simulação é expressa através de um conjunto de equações diferenciais, que são derivadas da seguinte equação:

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \sum_j Q_{ji} - \sum_j Q_{ji} + I_i - (M_{0i} + F_i + e_i) \times B_i \quad (3)$$

Onde:

dB_i/dt representa a taxa de crescimento da Biomassa do grupo i durante o intervalo de tempo dt ;

g_i é a eficiência de crescimento;

M_{0i} é a taxa de mortalidade natural estimada a partir da eficiência ecotrófica;

F_i é a taxa de mortalidade por pesca, e_i é taxa de emigração;

I_i é taxa constante de imigração;

$e_i \times B_i$ - é a taxa de migração da rede trófica.

Os impactos de fatores ambientais nas teias tróficas podem ser modelados através da rotina “Forcing Function”. Isso porque o Ecosim é a expressão dinâmica do ecossistema ao longo do tempo e é definida por uma série de equações diferenciais e para cada interação predador-presa, a taxa de consumo é calculada:

$$C_{ij} = (a_{ij} \cdot v_{ij} \cdot B_i \cdot P_j \cdot T_i \cdot T_j \cdot S_{ij} \cdot M_{ij} / D_j) \div (v_{ij} + v_{ij} \cdot T_i \cdot M_{ij} + a_{ij} \cdot M_{ij} \cdot P_j \cdot S_{ij} \cdot \frac{T_j}{D_j}) \quad (4)$$

Onde a_{ij} é a taxa efetiva do predador i alimentando uma presa j , v_{ij} é a vulnerabilidade expressando a taxa com a qual a presa se move entre ser vulnerável ou não, B_i é a biomassa da presa, P_j a abundância do predador, T_i e T_j , o tempo de alimentação relativo da presa e do predador, respectivamente, S_{ij} são os efeitos forçantes sazonais ou de longo prazo definidos pelo usuário, M_{ij} é a mediação do efeito forçante, e D_j representa o tempo de manuseio para a taxa de consumo (Christensen et al., 2005).

A *Forcing Function* (FF) foi aplicada no modelo pré e consistiu de um valor entre 0 e 1, que relativizou os valores de nível hidrológico do rio Madeira no período de janeiro de 2005 a outubro de 2011, quando a barragem foi fechada. Após este mês os valores da FF foram reduzidos para simular uma grande alteração dos valores de consumo no modelo pré com o objetivo de encontrar valores de Biomassa próximos aos do modelo pós.

Também foram simulados: 1) aumento relativo do esforço de pesca nos modelos pré e pós barragem: os aumentos foram de 10%, 12.5%, 15%, 17.5% e 20% para os bagres (*B. rousseauxii*, *B. filamentosum*, *B. platynemum*, *B. vaillantii*, *P. punctifer*, *P. pirinampu*, *Z. zungaru*) e peixes de escama (*M. duriventre*, *P. nigricans*, *P. latior*, *T. auritus*, *S. insignis*, *A. gigas* e *C. pleiozona*); 2) o desmatamento no componente Floresta de Várzea nos mesmos valores anteriores e em 5% para o modelo pós.

5. RESULTADOS

5.1. Relação da captura pesqueira com o nível hidrológico (DFA)¹

5.1.1. Variáveis respostas e explicativas

Um total de 48 espécies ou grupos de espécies foram desembarcadas e registradas pela colônia de pescadores Z-1 entre 1990 e 2007. A presente análise focou nas dez espécies mais abundantes e comercialmente importantes (Figura 2), que representaram mais de 80% da produção total dos desembarques. A captura média anual total durante os 18 anos de registros foi de 848,5 toneladas. As espécies com maiores capturas foram a curimatã (*Prochilodus nigricans*), seguidas da dourada/filhote (*Brachyplatystoma* spp.) e o pacu (*Mylossoma* spp.). A maior produção de peixe (894 t) foi registrada em 1993 e a captura mais baixa (271 t) foi observada no ano seguinte. A variação temporal na captura foi alta entre todas as espécies (Fig. 2), mas foi mais pronunciada para jatuarana (*Brycon* spp.), surubim (*Pseudoplatystoma* spp.) e tucunaré (*Cichla pleiozona*).

¹ Artigo publicado na revista científica Ecohydrology: doi: 10.1002/eco.1899.

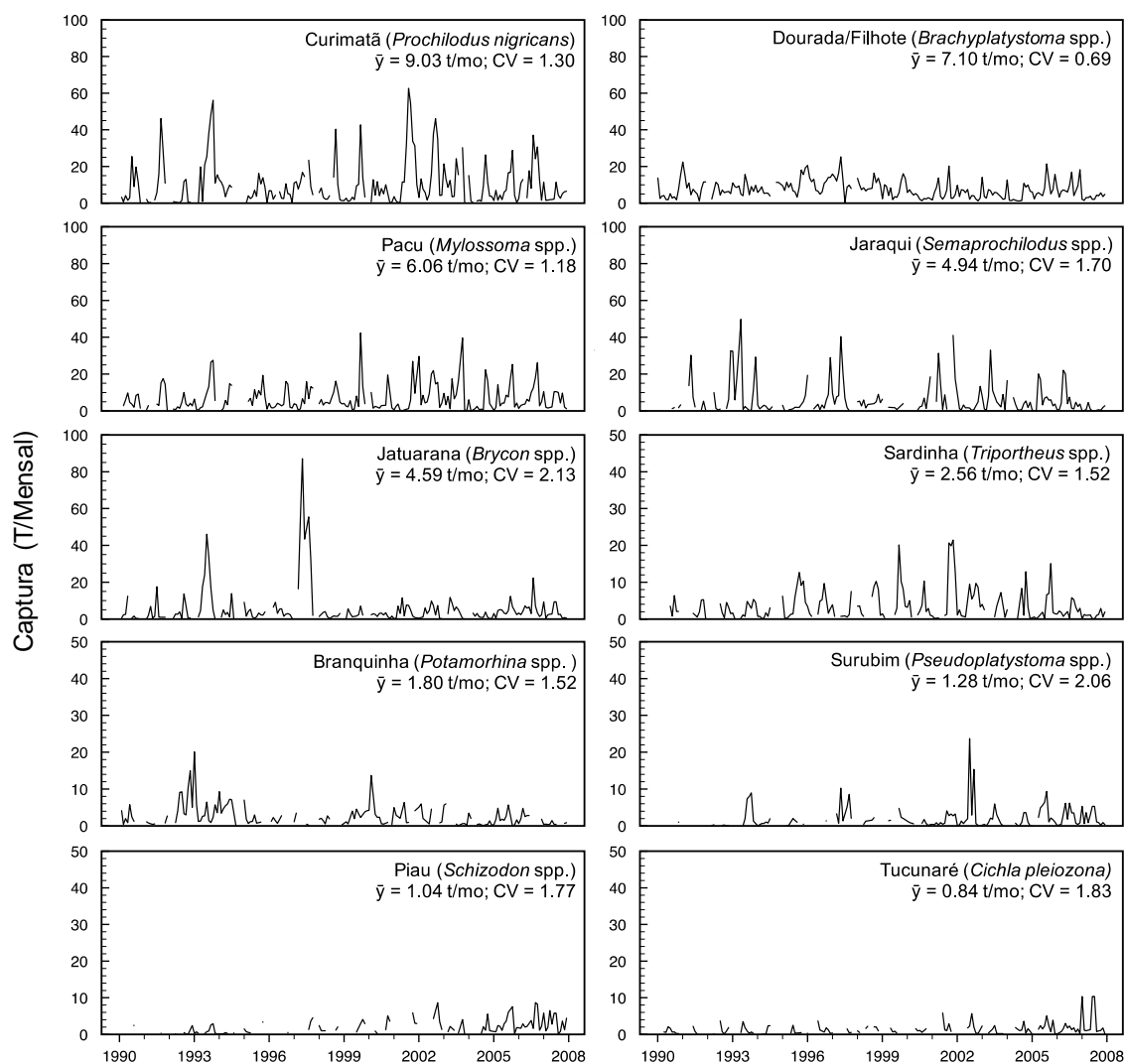


Figura 2. Captura mensal (t) para as dez principais espécies comerciais desembarcadas em Porto Velho de 1990 a 2007. Dados fornecidos pela Colônia de Pescadores Z-1. \bar{y} = média e CV = intervalo de confiança.

As variáveis hidrológicas observadas e derivadas são mostradas na Figura 3. O nível hidrológico (mínimo, máximo e médio) e a vazão apresentaram padrões fortes e sazonais de seca e cheia, com quatro fases: enchente (novembro, dezembro e janeiro), cheia (fevereiro, março e abril), vazante (maio, junho e julho) e estação seca (agosto, setembro e outubro). Os fluxos e níveis mínimos e máximos ocorreram na estação seca de 2005 e na estação chuvosa de 1997, respectivamente (Fig. 3), porém as variações ano a ano entre fluxos mínimos e máximos foram relativamente pequenas. Os padrões sazonais foram refletidos diretamente em métricas atrasadas e incrementos, enquanto a variável "dias inundados" não teve valores zero para um subconjunto

dos anos mais cheios (3, 29 e 73 dias em 1991-1993, respectivamente, 63 dias em 1997 e 25 dias em 2001).

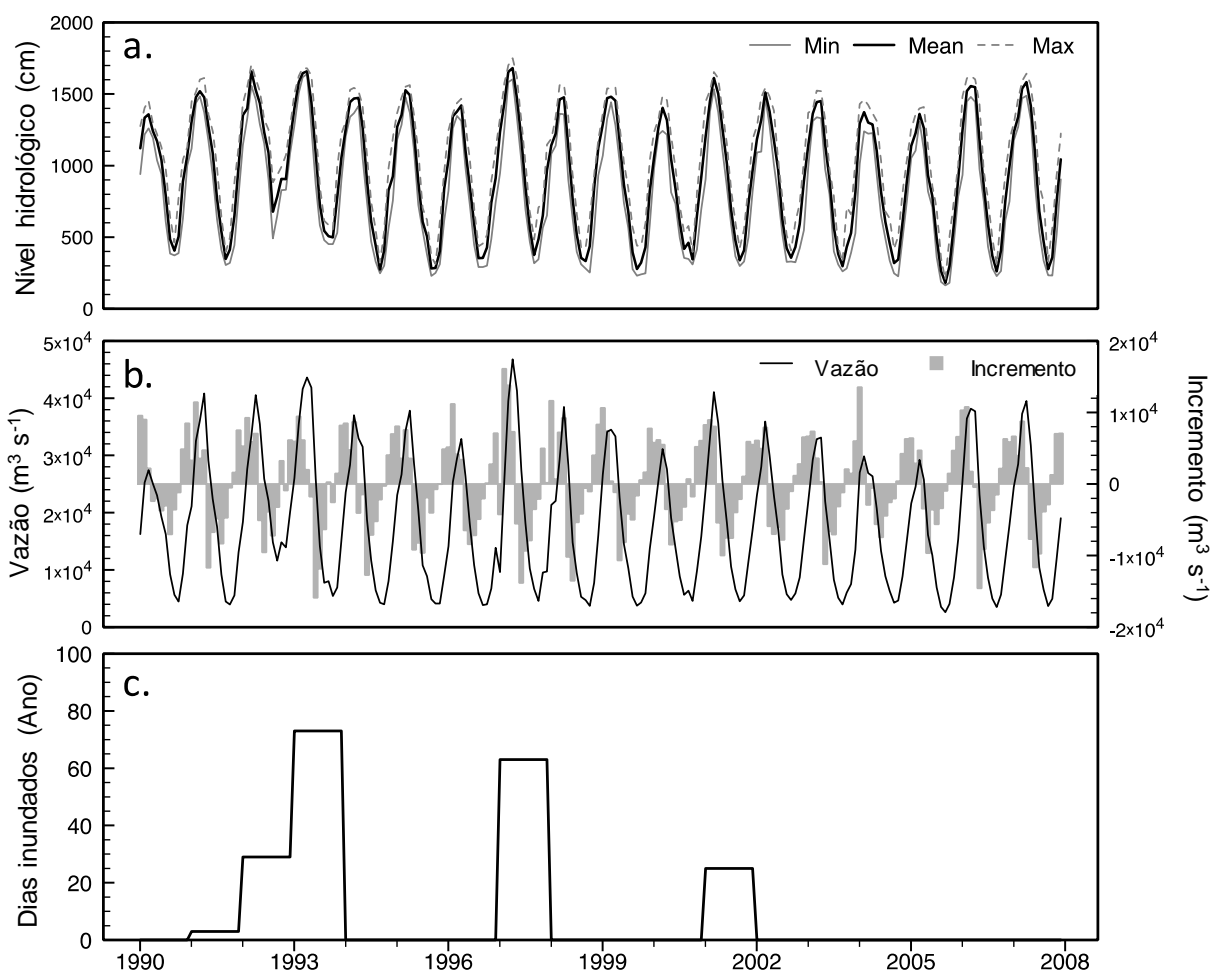


Figura 3. Nível hidrológico mensal mínimo, médio e máximo em centímetros (cm) acima do nível médio do mar (msl) medido em Porto Velho (a), vazão mensal média e incremento (alteração na vazão) medido na mesma estação (b) e número de dias que o nível de água excedeu 1600 acima de msl (em cm), um limiar identificado como importante para a produção pesqueira por pescadores da Colônia membro da Z-1. Nível hidrológico e dados de vazão foram obtidos pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).

5.1.2. Análise de Fator Dinâmico (DFA) - Linha de base sem variáveis explicativas (Modelo I)

Foram encontradas quatro tendências ($M = 4$) para descrever adequadamente a variação nos desembarques das 10 espécies de peixes. A adição de uma quinta tendência melhorou o R^2 ,

mas aumentou o valor de AIC (Tabela 3). O valor de AIC das quatro tendências do Modelo I foi usado para os Modelos de Dinâmica de Fatores (DFMs) subsequentes.

Tabela 3. Critério de Informação de Akaike (AIC), R^2 e valores de verossimilhança relativa para Modelos de Fator Dinâmico sem variáveis explicativas (Modelo I) e Tendências Comuns (M) de 1-5. O melhor modelo é destacado em negrito.

M	R^2	AIC	Verossimilhança relativa
1	0.25	4283	0%
2	0.40	4169	0%
3	0.46	4119	0%
4	0.54	4097	N/A
5	0.56	4101	14%

A Tabela 4 resume os resultados do Modelo I para cada tendência (M) e espécies (n). Os níveis dos parâmetros foram insignificantes, como era esperado, dada a normalização dos dados. O valor geral do ajuste para o Modelo I foi bom ($R^2 = 0,51$) e altamente variável entre as espécies ($0,16 \leq R^2 \leq 0,95$). Os coeficientes de correlação canônicos (ρ_m, n) indicam o grau de correlação entre as tendências comuns ajustadas e as variáveis respostas. Embora apenas descrevendo a variabilidade latente (desconhecida) nesta fase, as quatro tendências comuns do Modelo I e seus padrões de correlação com cada espécie (Figura 4) foram úteis para desenvolver ideias sobre a variação compartilhada na captura entre espécies e identificar variáveis explicativas potencialmente úteis. Por exemplo, a Tendência 1 apresentou correlação entre moderada e alta (positivamente) com curimatã, pacu, sardinha e surubim. Jatuarana e piau apresentaram baixas correlações com a Tendência 1, e a correlação com as 4 espécies restantes foi menor. Para as três tendências restantes, existem correlações moderadas a altas entre: tendência 2 com dourada/filhote ($\rho = 0,74$); tendência 3 com jatuarana ($\rho = 0,56$); e tendência 4 com branquinha ($\rho = -0,53$). Todas as outras correlações foram baixas. Esses resultados, em geral, refletiram nos valores do fator de carga do Modelo I (γ_1, n) (Tabela 4).

Tabela 4. Proporção de meses com dados (% de dados), parâmetros de nível constante (μ_n), coeficientes de correlação canônica ($\rho_{m,n}$), fator de carga ($\gamma_{m,n}$) e coeficientes de determinação (R^2) para cada espécie no Modelo I.

Espécies	% dados	μ_n	$\rho_{1,n}$	$\rho_{2,n}$	$\rho_{3,n}$	$\rho_{4,n}$	$\gamma_{1,n}$	$\gamma_{2,n}$	$\gamma_{3,n}$	$\gamma_{4,n}$	R^2
Curimatã	87	-0.03	0.88	-0.02	0.19	-0.21	0.56	-0.05	0.15	-0.02	0.77
Dourada/Filhote	96	0.00	0.05	0.74	-0.06	0.09	0.04	0.31	0.12	-0.02	0.55
Pacu	87	-0.02	0.71	-0.07	-0.08	0.00	0.51	-0.05	0.04	0.03	0.56
Jaraqui	75	0.01	-0.01	0.30	0.28	-0.23	-0.08	0.12	0.08	-0.07	0.18
Jatuarana	80	-0.01	0.31	0.48	0.56	0.17	0.04	0.02	0.56	0.00	0.95
Sardinha	72	-0.12	0.64	0.17	-0.28	-0.09	0.53	0.12	-0.12	0.01	0.71
Branquinha	68	-0.03	0.02	0.09	0.38	-0.53	-0.05	0.07	-0.08	-0.12	0.31
Surubim	57	-0.17	0.52	-0.01	0.09	0.16	0.32	-0.13	0.19	0.05	0.40
Piau	45	-0.20	0.41	-0.12	-0.42	0.40	0.38	-0.09	-0.02	0.11	0.52
Tucunaré	55	-0.09	0.06	-0.24	-0.05	0.24	0.05	-0.14	0.10	0.07	0.16

Embora houvesse um número limitado de correlações moderadas e altas entre tendências comuns e variáveis respostas, a inspeção visual das quatro tendências ajustadas forneceu informações sobre os processos que conduzem as variações para as espécies que apresentam algum grau de correlação. Por exemplo, a Tendência 1 (Fig. 4) apresentou uma variação ano a ano forte e regular, representativa do pulso hidrológico sazonal observado no rio Madeira (Fig. 3). Os picos anuais na Tendência 1 geralmente ocorreram na estação seca, com máximas magnitudes sazonais em 1993, 1999, 2001 e 2002. A Figura 4 ilustra que as correlações mais fortes com a Tendência 1 foram para curimatã, pacu, sardinha, surubim e piau. A Tendência 2 (Fig. 4) mostrou alguma variação de alta frequência (ano a ano), mas também exibiu uma aparente oscilação de baixa frequência, ascendendo no início dos anos 90, diminuindo consistentemente no final dos anos 90 e novamente aumentando após 2000. As correlações mais fortes com a tendência 2 foram para dourada/filhote, jaraqui e jatuarana (Fig. 4). A tendência 3 foi caracterizada por ruído em torno de zero com dois picos distintos em 1992 e 1997 (Fig. 2), dois anos com o nível hidrológico mais elevado e um grande número de dias inundados (Fig. 3). Essa tendência foi fortemente correlacionada com jaraqui, jatuarana e branquinha (positiva) e piau (negativo) (Fig. 4). Finalmente, a tendência 4 mostrou longa variação na escala com valores fortes, tanto negativo quanto positivo (Fig. 4) e teve correlação variável (e baixa) com todas as espécies, exceto com a branquinha (Fig. 4).

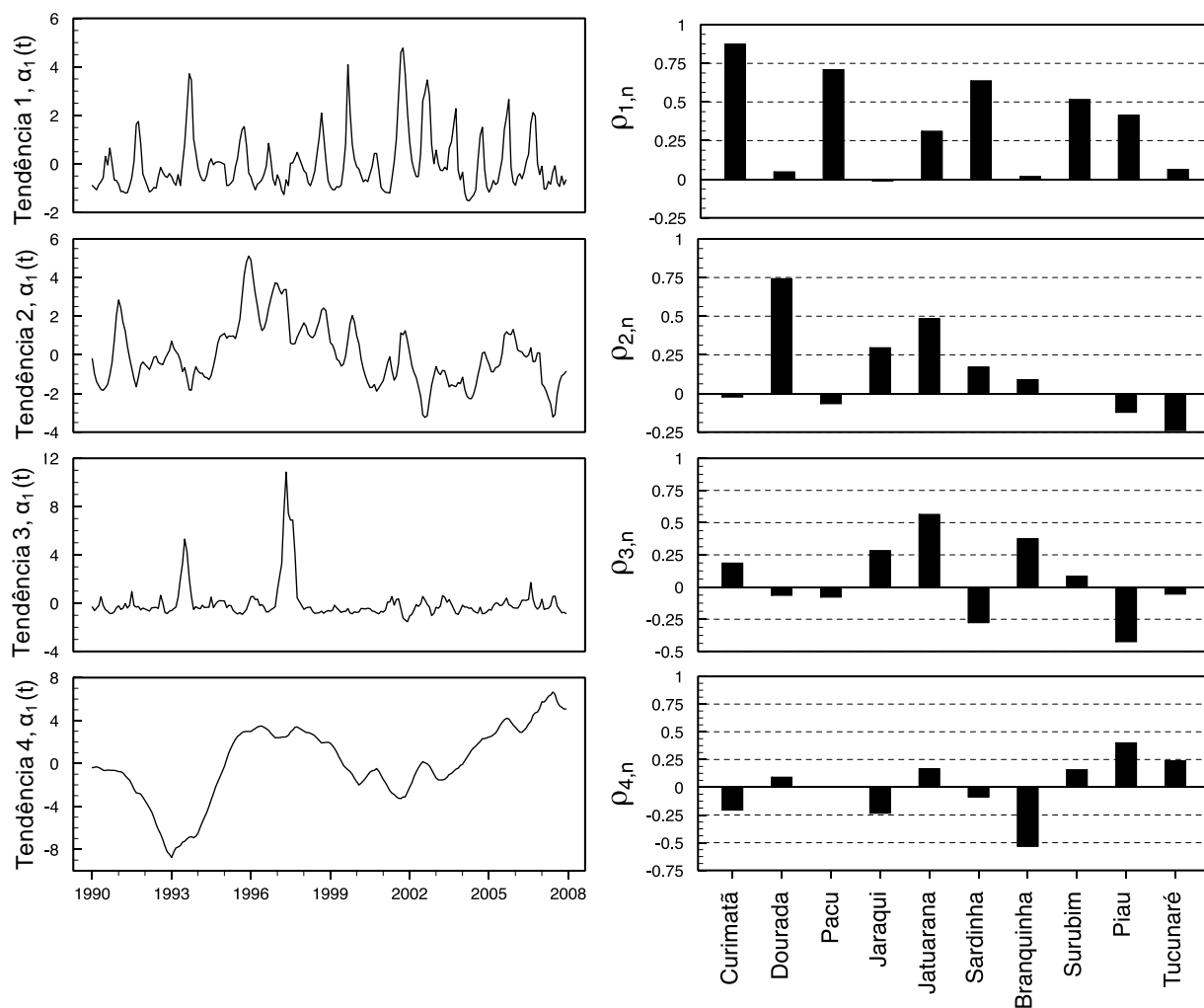


Figura 4. As quatro tendências do Modelo I (à esquerda) e seus coeficientes de correlação canônicos (à direita).

O modelo I ajustado e os dados observados são ilustrados na Figura 5 e foram considerados entre bons e excelentes ($0,52 \leq R^2 \leq 0,95$) para seis das dez espécies. O Modelo I foi satisfatório pois capturou os picos de produção entre diferentes anos no período registrado para a maioria das espécies (por exemplo, curimatã, pacu, dourada/filhote, jatuarana, sardinha e surubim), exceto para branquinha e tucunaré. Notavelmente, as quatro espécies com piores ajustes ($0,16 \leq R^2 \leq 0,40$) tiveram dados relativamente escassos, com exceção de jaraqui (Tabela 4), destacando o papel do monitoramento contínuo dos dados para essas tendências. Isso é evidenciado por valores baixos de $\rho_{m,n}$ e $\gamma_{m,n}$ e no desempenho do modelo para essas espécies (ver Discussão).

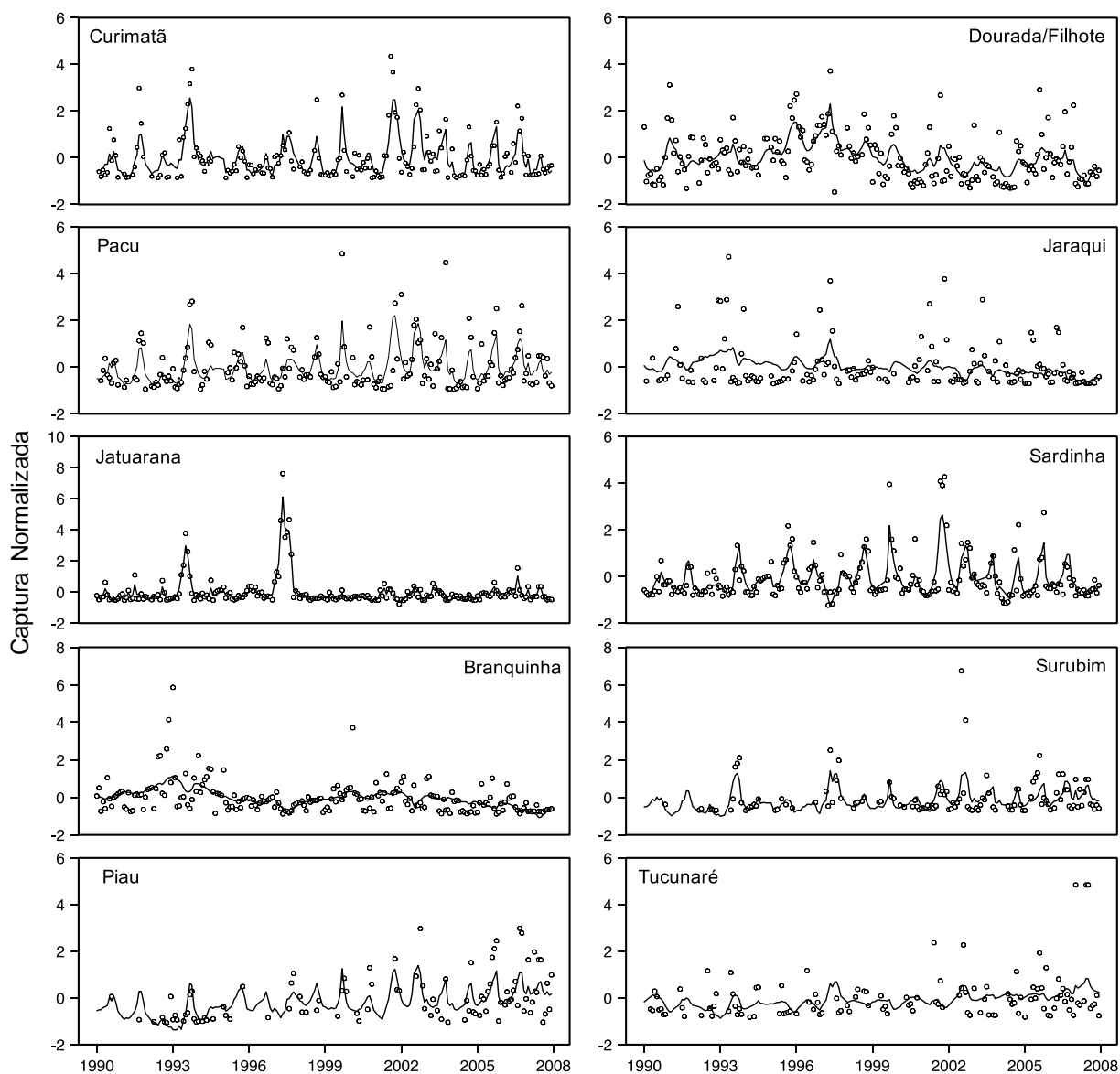


Figura 5. Captura normalizada observada (linhas) e modelada (círculo aberto) para cada espécie do modelo I.

5.1.3. DFA com variáveis explicativas (Modelo II)

Como esperado, os valores do Fator de inflação da variância (VIFs) entre algumas variáveis hidrológicas (por exemplo, nível de água mínimo, médio e máximo) foram altos e foram utilizados apenas combinações de variáveis que atendessem aos critérios $VIF < 5$. Isso resultou em um total de 98 diferentes DFMs, usando combinações com 11 variáveis explicativas e números variados de

tendências comuns. O melhor DFM usou quatro variáveis explicativas ($K = 4$; $1.05 \leq VIF \leq 4.41$): $NH_{\text{máx}}$, $Dias_{\text{Sinundados}}$, V_{a-1} e incremento. O uso dessas variáveis explicativas permitiu reduzir o número de tendências comuns necessárias para um ($M = 1$), reduzindo a variabilidade inexplicável no modelo, ao mesmo tempo em que alcançou desempenho semelhante ao Modelo I. O Modelo II selecionado possuía um AIC de 4054, inferior ao 4098 do Modelo I (Tabela 3) e o menor de qualquer DFM construído usando variáveis explicativas disponíveis.

A Tabela 5 resume os resultados do Modelo II. Os parâmetros de nível foram novamente insignificantes devido à normalização dos dados. Apesar de ter um valor AIC reduzido, a aptidão do Modelo II medida com R^2 foi menor do que o Modelo I ($R^2 = 0,38$; $0,14 \leq R^2 \leq 0,71$). Os valores de $\rho_{m,n}$ e $\gamma_{m,n}$ para a única tendência no Modelo II foram reduzidos em relação ao Modelo I, indicando menos dependência da variação latente, mas ainda foram importantes para algumas espécies. A tendência foi moderadamente correlacionada com jatuarana, piau (positivamente) e branquinha (negativamente); surubim, dourada/filhote e tucunaré apresentaram baixas correlações e a correlação com as quatro espécies restantes foi menor. A Tendência 1 (Fig. 6a) não exhibe variação regular ano a ano (provavelmente explicada por variáveis do Modelo II), mas parece representar distintos, baixo (1992-1993) e alto (1997-1998, 2002, e 2005-2006) períodos de captura que não foram representados pelas variáveis explicativas.

Tabela 5. Nível constante dos parâmetros (μ_n), coeficientes de correlação canônicos ($\rho_{m,n}$), fator de carga ($\gamma_{m,n}$), coeficientes de regressão ($\beta_{k,n}$) e coeficientes de determinação (R^2) para o Modelo II. Significativos β estão destacados em negrito.

Espécies	μ_n	$\rho_{1,n}$	$\gamma_{1,n}$	$\beta(NH_{\text{máx}})$	$\beta(Dias_{\text{Sinundados}})$	$\beta(V_{y-1})$	$\beta(\text{Incremento})$	R^2
Curimatã	-0.01	0.05	0.04	-0.85	0.36	0.33	0.07	0.45
Dourada/Filhote	0.01	0.29	0.12	-0.01	0.22	-0.06	0.23	0.26
Pacu	-0.01	0.13	0.05	-0.78	0.12	0.25	0.05	0.44
Jaraqui	0.00	-0.08	-0.02	0.63	0.26	-0.43	-0.07	0.27
Jatuarana	-0.03	0.50	0.24	-0.06	0.64	0.14	-0.21	0.71
Sardinha	-0.13	0.03	0.00	-0.72	0.08	0.08	0.27	0.40
Branquinha	-0.09	-0.53	-0.20	0.33	0.07	-0.21	0.00	0.33
Surubim	-0.09	0.35	0.14	-0.36	0.17	0.14	-0.19	0.43
Piau	-0.07	0.52	0.20	-0.12	0.02	-0.18	0.11	0.38
Tucunaré	-0.13	0.22	0.11	0.28	-0.07	-0.22	-0.38	0.14

A importância de cada variável explicativa para cada espécie de peixe é dada pela magnitude e significância dos coeficientes de regressão ($\beta_{k,n}$). O nível máximo ($NH_{m\acute{a}x}$) apresentou o maior valor de $|\beta_{k,n}|$ e foi um preditor significativo para sete de dez espécies (Tabela 5 e Fig. 6). Os valores negativos de $\beta_{k,n}$ são explicados por padrões de correlação cruzada em variáveis hidrológicas e história de vida das espécies (apresentado abaixo). Os valores de $\beta_{k,n}$ para a vazão do ano anterior (V_{a-1}) foram significativos para curimatã e pacu (positivo) e jaraqui (negativo), enquanto a correlação com os dias inundados foi relativamente alta, positiva e significativa para um subconjunto de espécies: Curimatã, dourada, jaraqui e jatuarana (Fig. 6). Os valores de $\beta_{k,n}$ para incremento foram significativos para cinco espécies, com sinais variáveis e geralmente baixos. Todas as espécies tiveram uma relação significativa com pelo menos uma variável explicativa, com exceção do piau.

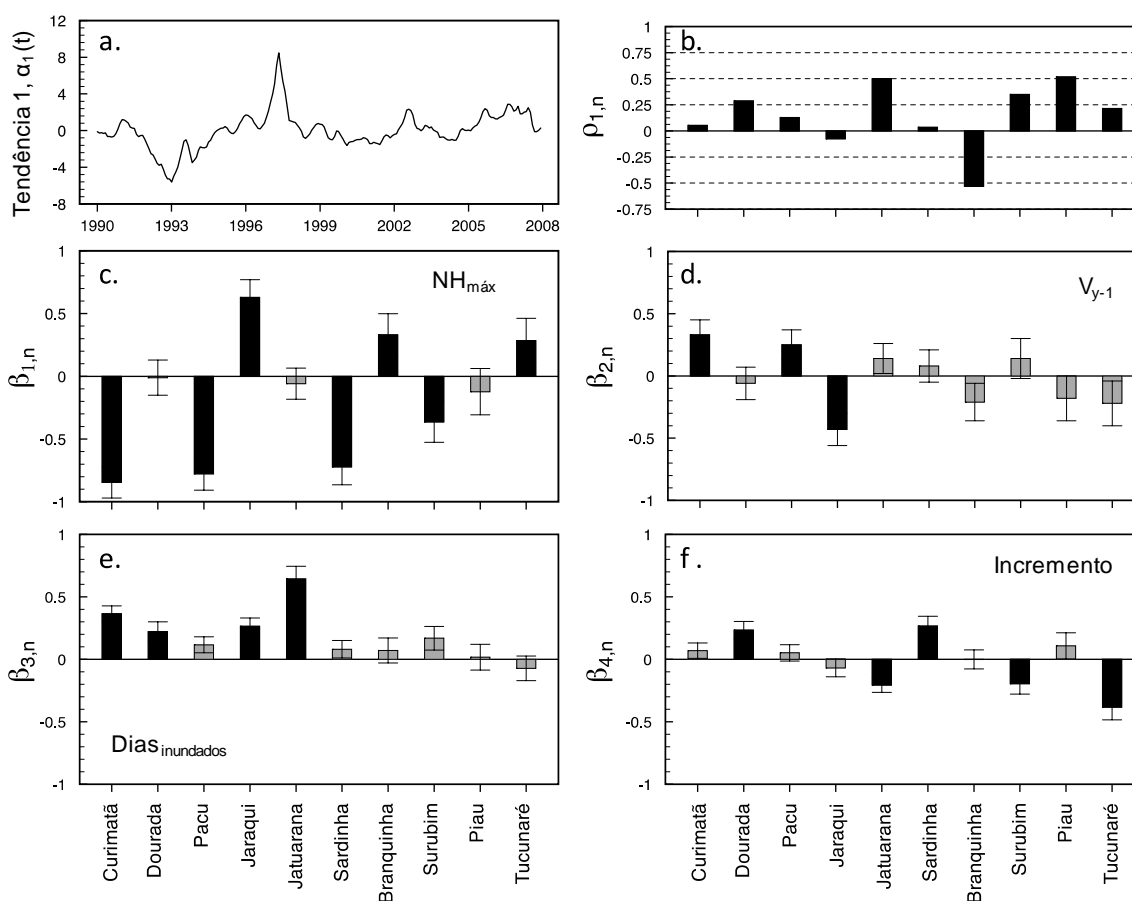


Figura 6. Tendência comum (a), coeficientes de correlação canônicos (b) e coeficientes de regressão para cada variável explicativa (c-f) do Modelo II ($M=1$, $K=4$).

Os ajustes do modelo II e os dados observados estão ilustrados na Figura 7. Os ajustes do modelo foram inferiores aos do Modelo I (Fig. 5), mas ainda capturaram padrões de variação intra e interanual para a maioria das espécies. Em geral, o Modelo II foi o melhor para prever a repetição da variação de captura ano a ano (por exemplo, para curimatã, pacu, sardinha e surubim) e anos de captura extremos distintos (por exemplo, para jatuarana). As espécies com mais ruído na variação temporal dos desembarques (dourada, jaraqui, branquinha e piauí) foram menos explicadas. Como no modelo I, o pior ajuste foi para tucunaré ($R^2 = 0,16$), que apresentou os menores dados disponíveis (55%; Tabela 4), embora este ajuste ruim também possa ser devido a dados de captura altos do final do período dos registros (Fig. 7).

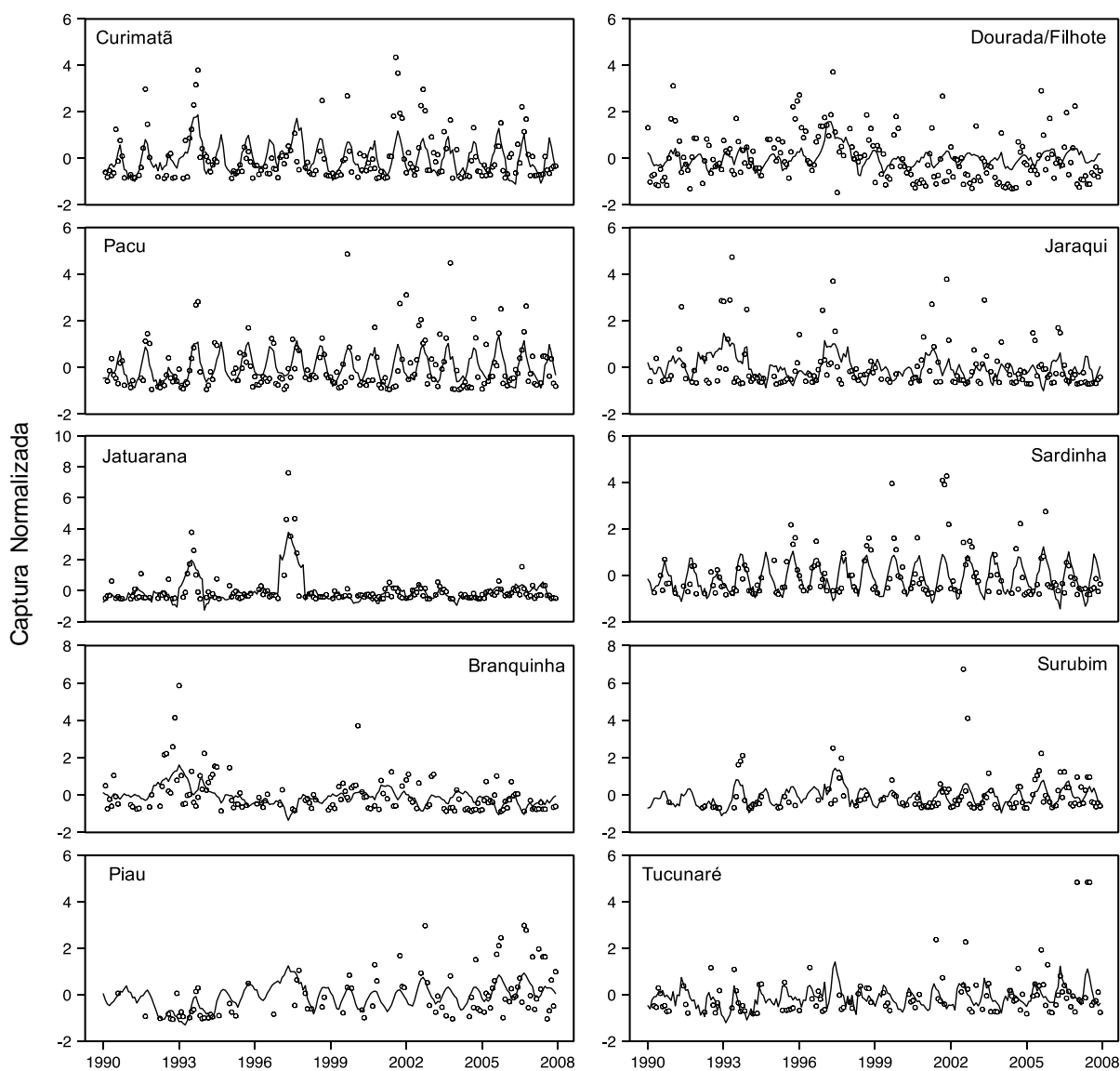


Figura 7. Captura normalizada observada (linhas) e modelada (círculo aberto) para cada espécie do modelo II.

A análise de correlação cruzada (CCA) mostrou relações altamente variáveis entre variáveis hidrológicas com atrasos (meses anteriores) e a captura para cada espécie. As correlações mais fortes foram observadas para o nível da água com atraso de seis meses, dias inundados atrasados em dois meses, fluxo atrasado em oito meses e incremento atrasado em 10 meses (Tabela 6). O DFM usando essas variáveis explicativas ($1.09 \leq \text{VIF} \leq 3.43$) e somente uma tendência apresentou um AIC de 4076 (isto é, melhor qualidade de ajuste do que o Modelo I, mas não tão bom quanto o Modelo II selecionado), portanto, esses resultados não foram mais explorados. No entanto, os resultados do CCA ajudaram a explicar o sinal variável de $\beta_{k,n}$ visto para algumas variáveis explicativas (Fig. 6, ver Discussão).

Tabela 6. Valores de correlação de Pearson entre variáveis respostas e quatro variáveis explicativas atrasadas (m-2: dois meses anteriores, m-6: seis meses anteriores, m-8: oito meses anteriores e m-10: dez meses anteriores).

Espécies	NH _{mín,m-6}	Dias _{inundados,m-2}	V _{m-8}	Incremento _{m-10}
Curimatã	0.54	0.25	0.21	0.23
Dourada/Filhote	-0.01	0.14	0.21	0.22
Pacu	0.53	0.03	0.22	0.27
Jaraqui	-0.15	0.32	0.08	0.04
Jatuarana	0.05	0.53	-0.18	-0.14
Sardinha	0.45	-0.03	0.32	0.33
Branquinha	0.02	0.22	0.12	0.07
Surubim	0.29	0.14	-0.09	0.02
Piau	0.25	-0.23	0.13	0.19
Tucunaré	-0.09	-0.09	-0.21	-0.14

5.1.4. Modelo DFA sem tendências comuns (Modelo III)

Finalmente, todas as tendências comuns foram removidas para avaliar o poder preditivo do DFM usando apenas as variáveis explicativas identificadas no Modelo II (isto é, um modelo de regressão multilinear). Como esperado, os valores de R^2 para Modelos IIIa e IIIb foram reduzidos aos do Modelo II (Tabela 7). Com tendências comuns removidas, 16 dos 40 parâmetros (40%) foram significativos para o Modelo IIIa e 12 de 20 (60%) foram significativos para o Modelo IIIb, em comparação com 20 de 40 (50%) no Modelo II, sugerindo que o processo para identificação

das variáveis explicativas do Modelo II são relativamente mais robustos. A importância relativa das variáveis explicativas no Modelo IIIa foi semelhante ao Modelo II, com valores de parâmetros médios de 0,41, 0,18, 0,23 e 0,15 para $NH_{m\acute{a}x}$, $dias_{inundados}$, V_{a-1} e incremento, respectivamente (em comparação com 0,41, 0,20, 0,20 e 0,16 para o modelo II). Para o Modelo IIIb, a importância relativa das variáveis explicativas foi compartilhada de forma igual entre as variáveis restantes (valores médios de parâmetros de 0,26 e 0,23 para $NH_{m\acute{a}x}$ e $dias_{inundados}$, respectivamente).

Tabela 7. Coeficientes de regressão ($\beta_{k,n}$) e coeficientes de determinação (R^2) para os Modelos IIIa e IIIb. Valores significativos de β estão destacados em negrito.

	Modelo IIIa						Modelo IIIb			
	Int.	$\beta(NH_{m\acute{a}x})$	$\beta(Dias_{inundados})$	$\beta(V_{a-1})$	$\beta(Incremento)$	R^2	Int.	$\beta(NH_{m\acute{a}x})$	$\beta(Dias_{inundados})$	R^2
Curimatã	-0.01	-0.83	0.36	0.31	0.07	0.37	0.00	-0.52	0.33	0.35
Dourada/Filhote	0.01	0.03	0.19	-0.12	0.23	0.09	0.00	0.00	0.17	0.03
Pacu	-0.01	-0.76	0.10	0.23	0.05	0.30	-0.01	-0.54	0.08	0.29
Jaraqui	-0.01	0.60	0.27	-0.40	-0.06	0.22	-0.01	0.23	0.29	0.18
Jatuarana	0.00	0.07	0.59	-0.02	-0.19	0.36	0.03	0.00	0.61	0.33
Sardinha	-0.13	-0.72	0.08	0.08	0.27	0.32	-0.09	-0.53	0.03	0.27
Branquinha	-0.02	0.32	0.22	-0.17	0.00	0.09	-0.03	0.17	0.23	0.08
Surubim	-0.06	-0.30	0.17	0.07	-0.21	0.15	-0.03	-0.28	0.19	0.11
Piau	-0.08	-0.18	-0.16	-0.18	0.04	0.16	-0.08	-0.32	-0.32	0.15
Tucunaré	-0.13	0.28	-0.13	-0.25	-0.37	0.11	0.01	0.04	-0.09	0.01

5.2. Análise temporal da captura pesqueira e valor do pescado desembarcado

No período de 1990 a 2014, a pesca de pequena escala no rio Madeira explorou 53 espécies ou grupos de espécies, que compreendem espécies de pequeno porte ou poucos indivíduos de pequenas capturas (Apêndice 1). As espécies de Characiformes (63%) e Siluriformes (25%) constituíram a maioria dos desembarques. Os outros 12% da captura foram espécies de peixes agrupadas e distribuídas entre Osteoglossiformes e Clupeiformes. A partir dos desembarques totais, 32 espécies estiveram presentes em menos de 2% das capturas. A captura anual média foi de 576,8t ($\pm 294,8t$). A maior captura foi registrada em 2008 (1589.01t) principalmente devido às capturas de pacu (*Mylossoma spp.*) e barbachata (*Pinirampus pinirampu*), que representaram 35% das capturas totais. A captura mais baixa foi observada em 2014 (76,83 t).

Mudanças temporárias nas capturas e preços totais

No geral, as capturas e os preços anuais variaram e foram divergentes e negativamente correlacionados principalmente a partir de 2009 (Figura 8). Os desembarques médios tiveram duas quebras estruturais, indicando dois eventos de mudança na média das capturas para o período de 1990 a 2014. O preço médio ponderado por quilo de todas as espécies capturadas entre 1994 e 2013 apresentou três quebras estruturais (Tabela 8 e Figura 9).

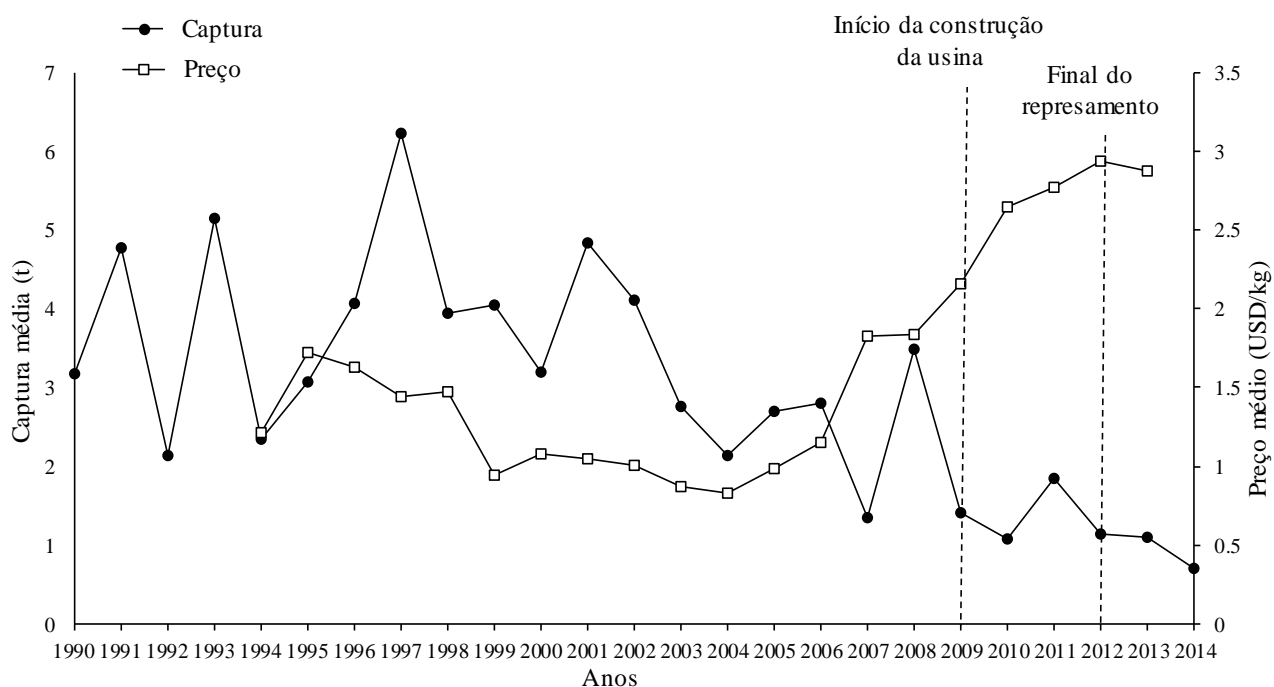


Figura 8. Total de capturas médias anuais (tonelada) de peixes desembarcados entre 1990 e 2014 e o preço anual médio (USD) do quilo de peixe entre 1994 e 2013 da pesca de pequena escala do rio Madeira.

Tabela 8. Quebra estrutural (SB) nos valores médios das capturas totais identificadas de 1990 a 2014 e quebras estruturais no preço médio ponderado por quilo de 1994 a 2013 para todas as espécies capturadas pela pesca de pequena escala no rio Madeira. NQS = Número de quebra estrutural; BIC = Critério de Informação Bayesiano; Intervalo de data: período das quebras estruturais identificadas; IC = intervalo de confiança; ¹ BIC mais baixo, indicando o melhor ajuste. A data em negrito em cada intervalo indica o mês específico que foram identificadas quebras estruturais nos valores médios.

	NQS	BIC	Intervalo-Data	IC (Lim _{inf} -Lim _{sup})	Média
Captura total (t)	0	3101			
	1	3098			
			1990/Jan – 2005/Mar	2000/Jul - 2006/Fev	46.88
	2	3090 ¹	2005/Abr – 2008/Dez	2008/Set - 2011/Fev	77.30
			2009/Jan – 2014/Dez		32.80
	3	3100			
Preço médio por kg	0	554			
	1	417			
	2	373			
			1994/Jan – 1999/Jun	1999/Fev - 1999/Dez	1.57
			1999/Jul – 2006/Nov	2006/Out - 2007/Jan	0.98
	3	340 ¹	2006/Dez – 2010/Out	2009/Dez - 2010/Nov	2.05
			2010/Nov – 2013/Dez		3.06
	4	448			

As quebras estruturais nas capturas indicaram, em primeiro lugar, que, em 2005, as capturas aumentaram 65% e uma queda de 58% de 2008 até 2011, quando uma captura média mais baixa foi estabelecida para os desembarques totais. Na avaliação dos preços, a quebra estrutural mostrou queda de 37,5% em 1999 e depois aumento significativo em 2006 (109%) e em 2010 (49,3%, Figura 9).

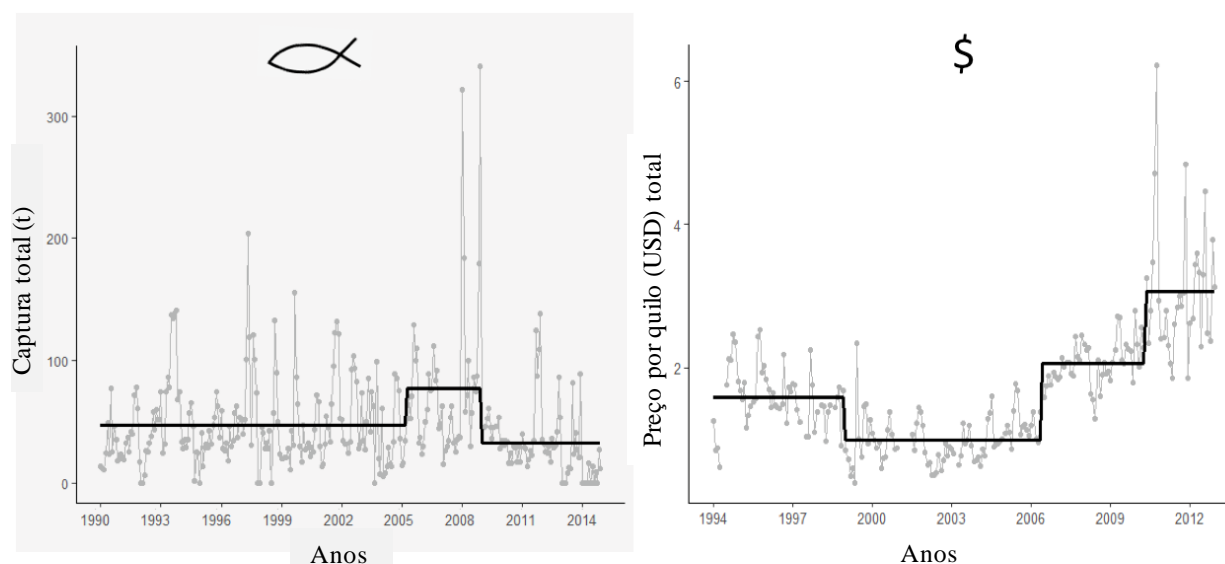


Figura 9. Quebras estruturais observadas ao avaliar: (i) as capturas totais de desembarques da pesca de pequena escala no rio Madeira de 1990 a 2014 (fundo cinza no lado esquerdo); e (ii) preço médio ponderado total por quilo de todas as espécies capturadas de 1994 a 2013 (no lado direito). Observe que, para cada alteração na captura ou preço médio atual, há um ponto de interrupção associado, independentemente de aumentar ou diminuir o valor médio anterior.

Quebras estruturais nos valores médios das espécies de peixes mais frequentes

Considerando as nove espécies frequentemente capturadas ($\geq 60\%$ dos registros), apenas surubim (*Pseudoplatystoma* spp.) e sardinha (*Triportheus* spp.) não foram frequentes nos registros econômicos (Tabela 9). Seis espécies que foram frequentes nos registros de captura e no conjunto de dados econômicos apresentaram quebras estruturais nas capturas médias (Figura 10 e Apêndice 2). A maior amplitude de mudança em relação à captura média observada foi registrada para as espécies de sardinha (*Triportheus* spp.), que aumentou 139,7% (em 1995) e para a dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*), que diminuiu 74,4% (em 2009). A última mudança econômica observada aumentou o preço médio do quilo para as seis espécies em 2010 ou 2011. As espécies de bagres apresentaram o maior aumento de preços acentuadamente em 2010. Especificamente, a dourada, que representou 72% de todas as capturas dos bagres, demonstrou um aumento de 88% em relação ao valor médio registrado desde 1994. A metade desse aumento nos preços (43,5%) foi em 2010, um ano após a queda das capturas (Figura 11).

Tabela 9. Amplitude (%) e o ano de mudança (indicado pela análise da quebra estrutural) observado nos valores médios das espécies frequentemente registradas nos desembarques e no conjunto de dados econômicos da pesca do rio Madeira ($\geq 60\%$ dos registros). Os sinais negativos mostram a porcentagem de redução nas capturas, enquanto a ausência de sinais indica a porcentagem de aumento das capturas. ¹ O surubim (*Pseudoplatystoma* spp.) não foi frequente no conjunto de dados econômicos e não alterou as capturas, mas influenciou a variação geral do preço médio ponderado de 1994 a 2013.

Espécies mais frequentes ($\geq 60\%$) na captura e dados econômicos	Proporção de mudança (ano) indicado pela quebra estrutural	
	% da Captura total (t)	% do Preço (USD/kg)
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i> (Dourada)	88.48% (1995)	31.86% (2004)
	-64.79% (1999)	43.28% (2007)
	80.21% (2004)	43.56% (2010)
	-74.43% (2009)	
<i>Brycon amazonicus</i> (Jatuarana)	-66.63% (1997)	58.42% (2011)
<i>Cichla</i> sp. (Tucunaré)	118.8% (2006)	-48.20% (1998)
		65.34% (2006)
		66.46% (2011)
<i>Mylossoma</i> spp. (Pacu)	Sem mudança	-52.38% (2000)
		105% (2006)
		120.32% (2009)
<i>Potamorhina</i> spp. (Branquinha)	-56.42% (1995)	-60.60% (1999)
		182.05 (2006)
		82.72% (2010)
<i>Prochilodus nigricans</i> (Curimatã)	- 61.37% (2008)	-50.83% (1999)
		149.15% (2006)
		64.98% (2011)
<i>Pseudoplatystoma</i> spp. ¹ (Surubim)	Sem mudança	Frequência < 60%
<i>Semaprochilodus</i> spp. (Jaraqui)	Sem mudança	- 58.51% (1999)
		123.21% (2006)
		84% (2009)
<i>Triportheus</i> spp. (Sardinha)	139.70% (1995)	Frequência < 60%
	-51.53% (2004)	
<i>Zungaru zungaru</i> (Jaú)	Frequência < 60%	126.85% (2006)
<i>Brachyplatystoma platynemum</i> (Babão)	Frequência < 60%	87.09% (2006)
		62.06% (2010)
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (Filhote)	Frequência < 60%	43.92% (2004)
		36.68% (2007)
		57% (2010)

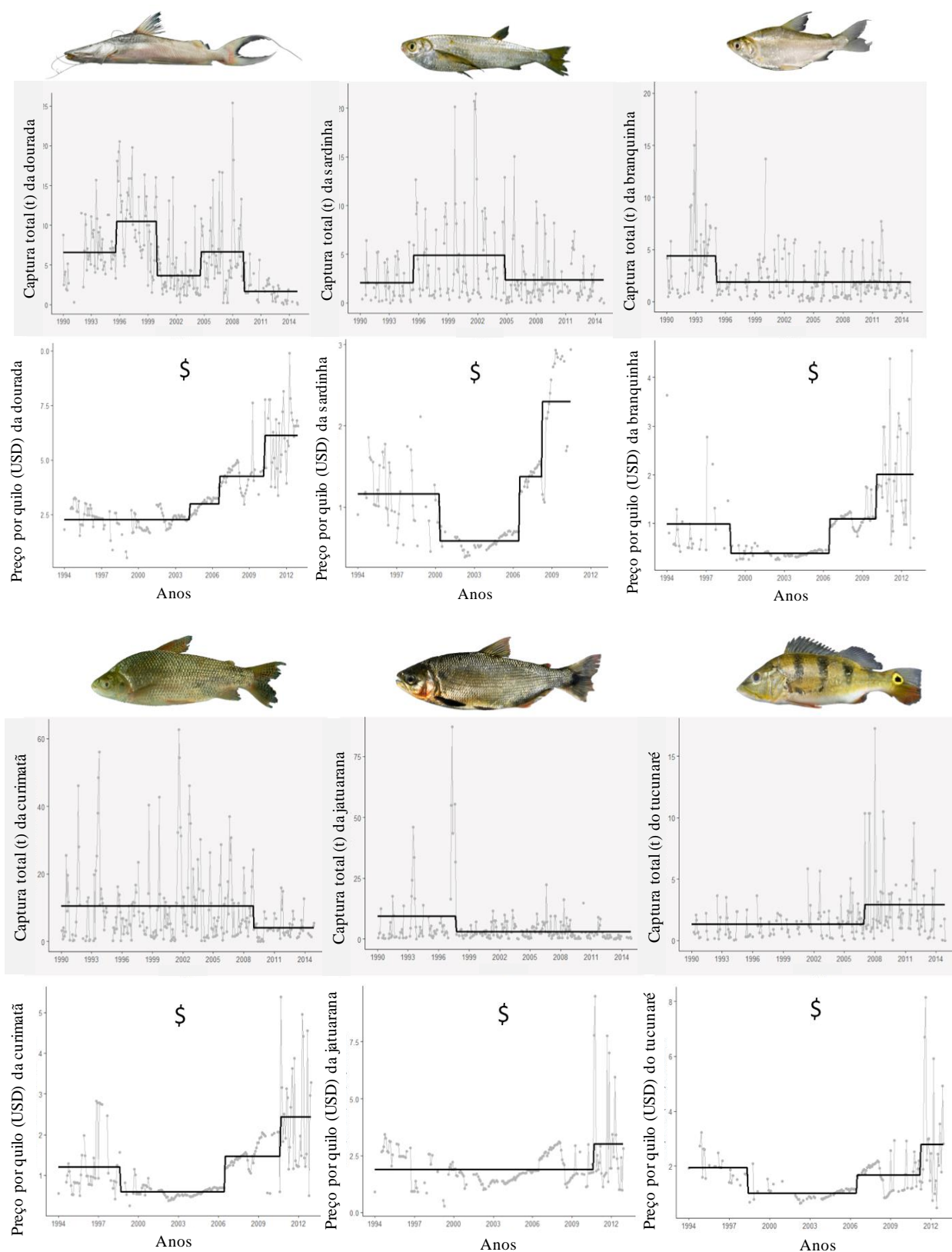


Figura 10. Quebras estruturais observadas nas capturas médias (parte superior, com fundo cinza) das principais espécies exploradas pela pescaria de pequena escala no rio Madeira, de 1990 a 2014 e no preço médio/kg (figuras abaixo em fundo branco) para as espécies registradas de 1994 a 2013.

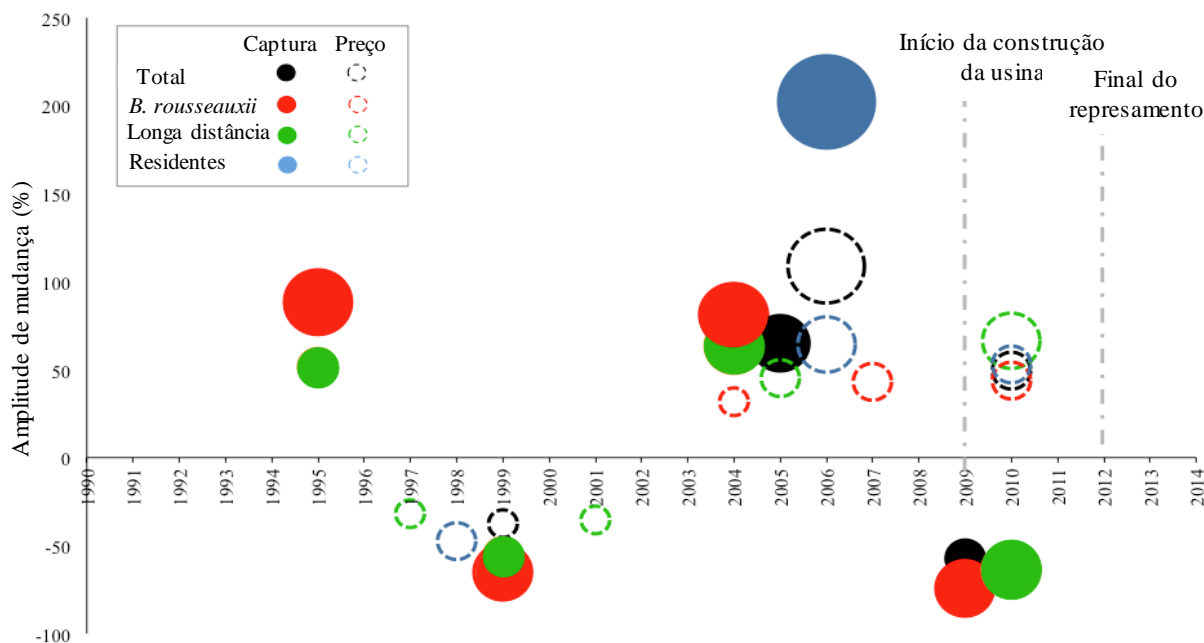


Figura 11. Amplitude de mudança (%) no valor médio de captura (círculo preenchido) e preço (círculo pontilhado) em quebra estrutural identificada para o conjunto de dados total (kg), para a dourada, que apresentou maior número de mudanças, para os migradores de longa distância e para as espécies residentes capturadas entre 1990 e 2013 pela pesca de pequena escala do rio Madeira. Os tamanhos dos círculos representam a intensidade da mudança estrutural.

Entre as espécies mais frequentemente capturadas, apenas o pacu (*Mylossoma* spp.), o jaraqui (*Semaprochilodus* spp.) e o surubim (*Pseudoplatystoma* spp.) não apresentaram mudanças significativas nas capturas durante o período, mas o preço médio do quilo modificou (Figura 10). Essas mudanças de preços foram principalmente em 2009 e uma espécie de bagre, o surubim, que foi a terceira espécie mais relatada nos desembarques, apresentou o maior aumento no preço (175,2%, Figura 12 e Apêndice 3).

Três bagres que não foram frequentes nos registros dos desembarques e sem alteração nas capturas, também apresentaram aumento significativo no preço em 2010, o babão (*B. platynemum*, 62%) e o filhote (*B. filamentosum*, 57%). O preço do jaú (*Zungaro zungaro*) aumentou em 2006 (Apêndices 4 e 5).

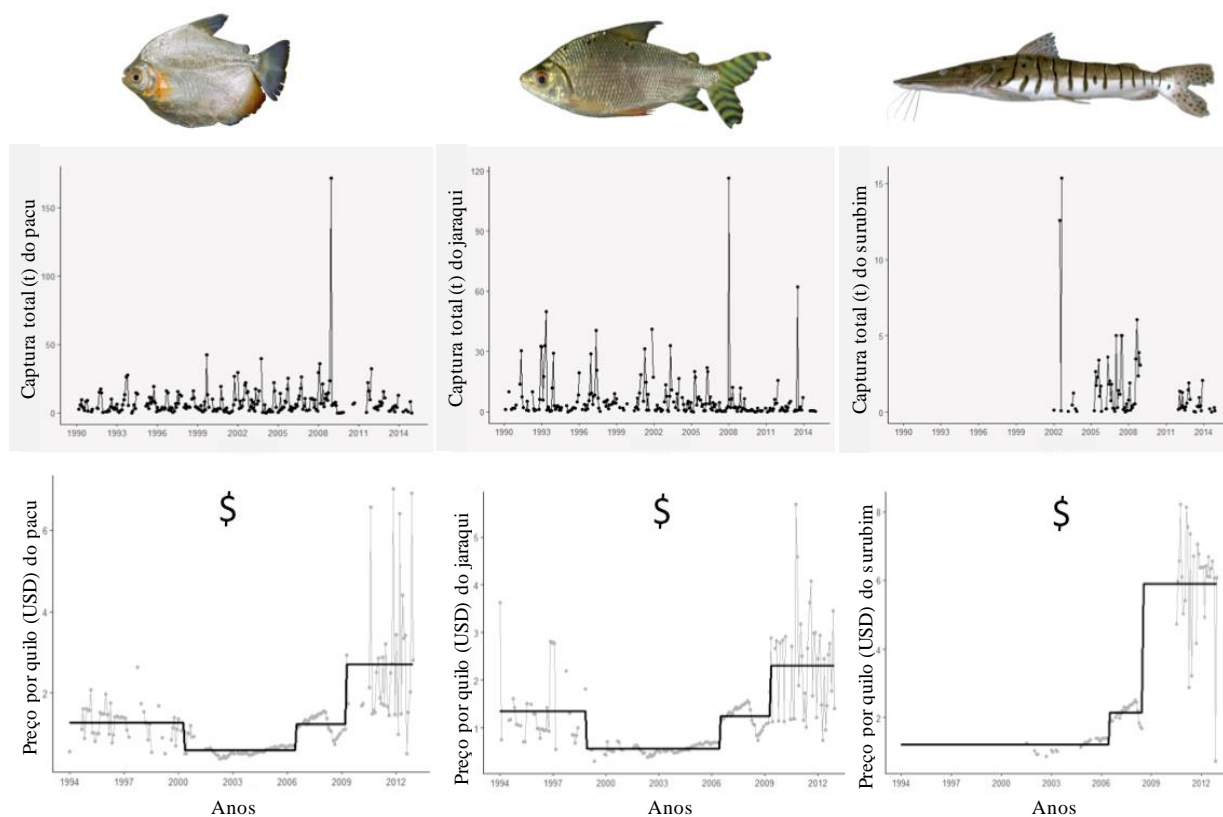


Figura 12. Espécies que as capturas médias não mudaram significativamente de 1990 a 2014 (em cima, fundo cinza), mas que apresentaram quebras estruturais no preço médio/kg registrado de 1994 a 2013 (figuras em baixo com fundo branco).

Alterações detectadas na captura e no preço das espécies migratórias e residentes

A grande proporção de espécies migradoras capturadas foi composta por espécies de média distância (75%). As espécies migratórias de longa distância, ou seja, os grandes bagres da Amazônia, constituíram uma menor proporção de espécies migratórias registradas nos desembarques (14%) e incluíram principalmente a dourada (*B. rousseauxii*), a piramutaba (*B. vaillantii*), o babão (*B. platynemum*) e o filhote (*B. filamentosum*). As espécies residentes representaram a proporção mais baixa nas capturas (4,8%) e o restante foi um grupo de espécies de peixes que não puderam ser identificadas (6,2%).

As espécies de peixe que realizam migrações de média distância não mostraram quebras estruturais nas capturas médias no período avaliado. Por outro lado, o preço médio por quilo dessas espécies apresentou três quebras estruturais, que aumentaram significativamente os valores médios anteriores, especificamente em junho de 1999, dezembro de 2006 e maio de 2010 (Figura 13 e Apêndice 6).

As espécies migratórias de longa distância apresentaram quatro alterações significativas nas capturas médias (Figura 13 e Apêndice 6). Os valores variaram desde o aumento das capturas médias em 1995 (51,4%) à queda de 63,8% que estabeleceu a captura média mais baixa, especificamente a partir de 2009 (Figura 13). Do mesmo modo, o preço médio das espécies migratórias de longa distância mudou quatro vezes (Figura 13 e Apêndice 6), com duas quedas, e após 2005 e acentuadamente após 2010, os preços médios aumentaram drasticamente (Figura 13). Esses padrões foram aparentemente influenciados pelas tendências das quebras estruturais da dourada ($\approx 72\%$ das espécies migratórias de longa distância desembarcadas, ver Figura 10).

Os peixes residentes apresentaram apenas uma quebra estrutural nas capturas médias (Apêndice 6), resultando em um aumento no final de 2006 (Figura 13). A mudança detectada para as espécies residentes provavelmente foi influenciada pelos desembarques de tucunaré (Figura 10), que contribuíram com 55% das capturas totais nesse grupo. As outras espécies residentes desembarcadas foram acará (*Astronotus* spp., 27,2%), pirarucu (*Arapaima gigas*, 14%), aruanã (*Osteoglossum bicirrhosum*, 3,7%), bodó e cascudo (*Hypostomus* spp.). Os preços médios das espécies residentes apresentaram três eventos de mudança, resultando em uma diminuição nos preços (no final de 1998) e dois aumentos, em 2006 (47,7%) e 2010 (64%) (Figura 13 e Apêndice 6).

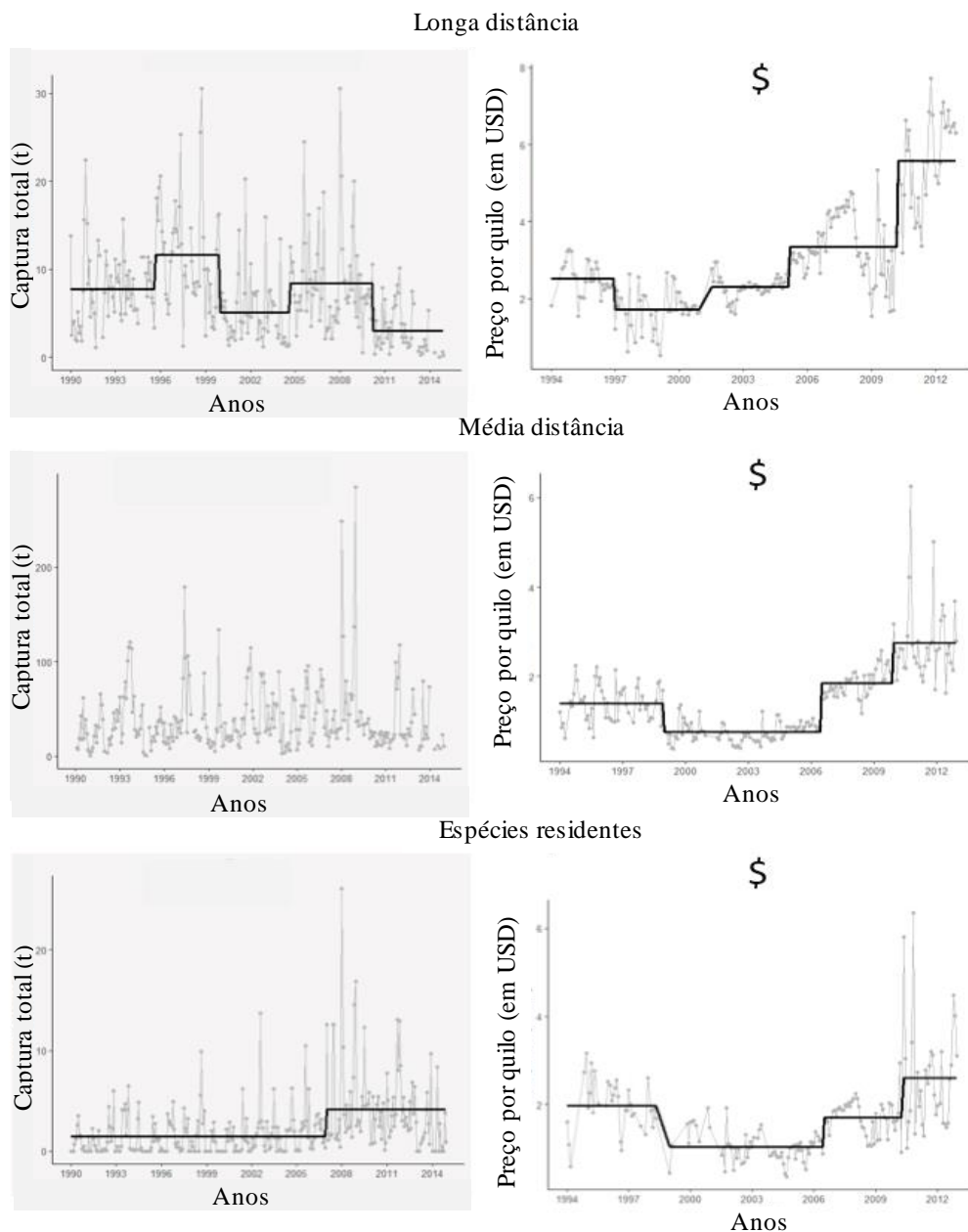


Figura 13. Quebras estruturais observadas nas capturas médias (1990 a 2014) e no preço médio/kg (1994-2013) das espécies migratórias de longa distância, média distância e espécies residentes capturadas pela pescaria de pequena escala do rio Madeira.

Mudança estrutural nos valores médios desembarcados

Captura total

Durante os 20 anos de registros de dados econômicos (de 1994 a 2013), o valor desembarcado (toneladas x preço) das capturas totais diminuiu ligeiramente (em 1997), depois aumentou em 2006 e diminuiu novamente em 2009 (Figura 14 e Apêndice 7). Em relação às espécies frequentemente capturadas, o valor médio desembarcado apresentou mudanças

significativas para três espécies, a dourada (*B. rousseauxii*), o tucunaré (*Cichla* sp.) e o pacu (*Mylossoma* spp.) (Apêndices 7 e 8).

O valor desembarcado das espécies migratórias de longa distância apresentou três quebras estruturais durante a série temporal avaliada. Novamente, o padrão correspondeu às tendências observadas da dourada (*B. rousseauxii*; Figura 10). As espécies migratórias de média distância tiveram apenas uma mudança no valor médio da captura, enquanto que para as espécies residentes a produção média apresentou dois aumentos, em 2007 e em 2009 (Figura 14 e Apêndice 9).

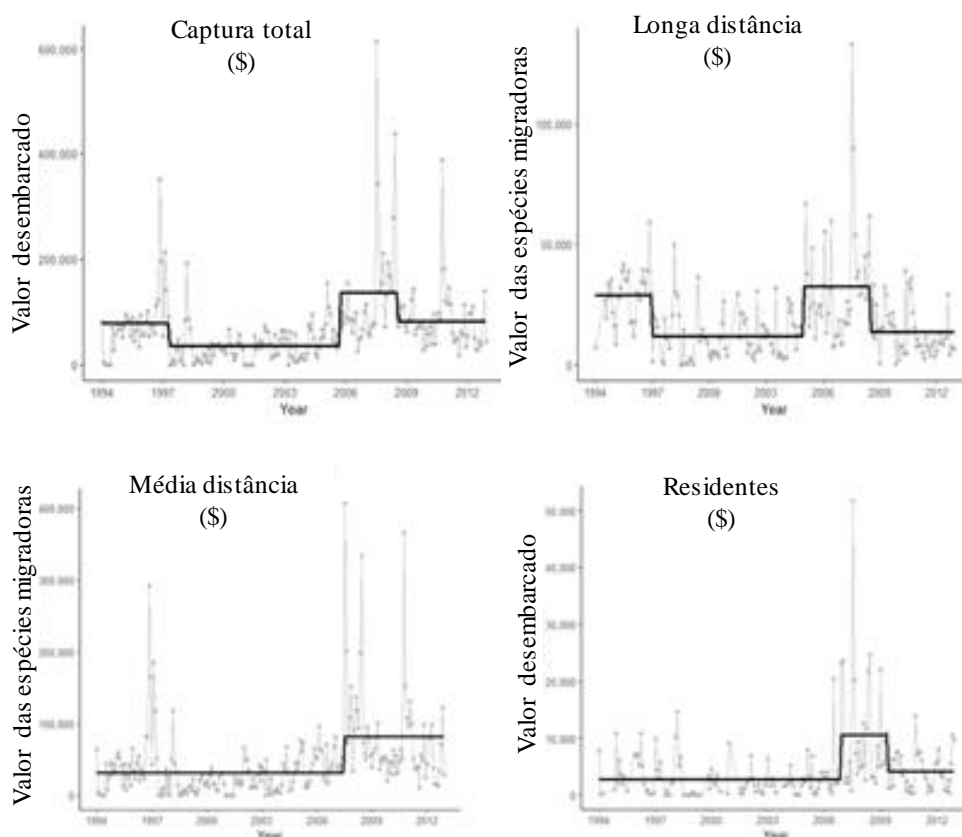


Figura 14. Quebras estruturais identificadas no valor médio desembarcado (captura x preço) das capturas totais, das espécies migratórias de longa distância, média distância e espécies residentes capturadas entre 1994 e 2013 pela pescaria de pequena escala do rio Madeira.

5.3. Modelagem ecossistêmica (EwE)

Os parâmetros básicos de entrada para ambos os modelos (antes e depois) Ecopath incluindo os estimados pelo programa estão resumidos na Tabela 10 e as tabelas de composição da dieta são apresentadas nos Apêndices 5 e 6.

O nível trófico (NT) dos grupos de peixes, que sumariza a composição da dieta, variou pouco nos períodos avaliados, aumentando em média de 2.64 para 2.80 entre as fases pré e pós barragem, respectivamente. Entre os peixes, no período pré, a maior parte da biomassa estimada (87.12%) está concentrada nas espécies com NT entre 2 e 2.88 e no período pós, 88.75% da biomassa foi entre NT = 2 e 3.88.

O maior valor de biomassa estimado para o rio Madeira, exceto a floresta inundada, foi de macrófita aquática, mas que diminuiu 127% entre os períodos. Os valores de biomassa de fitoplâncton, invertebrados (terrestres e aquáticos) e zooplâncton aumentaram na fase pós reservatório. Já a maioria das espécies ou grupo de peixes tiveram sua biomassa reduzida após a implementação da barragem, e somente sete espécies e dois grupos (outros insetívoros e planctófagos) apresentaram valores maiores de biomassa.

Tabela 10. Parâmetros básicos de entrada e saída do Ecopath do modelo trófico do rio Madeira para os períodos antes e depois da implantação das usinas hidrelétricas. Valores em negrito foram calculados pelo Ecopath. PB: Produção/Biomassa e QB: Consumo/Biomassa.

Cód	Group	Nível Trófico		Biomassa (t/km ²)		P/B	Q/B	Eficiência Ecotrófica		Captura Total	
		Antes	Depois	Antes	Depois			Antes	Depois	Antes	Depois
1	Fitoplâncton	1.00	1.00	1.68	1.89	205.00		0.00	0.25		
2	Floresta inundada	1.00	1.00	9800	9800	0.10		0.10	0.05		
3	Macrófitas	1.00	1.00	178.02	71.75	4.00		0.00	0.20		
4	Perifíton	1.00	1.00	2.30	2.00	8.80		0.42	0.57		
5	Invertebrado terrestre	2.00	2.00	1.13	2.40	25.00	180.00	0.61	0.12		
6	Invertebrado aquático	2.00	2.00	0.35	2.40	25.00	180.00	0.80	0.12		
7	Cladocera	2.00	2.11	0.01	0.47	54.70	230.00	0.70	0.26		
8	Copepoda	2.00	2.11	0.01	0.25	54.70	230.00	0.63	0.48		
9	Rotífera	2.00	2.11	0.01	0.23	54.70	200.00	0.73	0.54		
10	Protozoários	2.00	2.11	0.01	0.20	54.70	190.00	0.73	0.65		
11	Jacarés	3.40	3.68	0.00	0.00	0.25	1.50	0.00	0.00		
12	Botos	3.48	3.67	0.17	0.15	0.08	0.80	0.00	0.00		
13	Tartarugas	2.03	2.27	3.64	3.05	0.17	1.00	0.29	0.35	0.18	0.18
14	Aves aquáticas	3.35	3.54	0.03	0.03	0.30	2.00	0.00	0.00		
15	Lontra	3.31	3.47	0.00	0.00	1.50	5.00	0.00	0.00		
16	Ariranha	3.54	3.59	0.00	0.00	1.50	5.00	0.00	0.00		

17	<i>Pinirampus pinirampu</i>	3.01	3.14	0.05	0.00	0.65	5.69	0.80	0.80	0.03	0.00
18	<i>Mylossoma duriventre</i>	2.00	2.43	0.99	0.04	4.00	16.73	0.02	0.18	0.07	0.02
19	<i>Prochilodus nigricans</i>	2.03	2.04	0.50	0.10	2.31	13.09	0.14	0.12	0.05	0.03
20	<i>Brycon amazonicus</i>	2.00	2.71	0.06	0.08	1.06	8.85	0.90	0.20	0.06	0.02
21	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	3.17	3.60	0.02	0.00	1.16	4.56	0.80	0.80	0.02	0.01
22	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	3.45	3.38	0.01	0.00	1.11	2.92	0.80	0.80	0.01	0.01
23	<i>Semaprochilodus insignis</i>	2.00	2.00	0.07	0.04	1.29	10.00	0.33	0.80	0.02	0.03
24	<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	3.18	2.95	0.02	0.02	0.50	4.00	0.80	0.80	0.01	0.01
25	<i>Cichla pleiozona</i>	2.67	3.58	0.09	0.05	0.47	3.00	0.39	0.43	0.02	0.01
26	<i>Schizodon fasciatus</i>	2.03	2.00	0.20	0.02	1.64	14.00	0.08	0.80	0.01	0.00
27	<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	3.35	3.71	0.01	0.00	1.20	7.46	0.80	0.80	0.01	0.00
28	<i>Potamorhina latior</i>	2.06	2.06	0.02	0.06	1.55	10.36	0.80	0.15	0.02	0.01
29	<i>Zungaro zungaro</i>	3.31	3.67	0.01	0.00	1.02	4.42	0.80	0.80	0.01	0.00
30	<i>Hoplosternum littorale</i>	3.00	2.42	0.02	0.00	1.02	7.00	0.80	0.80	0.01	0.00
31	<i>Astronotus crassipinnis</i>	2.31	2.32	0.01	0.00	0.74	5.00	0.80	0.80	0.01	0.00
32	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	3.37	2.86	0.02	0.01	0.60	2.00	0.80	0.80	0.01	0.01
33	<i>Pterygoplichthys</i> spp.	2.00	2.00	0.00	0.00	1.00	10.00	0.80	0.80	0	0
34	<i>Triportheus auritus</i>	2.68	2.39	0.38	0.73	1.40	13.35	0.09	0.08	0.01	0
35	<i>Colossoma macropomum</i>	2.00	2.25	0.01	0.02	1.40	8.30	0.27	0.27	0.00	0.01
36	<i>Arapaima gigas</i>	2.20	2.94	0.02	0.00	1.50	3.90	0.26	0.26	0.01	0.00
37	<i>Calophysus macropterus</i>	2.59	3.25	0.28	0.00	2.63	9.41	0.06	0.25	0.01	0.00
38	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	3.04	3.43	0.01	0.00	1.02	7.75	0.80	0.80	0.01	0.00
39	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	3.00	3.06	0.00	0.02	0.55	2.00	0.80	0.17	0.00	0.00
40	<i>Pygocentrus nattereri</i>	2.89	2.79	0.01	0.01	2.00	7.05	0.27	0.27	0.00	0.00
41	<i>Brycon melanopterus</i>	2.50	2.52	0.23	0.00	1.06	8.85	0.05	0.80	0.00	0.00
42	<i>Piaractus brachypomus</i>	2.40	2.37	0.01	0.05	1.40	8.30	0.27	0.02	0.01	0.00
43	<i>Hoplias malabaricus</i>	3.41	3.48	0.05	0.14	0.97	6.05	0.28	0.15	0.01	0.00
44	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	3.88	3.67	0.00	0.09	1.02	7.99	0.80	0.10	0.00	0.00
45	<i>Triportheus</i> sp.	2.43	2.89	0.45	0.03	1.76	13.98	0.17	0.80	0.00	
46	<i>Hypophthalmus</i> sp.	2.50	2.56	0.01	0.00	1.75	8.87	0.80	0.80	0.00	0.00
47	<i>Pimelodus</i> sp.	2.48	3.05	0.04	0.04	0.90	5.00	0.36	0.80	0.00	0.00
48	Outros carnívoros	2.88	2.67	1.50	1.30	1.50	6.20	0.60	0.80	0.01	0.00
49	Outros detritívoros	2.04	2.20	1.00	0.50	1.00	8.00	0.27	0.80	0.02	0.00
50	Outros insetívoros	2.92	2.99	0.09	0.14	1.50	8.50	0.17	0.80		0.00
51	Outros omnívoros	2.63	2.77	1.45	0.52	1.90	8.30	0.58	0.80	0.01	0.00
52	Outros piscívoros	2.66	3.44	1.00	0.05	0.99	8.00	0.53	0.80	0.02	0.00
53	Outros planctófagos	2.10	2.66	0.20	0.40	0.55	5.50	0.06	0.80	0.00	0.00
54	Outros herbívoros	2.00	2.24	0.08	0.00	1.45	7.44	0.04	0.80	0.00	0.00
55	Detrito animal	1.00	1.00					0.01	0.00		
56	Detritos	1.00	1.00					0.10	0.49		

A Tabela 11 contém os resultados da captura pesqueira (tonelada/km²) no modelo Ecopath, estimada para a produção total registrada (t/área) nos desembarques comerciais, venda familiar e a captura destinada ao consumo. Em todos os tipos de captura (comercial, familiar e consumo) os valores para o período pós barragem foram menores, diminuindo consideravelmente nas pescarias comerciais.

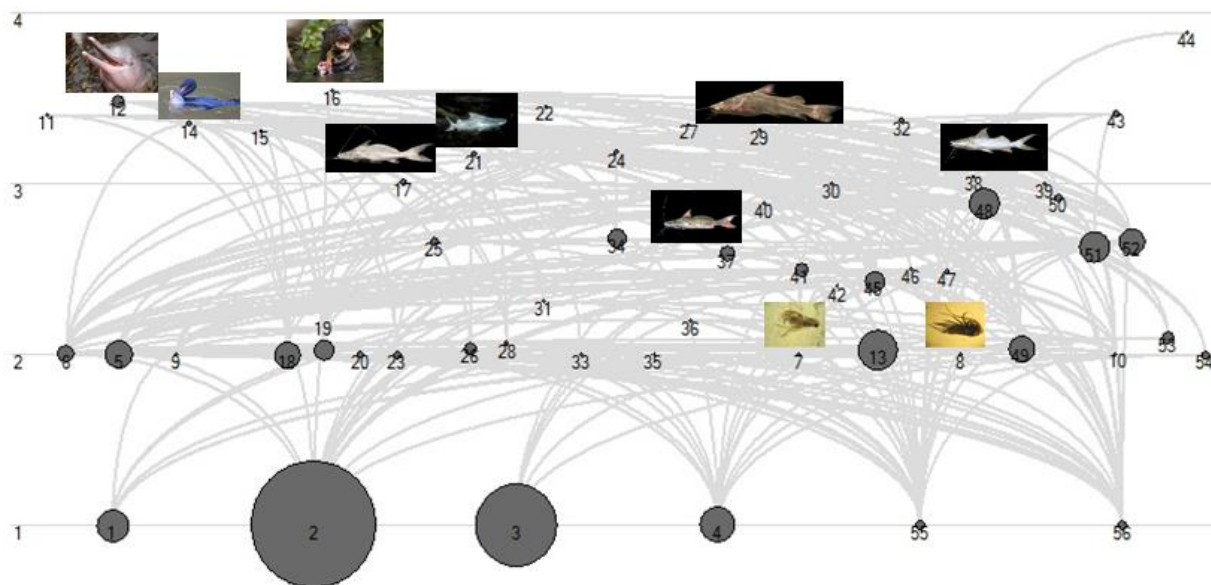
Tabela 11. Captura familiar do pescado destinada a comercialização e consumo, e os registros de desembarque pesqueiro (t/km²) para os períodos antes e depois da implantação das usinas hidrelétricas.

Grupos	Captura Familiar		Consumo Familiar		Desembarque		Total	
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
Tartarugas			0.182	0.1820			0.182	0.1820
<i>Pirinampus pirinampu</i>	0.002	0.0001	0.002	0.0003	0.024	0.001	0.028	0.001
<i>Mylossoma duriventre</i>	0.007	0.001	0.004	0.001	0.057	0.023	0.068	0.025
<i>Prochilodus nigricans</i>	0.007	0.001	0.003	0.001	0.042	0.024	0.053	0.025
<i>Brycon amazonicus</i>	0.013	0.001	0.001	0.0003	0.043	0.016	0.057	0.017
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	0.007	0.001	0.0002	0.00004	0.015	0.006	0.022	0.007
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	0.004	0.001	0.0001	0.00003	0.009	0.006	0.013	0.007
<i>Semaprochilodus insignis</i>	0.003	0.0003	0.0003	0.00004	0.020	0.032	0.023	0.032
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	0.002	0.0002	0.001	0.0001	0.006	0.008	0.009	0.009
<i>Cichla pleiozona</i>	0.007	0.0002	0.001	0.0001	0.009	0.011	0.017	0.011
<i>Schizodon fasciatus</i>	0.002	0.0001	0.001	0.0001	0.005	0.003	0.007	0.003
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	0.001	0.0004	0.0001	0.0001	0.009	0.001	0.010	0.002
<i>Potamorhina latior</i>	0.001	0.0002	0.0002	0.0001	0.017	0.007	0.018	0.007
<i>Zungaro zungaro</i>	0.002	0.0003	0.0001	0.00002	0.009	0.003	0.011	0.003
<i>Hoplosternum littorale</i>	0.001	0.000005	0.0003	0.00002	0.013	0.004	0.014	0.004
<i>Astronotus crassipinnis</i>	0.001	0.00004	0.0001	0.00001	0.004	0.002	0.005	0.002
<i>Phractocephalus hemioliopus</i>	0.003	0.001	0.0001	0.0002	0.007	0.005	0.010	0.006
<i>Pterygoplichthys</i> spp.					0.002	0.003	0.002	0.003
<i>Triportheus auritus</i>	0.0003	0.00003	0.0001	0.00001	0.013	0.004	0.013	0.004
<i>Colossoma macropomum</i>	0.0004	0.0001	0.0002	0.0001	0.003	0.009	0.004	0.009
<i>Arapaima gigas</i>	0.002	0.0002	0.0001	0.0001	0.005	0.001	0.006	0.002
<i>Calophysus macropterus</i>	0.000004	0.000002	0.00002	0.00001	0.012	0.002	0.012	0.002
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	0.001	0.0001	0.0004	0.0002	0.007	0.0002	0.008	0.001
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	0.0002	0.00001	0.00003	0.000004	0.001	0.001	0.001	0.001
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.0001		0.0001	0.000003	0.003	0.003	0.003	0.003
<i>Brycon melanopterus</i>	0.0002	0.000004	0.00003	0.00001	0.001	0.001	0.002	0.001
<i>Piaractus brachipomus</i>	0.001	0.0001	0.0004	0.0001	0.003	0.002	0.005	0.002
<i>Hoplias malabaricus</i>	0.001	0.001	0.0003	0.0002	0.003	0.002	0.005	0.002
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0.0004	0.00002	0.0001	0.00001	0.003	0.002	0.004	0.002
<i>Hypophthalmus</i> sp.	0.0004				0.001		0.0014	
Outros carnívoros	0.0014	0.0003	0.001	0.0002	0.006	0.001	0.008	0.002
Outros detritívoros	0.0080	0.00003	0.001	0.00001	0.015	0.001	0.024	0.001
Outros omnívoros	0.0034	0.001	0.002	0.0001	0.01	0.002	0.01	0.002
Outros piscívoros	0.0058	0.0003	0.001	0.0001	0.01	0.005	0.02	0.005
Outros planctófagos						0.0004		0.0004
Outros herbívoros		0.0001		0.0003	0.0001	0.0003	0.0001	0.001
Captura Total	0.088	0.010	0.201	0.186	0.384	0.189		

Os resultados mostraram valores de EE estimados menores que 1, variando consideravelmente entre os grupos, de 0 a 0,9 para o período anterior as barragens e de 0 a 0,8 pós barragem. Ainda, os resultados do procedimento Prebal, mostram que há coerência dos valores de PB, QB desde que estas taxas são menores em níveis tróficos mais altos (Apêndice 7).

Os grupos funcionais das teias tróficas (Fig. 15) representados por números (Tab. 10) são mostrados em círculos com tamanhos relativos variando de acordo com as biomassas. As fotos representam as dez espécies-chaves para os períodos antes e depois da implantação das usinas hidrelétricas do rio Madeira.

A



B

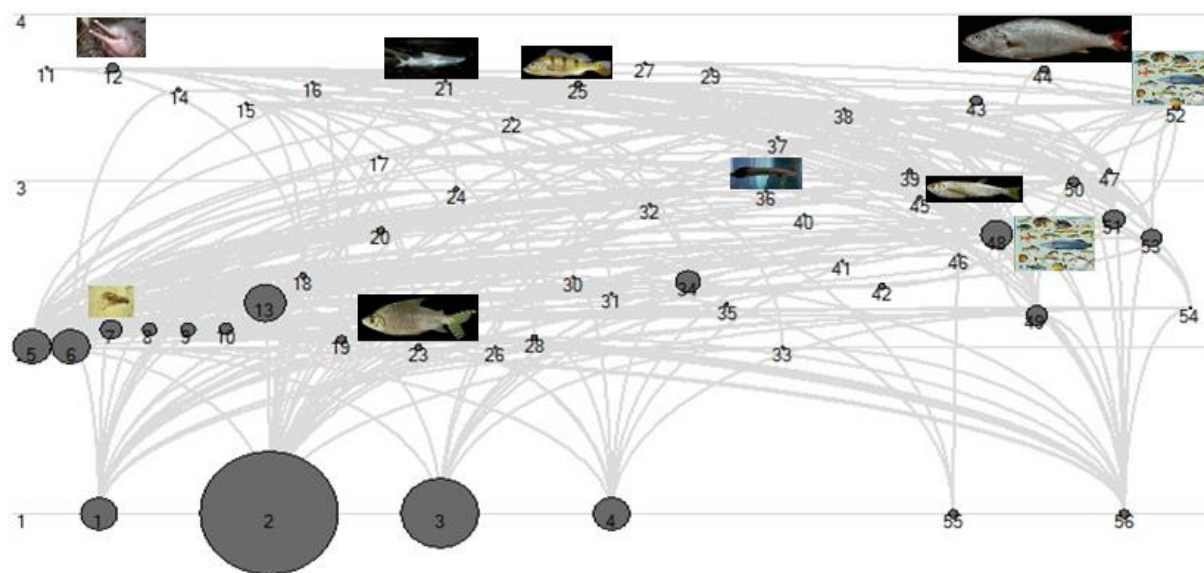


Figura 15. Diagrama de fluxo da rede trófica do rio Madeira para os períodos antes (A) e depois (B) da implantação das usinas hidrelétricas. Os números representam cada compartimento, o tamanho dos círculos varia de acordo com os valores de biomassa e as fotos representam as principais espécies-chave.

Os atributos do ecossistema (Tabela 12) demonstraram que o rio Madeira é um sistema resiliente nos dois períodos, especialmente em função dos altos valores de ciclagem (Finn). Também pode-se notar uma mudança grande de valores em alguns atributos como Consumo Total, que aumentou três vezes, TPP/RT foi reduzida em quatro vezes, aumento de *Overhead* (energia de reserva) e redução de Eficiência de Transferência, entre outras mudanças menores.

Tabela 12. Atributos da maturidade do ecossistema para os modelos tróficos calculados para os períodos antes e depois da implantação das usinas hidrelétricas do rio Madeira.

Parâmetros	Valores		
	Antes	Depois	Unidades
Consumo total	362.71	1153.21	t/km ² /ano
<i>Exports</i> total	0.67	0.38	t/km ² /ano
Fluxos respiratórios	235.02	733.22	t/km ² /ano
Fluxos para detritos	3951.05	3143.65	t/km ² /ano
Transferência total do sistema	4549.46	5030.46	t/km ² /ano
Produção	2111.87	1862.04	t/km ² /ano
Eficiência bruta (captura/net p.p.)	0.00	0.0002	
Produção primária líquida total	2056.72	1672.70	t/km ² /ano
Produção primária total/Respiração total	8.75	2.28	
Produção líquida do sistema	1821.70	939.48	t/km ² /ano
Produção primária total/Biomassa total	0.21	0.17	
Biomassa total/Produção total	2.20	1.97	/ano
Biomassa total (excluindo detritos)	9996.31	9889.35	t/km ²
Biomassa total de peixes	8.93	4.51	t/km ²
Captura total	0.67	0.38	t/km ² /ano
Índice de Conectância	0.11	0.11	
Índice de omnivoria	0.17	0.19	
Índice de ciclagem Finn (%)	39.83	32.73	
<i>Overhead</i> (%)	59.16	69.07	
Ascendência (%)	40.84	30.93	
Índice L	0.01	0.01	
P sust	0.93	0.89	
Nível trófico médio da captura	2.35	2.43	
Eficiência de transferência (%)	7.80	4.83	
PPR (coletada) Total	149.10	178.1	

Matriz trófica de impactos (MTI)

As Matrizes de Impactos Tróficos para os modelos são mostradas nas Figuras 16 e 17. Os resultados, para ambos os períodos, destacam a importância dos detritos e níveis tróficos inferiores, isto é, mudanças nestes grupos impactariam mais os outros componentes. Entre os grupos de peixes, no período pré barragem o grupo “outros carnívoros”, *Calophysus macropterus* e *Phractocephalus hemioliopterus* mostraram impactos positivos sobre o maior número de grupos no sistema (Fig. 16). Para o período pós barragem, a espécie *P. hemioliopterus* continuou impactando positivamente o maior número de grupos, juntamente com as categorias tróficas, outros carnívoros, onívoros e piscívoros (Fig. 17).

Todos os valores das matrizes de impactos tróficos são mostrados nas Tabelas dos apêndices 8 e 9, mas podemos destacar que durante o período pré, o agrupamento “outros carnívoros” apresentou, no geral, impacto positivo mais forte (MTI=0.791), por outro lado, no período pós barramento este impacto foi mais forte para floresta inundada (MTI=0.767). Já o impacto negativo mais forte no período pré foi de aves aquáticas (MTI=-0.777), e *B. rousseauxii* no período pós (MTI=-0.921).

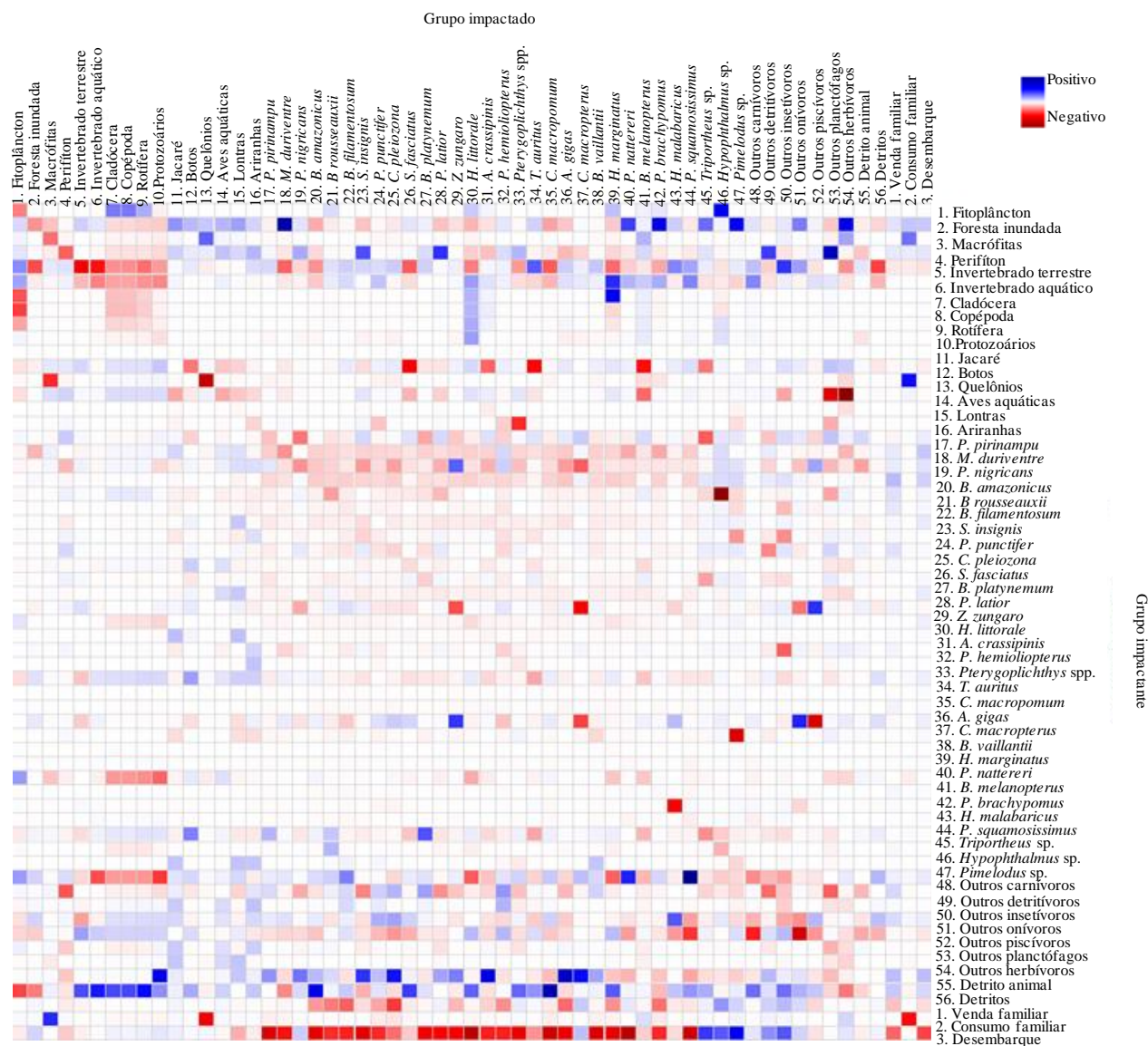


Figura 16. Matriz de Leontief para o modelo do rio Madeira para o período antes da implantação das usinas hidrelétricas.

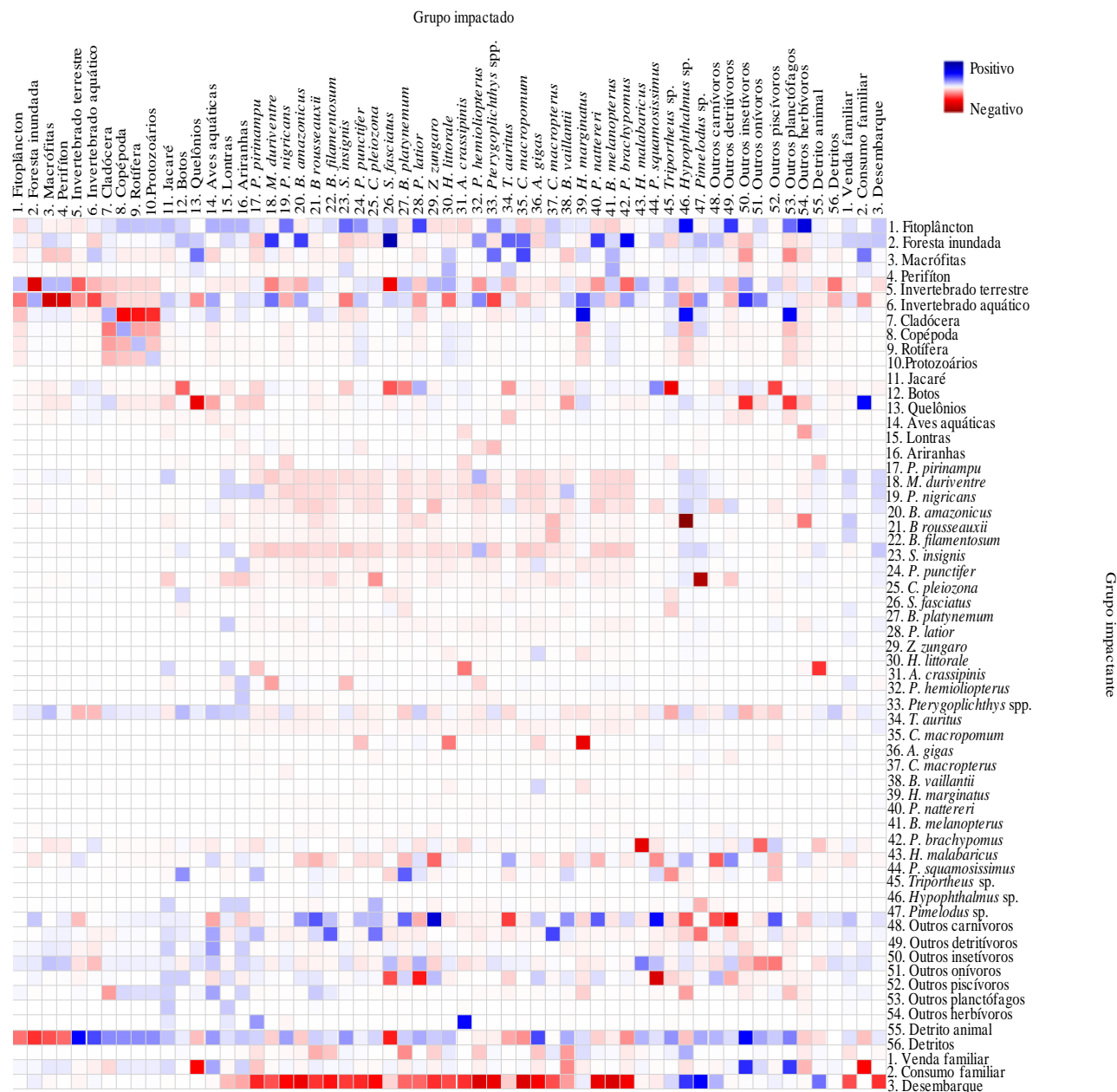


Figura 17. Matriz de Leontief para o modelo do rio Madeira para o período depois da implantação das usinas hidrelétricas.

As matrizes de impacto contêm 3.422 relações cada, sendo 403 diretas (tróficas) e 3.019 indiretas. Para avaliar o efeito do barramento no rio Madeira, comparou-se o sinal do impacto da mesma relação nas duas matrizes. Assim houve 1.233 modificações de sinais, isto é, total de interações (diretas ou indiretas) que foram de positivas para negativas ou vice-versa (Figura 18). Assim, 46% das relações diretas e 34% das relações indiretas foram invertidas por causa do

barramento. Vale ressaltar ainda que, 633 interações tanto diretas quanto indiretas, que antes do barramento eram positivas, passaram a ser negativas (Tabela 13).

Tabela 13. Número e frequência relativa das relações diretas e indiretas após a implementação das usinas hidrelétricas do rio Madeira (2012 e 2013).

Após hidrelétricas	Relações diretas (Tróficas)	Relações indiretas	Total
Mantém sinal positivo	192	633	825
Mantém sinal negativo	23	1341	1364
<i>Total</i>	<i>215</i> <i>(53.3%)</i>	<i>1974</i> <i>(65.0%)</i>	<i>2189</i>
Mudança de positivo para negativo	74	559	633
Mudança de negativo para positivo	114	486	600
<i>Total</i>	<i>188</i> <i>(46.7%)</i>	<i>1045</i> <i>(34.6%)</i>	<i>1233</i>

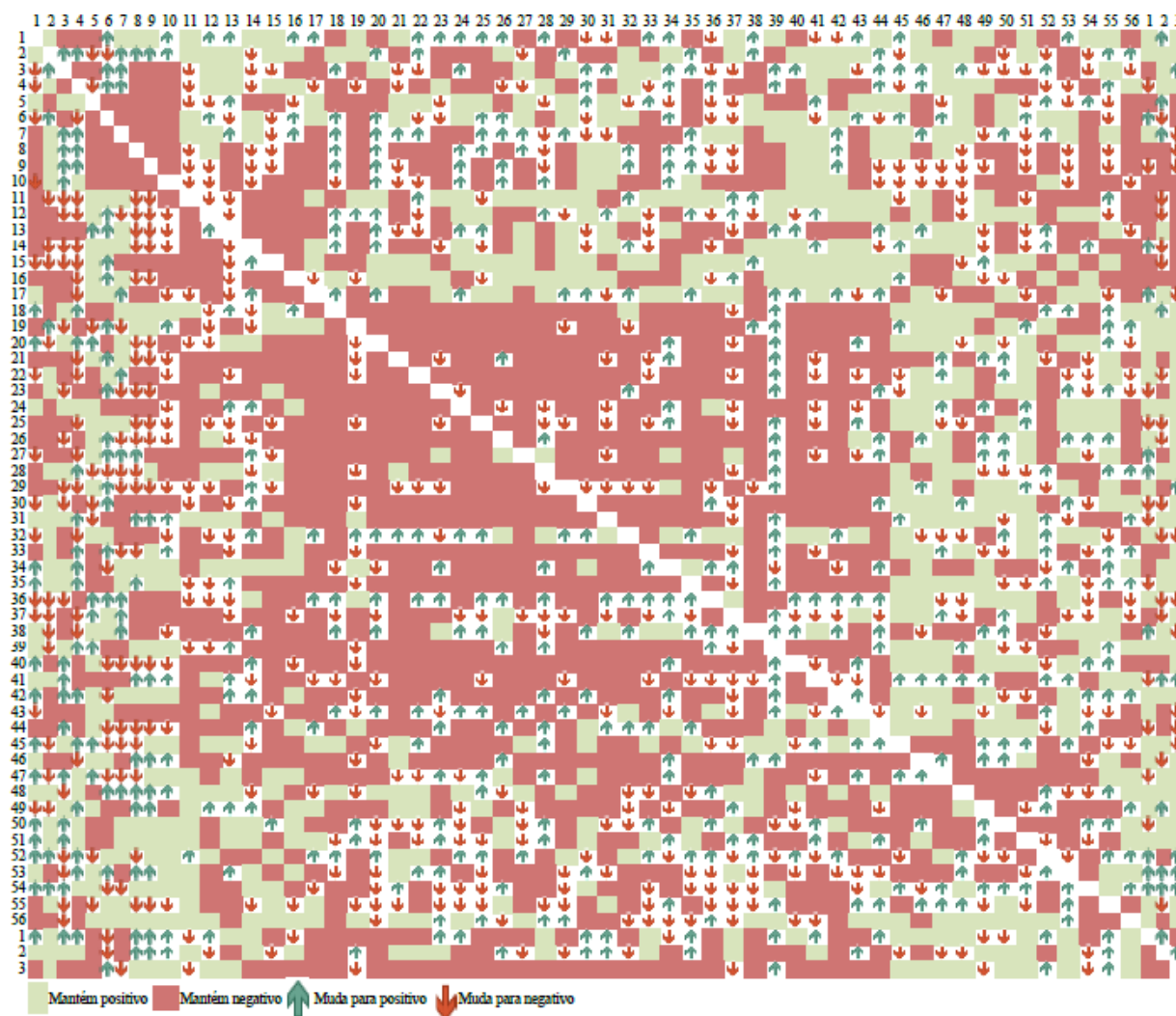


Figura 18. Relações diretas e indiretas da matriz de impacto após a implementação da usina hidrelétrica do rio Madeira.

O ranking do índice de espécie-chave (Tabela 14) mostrou que *B. rousseauxii* manteve-se como componente chave do sistema mesmo após a construção da barragem, já que no período pré era 2º lugar e depois passou a ser 1º lugar. Também se destacaram no pré, aves aquáticas, Cladocera e *B. vaillantii* e, no pós, *A. gigas*, outros piscívoros e *C. pleiozona*, isto é, parece que a importância dos peixes é destacada no modelo pós.

Tabela 14. Espécies chave do ecossistema para os modelos tróficos do rio Madeira nos períodos antes e depois da implementação das usinas hidrelétricas.

Espécies	Antes	Depois
Aves aquáticas	1º	34º
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	2º	1º
Cladocera	3º	5º
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	4º	46º
<i>Zungaro zungaro</i>	5º	45º
Ariranha	6º	15º
Botos	7º	6º
Copepoda	8º	22º
<i>Pinirampus pinirampu</i>	9º	28º
<i>Calophysus macropterus</i>	10º	43º
<i>Cichla pleiozona</i>	27º	4º
<i>Arapaima gigas</i>	46º	2º
Outros piscívoros	19º	3º
<i>Triportheus</i> spp.	24º	7º
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	44º	8º
<i>Semaprochilodus insignis</i>	36º	9º
Outros carnívoros	22º	10º

O *Lindeman Spine* (Figura 19) mostra que a relação detritivoria/herbivoria era dois no modelo pré, e passou para quatro no modelo pós, mostrando que o barramento fez com que a cadeia de detritos ficasse ainda mais importante após a formação do reservatório.

Simulando o modelo pré os valores de biomassa resultantes foram comparados aos valores do modelo pós (Tabela 15; veja detalhes nos Apêndices 10 e 11). Dentre os 54 grupos funcionais avaliados, apenas 13 tiveram ajustes ruins, e para os demais a média da razão entre as biomassas foi de 4,13 ($\pm 6,26$; Tabela 15).

Tabela 15. Biomassa (t/km²) dos grupos funcionais dos modelos pré barragem após a aplicação da forcing function (Biomassasimulada) em comparação com a biomassa do modelo pós barragem (2012 e 2013), após a implementação das usinas hidrelétricas do rio Madeira. Em negrito estão os grupos que não se ajustaram.

Grupos	Biomassa Simulada	Biomassa (Modelo pós barragem)	Biomassa (Modelo pós barragem)/ Biomassa Simulada
1 Fitoplâncton	1.69	1.89	1.12
2 Floresta inundada	9858.92	9800.00	0.99
3 Macrófitas	48.431	71.75	1.48
4 Perifíton	3.26	2.00	0.61
5 Invertebrado terrestre	1.33	2.40	1.81
6 Invertebrado aquático	0.23	2.40	10.33
7 Cladocera	0.001	0.47	730.07
8 Copepoda	0.004	0.25	69.88
9 Rotífera	0.01	0.23	35.21
10 Protozoários	0.004	0.20	48.29
11 Jacarés	0.00002	0.0001	2.30
12 Botos	0.14	0.15	1.01
13 Tartarugas	2.42	3.05	1.26
14 Aves aquáticas	0.02	0.03	1.67
15 Lontra	0.0001	0.0004	3.72
16 Ariranha	0.001	0.001	0.58
17 <i>Pinirampus pinirampu</i>	0.003	0.003	0.81
18 <i>Mylossoma duriventre</i>	0.17	0.04	0.26
19 <i>Prochilodus nigricans</i>	0.20	0.10	0.52
20 <i>Brycon amazonicus</i>	0.03	0.08	2.80
21 <i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	0.02	0.0075	0.44
22 <i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	0.001	0.008	5.50
23 <i>Semaprochilodus insignis</i>	0.06	0.04	0.74
24 <i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	0.005	0.03	5.18
25 <i>Cichla pleiozona</i>	0.07	0.05	0.77
26 <i>Schizodon fasciatus</i>	0.13	0.02	0.12
27 <i>Brachyplatystoma platynemum</i>	0.0001	0.002	15.74
28 <i>Potamorhina latior</i>	0.0003	0.06	176.04
29 <i>Zungaro zungaro</i>	0.0001	0.003	34.70
30 <i>Hoplosternum littorale</i>	0.0005	0.01	12.75
31 <i>Astronotus crassipinnis</i>	0.002	0.004	2.38

32	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	0.004	0.01	3.25
33	<i>Pterygoplichthys</i> spp.	0.0004	0.004	11.25
34	<i>Triportheus auritus</i>	0.10	0.73	6.97
35	<i>Colossoma macropomum</i>	0.003	0.02	7.62
36	<i>Arapaima gigas</i>	0.01	0.004	0.61
37	<i>Calophysus macropterus</i>	0.08	0.004	0.05
38	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	0.0003	0.0006	1.92
39	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	0.0005	0.02	47.65
40	<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.001	0.01	4.16
41	<i>Brycon melanopterus</i>	0.17	0.002	0.01
42	<i>Piaractus brachypomus</i>	0.004	0.05	11.99
43	<i>Hoplias malabaricus</i>	0.03	0.14	4.41
44	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0.0001	0.09	717.73
45	<i>Triportheus</i> sp.	0.19	0.03	0.17
46	<i>Hypophthalmus</i> sp.	0.001	0.0004	0.37
47	<i>Pimelodus</i> sp.	0.05	0.04	0.87
48	Outros carnívoros	1.62	1.30	0.80
49	Outros detritívoros	0.75	0.50	0.67
50	Outros insetívoros	0.06	0.14	2.25
51	Outros omnívoros	1.58	0.52	0.33
52	Outros piscívoros	1.21	0.05	0.04
53	Outros planctófagos	0.15	0.40	2.63
54	Outros herbívoros	0.04	0.001	0.03

Simulações do Esforço Pesqueiro e Desmatamento

Ainda para comparar os modelos, foram simulados o aumento do esforço pesqueiro sobre as principais espécies e analisados os reflexos disto sobre os vertebrados não-peixes (Figura 21). Também o desmatamento foi simulado (Figura 22).

Os resultados para o aumento no esforço da pesca de bagres demonstraram queda nos valores de biomassa relativa para o período pós barragem, principalmente para *B. filamentosum*, *B. rousseauxii* e *Z. zungaru*. Já o aumento da pesca das outras espécies apresentou redução de biomassa para *P. latior* e *T. auritus* no período pré barragem e para *S. insignis* e *A. gigas* no período pós. Com o aumento do esforço pesqueiro, o grupo de vertebrados não-peixes, como lontras e ariranhas, apresentaram menores valores de biomassa tanto para o período pré quanto para o pós. Para os peixes agrupados em categorias tróficas, a pesca impactou os planctófagos no período pré, no entanto para o período pós usina, esses grupos mantiveram suas biomassas, exceto os herbívoros que apresentaram leve aumento.

Com a redução da biomassa florestal da planície de inundação, os bagres não foram muito impactados, somente *B. platynemum* apresentou biomassa reduzida no período pré. Entretanto, para os peixes de escama (characiformes) a simulação do desmatamento impactou e reduziu a biomassa especialmente do *M. duriventre* e *T. auritus*, nos períodos antes e após usina. Os grupos tróficos de peixes, no período pré apresentou aumento na biomassa relativa dos detritívoros e redução dos piscívoros e planctófagos, já no período pós, a biomassa desses grupos foram mantidas (Figura 22). Em geral, as reduções das biomassas relativas parecem mais fortes após o barramento, sugerindo uma maior fragilidade dos grupos.

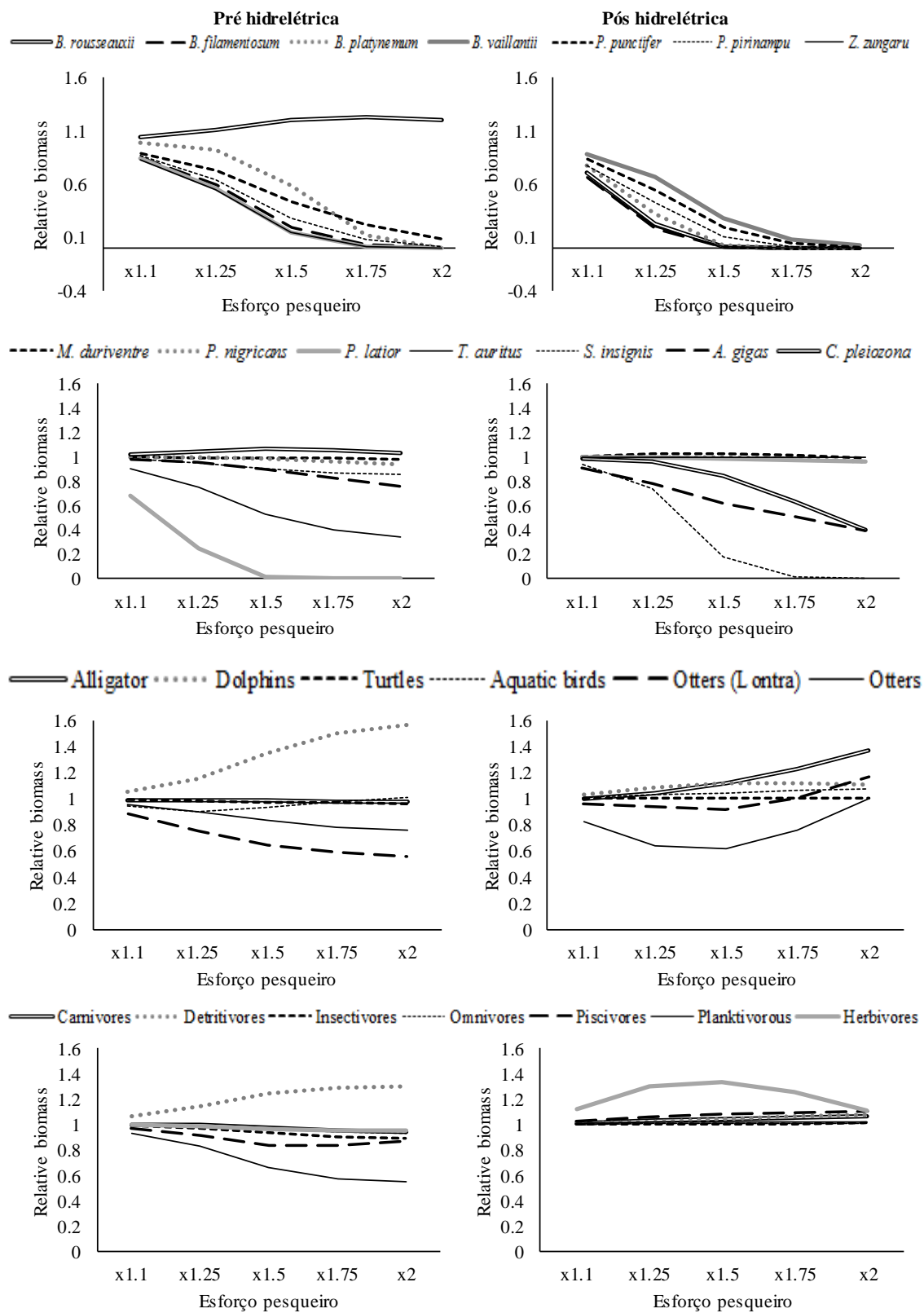


Figura 21. Variações na proporção de biomassa relativa dos grupos funcionais no modelo do rio Madeira com o aumento do esforço pesqueiro para os períodos antes (2010 e 2011) e depois (2012 e 2013) da implementação das usinas hidrelétricas.

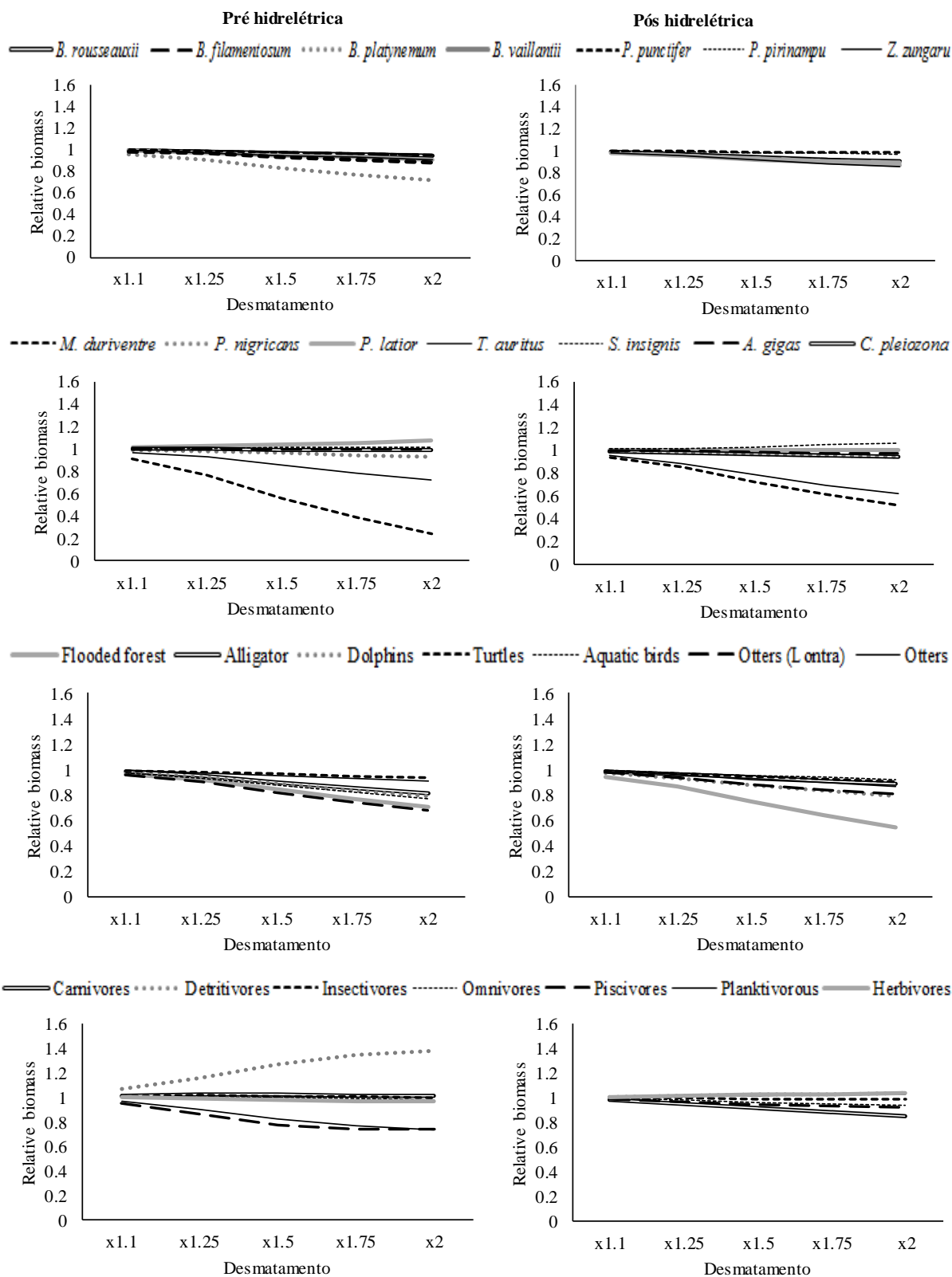


Figura 22. Variações na proporção de biomassa relativa dos grupos funcionais no modelo do rio Madeira com o aumento do desmatamento para os períodos antes (2010 e 2011) e depois (2012 e 2013) da implementação das usinas hidrelétricas.

6. DISCUSSÃO

Este estudo é o primeiro a utilizar modelos quantitativos e ecossistêmicos para análise da produção e economia pesqueira e de modelos tróficos no maior tributário do rio Amazonas impactado por barragens hidrelétricas. A análise de fatores dinâmicos (DFA) na série temporal da pesca no rio Madeira permitiu desenvolver modelos que avaliem quais variáveis hidrológicas foram mais importantes para explicar a captura das principais espécies e fornecer uma linha de base para entender como a captura provavelmente mudará no sistema represado. Outro modelo também aplicado a série temporal das pescarias e ao conjunto de dados econômicos, detectou, através das quebras estruturais, mudanças ao longo de 25 anos nos valores médios dos dados históricos, o que permitiu avaliar os efeitos ocasionados pela construção das usinas hidrelétricas no rio Madeira. A modelagem ecossistêmica desenvolvida com o auxílio do *software* Ecopath permitiu avaliar de forma ampla e quantitativa as mudanças estruturais da rede trófica e o funcionamento do ecossistema nos períodos antes e depois da implementação das usinas hidrelétricas.

Os dados do esforço de pesca são escassos em muitas regiões, incluindo a do rio Madeira, e os dados de captura de peixe são frequentemente os únicos (Carruthers et al., 2014), especialmente para pescarias em pequena escala. A descontinuidade e/ou a falta de coleta de dados sobre produção e esforço de pesca em toda a Amazônia dificulta a avaliação da pesca e ameaça a gestão e conservação dos peixes (Ruffino, 2014). Contudo, as análises apresentadas nessa tese sustentam a ideia de que o monitoramento pesqueiro de longo prazo é fundamental para entendimento das mudanças ocorridas na pesca frente a diferentes impactos a despeito da limitação de alguns dados pesqueiros. Além de servirem de base para a compreensão das mudanças na pesca resultantes da construção recente das barragens de Santo Antônio e Jirau na bacia do rio Madeira.

6.1. Relação da captura pesqueira com o nível hidrológico (DFA)

Entre as dez espécies comercialmente mais importantes analisadas aqui, a captura mensal média variou de acordo com uma ordem de grandeza entre as espécies (0,84 t/mês para tucunaré até 9,03t/mês para curimatã). Algumas espécies foram caracterizadas por um claro ciclo anual de produção (por exemplo, curimatã, pacu, jaraqui e sardinha), enquanto outras foram mais consistentes ao longo do ano (por exemplo, dourada/filhote) ou apresentaram padrões de captura

esporádicos (por exemplo, jatuarana, branquinha, surubim, piau e tucunaré). Os dados gerais de captura também reforçam a importância das espécies migratórias de média e longa distância, como curimatã, dourada/filhote e pacu para a produção total de pescarias no rio Madeira. Essas três espécies migradoras representaram 57% da captura total, enfatizando a importância de compreender os fatores que conectam a reprodução e a dispersão trófica com variações no ciclo da água.

Modelo I – Interpretando Tendências Comuns

A análise dos coeficientes de correlação canônica ($\rho_{m,n}$) entre as tendências comuns e as capturas de peixe no Modelo I revelou padrões de variância compartilhada entre as espécies com base na estratégia do ciclo de vida. As espécies com padrões de migração semelhantes podem se agrupar de acordo com seus $\rho_{m,n}$. Por exemplo, três espécies da ordem dos characiformes (curimatã, pacu e sardinha) e uma da ordem dos siluriformes (surubim), que realizam migração de média distância, apresentaram correlações moderadas a altas (positivas) com a tendência 1. Essas espécies possuem forte adaptação aos regimes anuais de precipitação e fluxo, com estações de secas e cheias provocando migrações tróficas e reprodutivas, pois muitas espécies utilizam áreas inundadas para o depósito e dispersão de ovos e larvas (Ruffino e Isaac, 1995). Durante o período máximo de inundação, esses peixes ficam amplamente dispersos em habitats inundados e as capturas diminuem (Barthem e Fabré, 2004; Halls e Welcomme, 2004). À medida que as águas diminuem, os peixes adultos retornam ao canal do rio e tornam-se vulneráveis a captura (Ribeiro e Petreire Jr. 1990, Barthem e Goulding, 1997). Os pescadores aumentam o esforço de pesca para aproveitar a vulnerabilidade dessas espécies, concentradas em ambientes menores durante a estação seca (Mérona e Gascuel, 1993). Este padrão temporal foi bem caracterizado pelos picos da estação seca na tendência 1, ajudando a explicar a estrutura de correlação da tendência para essas espécies.

Para a tendência 2, apenas a dourada (ordem Siluriformes), espécie migradora de longa distância apresentou alta correlação. A dourada é capaz de migrar aproximadamente 4000 km da foz do estuário da Amazônia para as nascentes dos rios andinos no Equador, Peru, Colômbia e Bolívia para desovar (García Vásquez et al., 2009; Cella-Ribeiro et al., 2015; Duponchelle et al., 2016). A tendência 2 apresentou variação anual, com picos durante a enchente, que pode ser explicado pela migração de espécies como dourada durante a enchente, quando estão restritas ao canal do rio e, portanto, vulneráveis à pesca (García Vásquez et al., 2009). Conforme mencionado acima, a tendência 2 também apresentou variação de baixa frequência com três períodos distintos

correspondentes a oscilação entre períodos "baixos" e "altos": 1990-1994 (abaixo da média); 1994-2000 (acima da média); e 2000-2007 (abaixo da média). Não está claro o que está gerando essa longa variação na escala temporal; as correlações entre a tendência 2 e os índices climáticos padrões (por exemplo, Oscilação Multi-Decenal Atlântica [AMO], Oscilação Decenal do Pacífico [PDO], anomalias da Temperatura da superfície do mar [SST] e várias oscilações dos índices El Niño-do Sul [ENSO]) foram todos insignificantes. No entanto, o pulso de inundação na Amazônia é influenciado pela precipitação na bacia de drenagem associada ao descongelamento andino, e as variações espaciais e temporais são intensificadas pelos efeitos do ENSO que causam secas e inundações acentuadas (Pielke e Landsea, 1999). Variações temporais de longa escala também podem refletir as interações bióticas que modificam a estrutura das comunidades de peixes locais. Por exemplo, em períodos de águas baixas há maior predação, ocasionando possível efeito no recrutamento de pescarias em anos subsequentes (Sousa e Freitas, 2008; Vieira et al., 2008).

A Tendência 3 representou em grande parte os picos da captura de peixes em anos de elevadas inundações em 1993 e 1997. Houve correlações significativas entre a tendência 3 e alguns índices climáticos (ENSO e PDO), porém essa tendência foi melhor explicada pelo número de dias inundados. A duração e a intensidade das flutuações hidrológicas podem facilitar ou prejudicar o sucesso de recrutamento de diferentes espécies (Bittencourt e Amadio, 2007). Ambientes com períodos mais longos de inundações intensas fornecem proteção e reduzem a vulnerabilidade das larvas de peixes à predação natural, favorecendo assim o recrutamento de indivíduos para o meio ambiente (Vieira et al., 2008). Jatuarana, uma espécie migradora de média distância da ordem dos characiformes, apresentou a maior correlação com a tendência 3 ($\rho_{3,5} = 0,56$), seguida de branquinha e jaraqui. A inspeção visual da Fig. 2 revela picos distintos nas capturas para essas espécies em 1993 e 1997 (exceto a branquinha em 1997, quando faltam dados). Jatuarana não apresentou correlação moderada apenas com a tendência 2, com $\rho_{2,5} = 0,48$, mas o modelo para esta espécie apresenta maior correlação com todas as tendências (ou seja, $\Sigma\rho_{m,n}$ máximo), indicando que o Modelo I desta espécie dependia de variações compartilhadas entre as quatro tendências. Finalmente, a tendência 4 apresentou correlação moderada (negativa) com branquinha e baixa correlação (positiva) com piau. Dada a forma da tendência 4, isso pode ser interpretado como uma tendência oscilante, mas geralmente decrescente na captura de branquinha ($\rho_{4,7} = -0,53$) e uma tendência gradualmente crescente na captura de piau ($\rho_{4,9} = 0,40$) desde 1993. Isto é suportado pelos dados de captura de peixes, que mostram uma tendência negativa na captura de branquinha ($p < 0,001$) e uma tendência positiva na captura de piau ($p < 0,001$) de 1993 a 2008. Embora o (s)

mecanismo (s) para esses padrões permaneçam desconhecidos, a tendência 4 foi útil para identificar essas tendências gerais, que não eram evidentes na inspeção visual dos dados brutos.

Modelos II e III – Interpretando variáveis explicativas

O desenvolvimento do modelo II nos permitiu identificar o conjunto de variáveis explicativas que descrevem melhor a variação da captura entre as dez espécies. Estes resultados são importantes porque utilizam dados hidrológicos relativamente simples e amplamente observados para prever a captura de peixe no sistema natural (ou seja, não represado). Essa abordagem produziu um "melhor" modelo II com quatro variáveis hidrológicas (suficientemente independentes) e uma tendência comum. Também aplicamos essas variáveis para desenvolver modelos multilineares sem tendências (Modelo IIIa/b). Os modelos II e IIIa/b revelaram padrões similares na magnitude relativa (e sinal) das correlações ($\beta_{k,n}$) entre capturas observadas e cada variável. Como todas as variáveis explicativas e de resposta foram normalizadas antes da análise, a magnitude relativa desses valores de $\beta_{k,n}$ pode ser interpretada como pesos, com valores maiores com mais importância no modelo resultante. Os valores de $\beta_{k,n}$ dos modelos II e IIIa foram semelhantes. $\beta_{k,n}$ ajustado indicam que, em geral, NH_{máx} foi o direcionador mais forte da variação geral da captura de peixes observada (média $|\beta_{k,n}| = 0,41$), enquanto Dias_{inundados}, V_{a-1} e incremento apresentaram metade da importância (Média $|\beta_{k,n}| = 0,20, 0,20$ e $0,16$, respectivamente). Criticamente, essa ordenação de importância não é consistente entre as espécies. Por exemplo, os dias inundados forneceram a explicação mais forte para a variação na captura de jatuarana ($\beta_{3,5} = 0,59$), enquanto a NH_{máx} foi insignificante para esta espécie. Da mesma forma, o incremento foi o melhor preditor para tucunaré ($\beta_{4,10} = -0,37$) e foi essa única variável explicativa significativa.

O forte ciclo sazonal do NH_{máx} serviu para substituir (em parte) a variação temporal anteriormente fornecida pela tendência 1 no Modelo I e mencionamos a mesma conexão dos mecanismos em geral para explicar essas correlações (ou seja, migrações tróficas e reprodutivas desencadeadas por regimes do fluxo), o qual foram significantes para sete das dez espécies. Os fortes valores negativos de $\beta_{k,n}$ para curimatã, pacu, sardinha e surubim são explicados pela CCA. Em suma, quando os níveis de água são altos, a captura para estas espécies é baixa e vice-versa. Esta relação mostra-se como uma correlação negativa sem atrasos ou uma correlação positiva se atrasada em seis meses devido ao ciclo alto-baixo de água da região, que apresenta a auto correlação negativa mais forte em atrasos de seis meses. Assim, as fortes correlações com atrasos

correspondem ao negativo de $\beta_{k,n}$ encontrado entre $NH_{m\acute{a}x}$ e captura de curimatã, pacu, sardinha, surubim e piau.

Os valores de $\beta_{k,n}$ para V_{a-1} e $Dias_{inundados}$ foram todos positivos (exceto para piau), de magnitude moderada, e significativos para as mesmas quatro espécies. O sinal dessa relação é compatível com o conceito de que os anos de alto fluxo, particularmente aqueles com estágios de inundação acima de um nível crítico para conexão da planície inundável, estão associados ao aumento da produtividade (Junk et al., 1989; Castello et al., 2015). As diferenças no tempo exato do ciclo de inundação de ano para ano reduziram a correlação entre V_{a-1} e outras variáveis de fluxo de água para sua utilização no Modelo II (isto é, a adição não aumentou $VIF > 5$); no entanto, exibiu um padrão cíclico semelhante. Assim como no Modelo II, V_{a-1} foi associado a espécies com picos de captura que estão fora do período com $NH_{m\acute{a}x}$. Nesse sentido, V_{a-1} (em parte) tomou o lugar da tendência 2 no Modelo I. As fortes semelhanças entre a variável $Dias_{inundados}$ e a tendência 3 do Modelo I sustentam ainda mais a ideia de retirar a variável desconhecida para explicar essa variação. A Tendência 3 do Modelo I refletia os picos de $Dias_{inundados}$ em 1993 e 1997, embora tenha perdido o evento de menor inundação em 2001. Semelhante aos valores de $\rho_{3,n}$ do Modelo I, os valores de $\beta_{3,n}$ para o Modelo II foram mais altos para jatuarana, e a forte dependência desta variável é refletida no modelo ajustado a esses dados.

Os valores de $\beta_{k,n}$ para incremento foram significativos para cinco espécies, mas com menor magnitude e com sinal variável. Não houve relação óbvia entre essa variável explicativa e a tendência 4 do Modelo I, tanto na variação temporal quanto na magnitude/sinal das associações. O intervalo de tempo entre a reprodução e a eventual captura (e a variação atrasada entre as espécies) provavelmente tornam esta variável explicativa menos efetiva na previsão da captura de peixes. Através das variáveis, a interpretação das interações entre as variáveis explicativas e as capturas de peixes observadas nos permite tirar conclusões preliminares sobre o papel do fluxo na estruturação da dinâmica da pesca e fornecer orientação para a futura operação de barragens (discutido abaixo). O modelo mais reduzido (Modelo IIIb) alcançou a parcimônia do modelo global (isto é, AIC mínimo), deixando o incremento e V_{a-1} como variáveis explicativas. Como resultado, o Modelo IIIb reduziu a capacidade preditiva, particularmente para as espécies para as quais o incremento foi um preditor significativo (dourada, jaraqui, sardinha e tucunaré).

Os desafios na seleção do "melhor" conjunto de variáveis explicativas incluem a aptidão em equilibrar o modelo versus o número de parâmetros (ou seja, a parcimônia do modelo), evitar a multicolinearidade e interpretar os resultados do modelo em relação ao conhecimento biológico

e ecológico específico das espécies. Embora o AIC seja amplamente utilizado para superar o primeiro desafio, em sistemas com várias variáveis colineares, a seleção do melhor conjunto de variáveis explicativas (enquanto mantém o VIF abaixo do limite selecionado) torna-se mais arbitrário. Por exemplo, nosso melhor modelo II usou quatro variáveis explicativas ($NH_{m\acute{a}x}$, $Dia_{Sinundados}$, V_{a-1} e incremento) e uma tendência comum, com um valor AIC de 4054. Dois modelos com aptidão semelhante, um usando apenas três variáveis explicativas ($NH_{m\acute{a}x}$, $Dia_{Sinundados}$ e incremento) e um usando cinco variáveis explicativas ($NH_{m\acute{a}x}$, $Dia_{Sinundados}$, $Dia_{Sinundados,a-1}$, V_{a-1} e incremento) tiveram valores AIC de 4062 e 4061, respectivamente. A abordagem relativa de verossimilhança indicou probabilidades baixas (<2%) de que esses modelos eram "melhores", mas o modelo de três variáveis é convincente por dois motivos: 1) era mais parcimonioso; e 2) teve um VIF menor (1,03), uma vez que o nível de água e o fluxo retardado estão inerentemente correlacionados, dado o ciclo hidrológico anual cíclico do rio (embora não seja o suficiente para exceder o limiar $VIF < 5$). Considerando a capacidade preditiva, a complexidade reduzida, o modelo de três variáveis apresentou menor valor de ajuste ($R^2 = 0,36$), mas o efeito foi pequeno (ou seja, o Modelo II $R^2 = 0,38$), sugerindo que a penalidade do parâmetro AIC pode não ser forte o suficiente para evitar a sobreposição em relação aos pequenos aumentos na aptidão do modelo. Finalmente, a falta de dados de esforço neste estudo provavelmente contribuiu para os ajustes ruins para algumas espécies (Inomata e Freitas, 2015; Cooke et al., 2016; Lorenzen et al., 2016).

Associar a produção de peixe e variáveis hidrológicas foi um dos principais objetivos desta pesquisa, outro achado importante deste estudo é que a variação hidrológica, por si só (ou seja, Modelo IIIa), só foi capaz de explicar entre 9% e 37% da variância observada nos dados de captura. Conforme observado acima, a inclusão do esforço de pesca poderia melhorar essa previsão, no entanto, a definição de relações eco hidrológicas com a finalidade de definir regimes de fluxo ecologicamente aceitáveis se mostrou difícil e ambígua em muitas regiões devido à complexidade dos sistemas naturais e a literatura disponível altamente específica ao local e espécies (Black et al., 2005; Yang et al., 2008). Dado esse desafio, muitos autores concluíram que a melhor maneira de manter ou restaurar a biodiversidade de um rio regulado é aproximar à variação natural do fluxo (Sparks, 1995; Richter et al., 1996; Poff et al., 1997; Olden e Poff, 2003), considerando o fluxo hidrológico o principal controle dos processos abióticos e bióticos de rios (Orth, 1987; Jowett 1997; Mathews e Richter, 2007).

Dessa forma, a abordagem utilizada e os resultados dos modelos gerados permitiram confirmar a hipótese de que as variações naturais do nível hidrológico controlam o ciclo de vida

das espécies importantes para comercialização e afetam conseqüentemente a captura da pesca artesanal do rio Madeira, e que alterações ocasionadas por impactos das hidrelétricas ameaçam os estoques pesqueiros amazônicos.

6.2. Análise temporal da captura pesqueira e valor do pescado desembarcado

Nos últimos anos, os recursos pesqueiros e conseqüentemente as pescarias nos ecossistemas aquáticos da Amazônia têm sido ameaçadas por grandes projetos estruturantes, tais como a construção de represas e barragens (Lees et al., 2016; Winemiller et al., 2016), que alteram a sazonalidade do rio e estabelecem condições lênticas diferentes dos habitats originais (Pelicice et al., 2013).

Muitos artigos têm discutido o potencial que as represas possuem de interromper a conectividade hidrológica (Petry et al., 2003; Castello e Macedo, 2015; Isaac et al., 2016), de mudar os habitats de pesca, a dinâmica da reprodução de peixes e o comportamento migratório das espécies (Vazzoler, 1996; Agostinho et al., 2004; Isaac et al., 2015). Como estudos a nível mundial com série temporal longa são raros, ainda mais em pesquisas sobre pesca artesanal (Vallejos et al., 2013), a avaliação temporal sobre o efeito da construção de represas em rios Amazônicos sob as capturas e retornos econômicos das pescarias dificilmente é analisada devido a escassez do conjunto de dados de série temporal que fornecem os registros necessários para os períodos antes e depois do represamento do rio.

Nessa tese, foi detalhado os dados de desembarques diários (séries temporais de 25 anos) e preços de comercialização do pescado (séries temporais de 19 anos) para investigar mudanças nas capturas médias e retorno econômico das pescarias do rio Madeira em relação aos eventos registrados durante o período estudado. A análise de quebra estrutural utilizada foi inovadora e mostrou-se bastante útil para segregar e diagnosticar séries temporais principalmente com evidências de possíveis distúrbios nas quebras estruturais (Gröger et al., 2011). A aplicação dessa abordagem é promissora e, até agora, utilizada em pescarias apenas para procurar variações no recrutamento de peixes (por exemplo, Gröger et al., 2011) e para entender as mudanças nos dados de séries temporais de nove anos em quantidade e preço de bacalhau e polaca no mercado do Japão (Wakamatsu e Miyata, 2015).

Os resultados do conjunto de dados avaliado para o rio Madeira indicaram que os desembarques e os preços foram correlacionados e divergiram principalmente após 2009. Assim,

um novo valor geral de captura menor em 58% foi estabelecido no final de 2008, enquanto os preços aumentaram significativamente em 2010 (49,3%). Para as espécies migratórias de longa distância (grandes bagres Amazônicos), as capturas caíram 63,8% em relação a 2009, enquanto os preços médios aumentaram significativamente em relação ao ano de 2010. As capturas da dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*), que representou 72% de todas as capturas, diminuíram 74,4% em 2009 e seu preço aumentou 43,5% no ano seguinte. As espécies residentes tiveram uma captura uniforme, mas os preços também aumentaram em 64% em 2010. As espécies migratórias de média distância apresentaram três mudanças, mas apenas no preço, e o último aumento do preço ocorreu em 2010. Além disso, as capturas mudaram para a metade das seis espécies de peixes com maior frequência na captura, mas o preço aumentou para todas as espécies em 2010 ou em 2011.

Apesar de outras mudanças no preço terem sido registradas após a mudança nas capturas (como a braquinha e curimatã) ou independentemente das capturas inalteradas, como o pacu, jaraqui, outros bagres e, especialmente o surubim, que apresentou aumento de 175,2% no preço, surgiu um padrão claro: as capturas diminuíram significativamente a partir de 2009 e os preços aumentaram de 2010 em diante. Confirmando esse padrão, apesar da diminuição da captura total ocorrida no final de 2008 até o início de 2011, o valor médio do desembarque aumentou em 2009. O valor desembarcado também aumentou para as espécies residentes (de setembro/2009 a setembro/2012) e para espécies de migração de longa distância (principalmente em 2010).

As mudanças no preço do quilo do peixe podem ser justificadas por catástrofes naturais, que causam o esgotamento de estoque de peixes (como terremotos e desastres de Fukushima) ou por restrição de Lei, que pode limitar o abastecimento de peixe no mercado (Wakamatsu e Miyata, 2015). Para as pescarias dos rios tropicais, onde muitas espécies de alto valor migram centenas de quilômetros em resposta a pulsos de inundação sazonais, os efeitos de represamentos podem ser devastadores (Pelicice e Agostinho, 2009; McAllister et al., 2001; Winemiller et al., 2016).

O potencial prejuízo do represamento dos rios Amazônicos inclui perda ou alteração do habitat, mudanças na qualidade e temperatura da água, desconexão de populações, substituição de espécies, maior mortalidade de peixes, aumento da abundância de peixes piscívoros, redução da diversidade, perda de processos ecológicos importantes e de serviços ecossistêmicos, como a pesca (Pelicice e Agostinho, 2009; Gubiani et al., 2010; Torrente-Villara et al., 2011; Winemiller et al., 2016). No que diz respeito às pescarias da Amazônia, as barragens impactam negativamente os estoques de peixes comerciais que relacionam seus ciclos de vida à dinâmica do pulso natural das inundações (Górski et al., 2012). As alterações hidrológicas ocasionadas pela construção de

barragens (Castello e Macedo 2015) refletem no tempo, duração e extensão do pulso de inundação (Junk et al., 1989; Richter *et al.* 1996; Van Looy *et al.* 2014) que são fatores determinantes para viabilidade de habitat para a alimentação, crescimento e refúgio para muitas espécies de peixes (Barber et al., 2002; Górski et al., 2012; Lima et al., 2016). Os ciclos de inundação foram relacionados com os padrões de desembarques de peixes (Arnade et al., 2005; Gates, 2000) e a continuidade temporal do nível do rio Amazonas foi predita como a variável chave que controla a continuidade do rendimento das pescarias e provavelmente a estabilidade da produção dentro do sistema aquático (Vallejos et al. 2013). Portanto, uma mudança no padrão de inundação do rio provavelmente mudará as tendências de captura e retorno econômico da pesca.

Adicionalmente, as análises realizadas para o rio Madeira mostraram que o período de diminuição das capturas e o aumento de preços observados nas pescarias coincidiram com o evento de construção das duas barragens no canal principal do rio: as barragens de Santo Antônio e Jirau, em construção desde 2008 (Fearnside 2013; 2015). Ao interromper o processo ecológico altamente dependente no ecossistema Amazônico, ambas as barragens mudaram rapidamente as capturas e o abastecimento de peixe para o mercado, refletindo imediatamente no preço por quilo de espécies de peixes exploradas.

De fato, em termos econômicos, o fornecimento excessivo de forma consistente pode levar a uma diminuição drástica na receita devido à queda de preços, enquanto a diminuição do suprimento (como o peixe) desencadeia o aumento do preço. Quando o bem é inelástico, as mudanças de preço não afetam o consumo das pessoas. Na Amazônia, o peixe é um alimento essencial, representando uma das maiores taxas de consumo do mundo ($169 \text{ kg pessoa}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; (Isaac et al. 2015), com valor ainda maior para a região do rio Madeira, estimado em média per capita 440 g.dia^{-1} (Doria et al., 2016). Esse consumo resulta em uma demanda inelástica de peixe, o que significa que os hábitos de compra dos consumidores não mudam em resposta ao aumento ou queda de preços. Assim, diminuir o abastecimento de peixe na Amazônia, sempre aumentará o preço do peixe, mas é improvável que o consumo de peixe diminua. A persistência da baixa oferta de peixes amazônicos pode potencialmente produzir preços ainda maiores. E um fator importante é que, claramente, a perda parcial ou total de florestas inundadas, pulso de inundação e serviços de ecossistemas, como a pesca, ameaçam a segurança alimentar na Amazônia. Apesar de grande parte da gestão contemporânea das pescarias de água doce abordar o pescador e não o peixe (Winfield, 2016), ambos são facilmente desconsiderados pelos planejadores e empreendedores dos

grandes projetos de energia hidrelétrica nos rios Amazônicos, que, historicamente não conseguem avaliar os verdadeiros benefícios e custos (Winemiller et al., 2016).

O aumento do deslocamento dos principais usos dos rios Amazônicos como a pesca deve ser avaliado em relação à geração de energia hidrelétrica. Deve-se levar em conta os custos econômicos associados às modificações dos fluxos do rio a jusante e os benefícios econômicos associados à manutenção da integridade das bacias hidrográficas a montante (Emerton, 2005). Se a atual tendência de decisão em relação à exploração hidrelétrica na Amazônia persistir, as comunidades rurais não terão benefícios do fornecimento de energia e da criação de emprego que excedam os custos das pescarias, agriculturas e propriedades perdidas (Winemiller et al., 2016).

O declínio claro nas capturas de algumas espécies (como a dourada e curimatã) contrasta com o aumento das capturas de sardinha e tucunaré. No entanto, não existe um padrão nesta mudança, uma vez que ambas as espécies apresentaram mudanças em diferentes anos (1995 e 2006), sugerindo flutuações naturais na população, mudança de habitats locais ou esforço de pesca. Uma deficiência no conjunto de dados usado aqui é a falta de dados do esforço de pesca para confirmar que as mudanças nas capturas não foram determinadas por mudanças no esforço que refletiram na abundância de peixes. Teoricamente, a microeconomia, o esforço de pesca e o clima poderiam sinergicamente mediar mudanças nas capturas que afetam os desembarques comerciais (Stergiou et al., 1997).

No entanto, o Brasil experimentou uma estabilidade econômica do início de 2000 até meados de 2014, excluindo a chance de razões microeconômicas se relacionarem com as mudanças nos desembarques (e preços). A observação diária e a conexão com os pescadores garantem que o número de pescadores e o tempo que passaram na pesca permaneceram quase inalterados pelo menos até 2014. No entanto, no final de 2014, o Brasil entrou em uma crise econômica e, ao mesmo tempo, o rio Madeira estava profundamente afetado pela maior inundação dos últimos 100 anos. Muitos pescadores tiveram que sair temporariamente de suas casas e comunidades ribeirinhas inteiras foram destruídas. Além disso, aqueles que não foram afetados pela inundação em seu bairro ou comunidade, tiveram acesso restrito aos locais de pesca. Como resultado, os menores desembarques foram registrados para esse ano. Então, as capturas mais baixas observadas em 2014 (76,83 t) provavelmente resultaram da interação entre redução das capturas, em função do impacto das usinas hidrelétricas, e pela retirada dos pescadores da pesca devido às inundações extremas. Neste ponto, pode-se afirmar que as enchentes naturais também causaram as mudanças identificadas nas quebras estruturais das capturas e nos preços médios. No

entanto, a amplitude muito maior das diferenças nas capturas foi registrada em 2009, durante a construção da usina e, para os preços, as diferenças significativas foram identificadas a partir de 2010, portanto, logo após a implementação da construção das usinas. Ainda, as mudanças foram persistentes e mostraram um padrão, ajustando-se à mudança típica do regime hidrológico induzida por transições mais ou menos proeminentes (Gröger et al., 2011). O barramento do rio Madeira parece ser um evento extremo que conduz as mudanças observadas nos desembarques e no preço total dos peixes.

6.3. Modelagem ecossistêmica (EwE)

Os modelos Ecopath foram desenvolvidos com base nos dados obtidos de forma padronizada para o rio Madeira, e as informações para o grupo de peixes foram provenientes de um único projeto de pesquisa. Isso facilitou as comparações entre os diferentes períodos, evitando problemas nas unidades fundamentais, escalas e agregação de compartimentos (Abarca-Arenas e Ulanowicz, 2002; Winemiller, 2007). A biomassa, uma das estimativas mais difíceis de se obter e o principal e mais sensível parâmetro de entrada no Ecopath, foi calculada, para a maioria dos grupos, a partir de dados amostrados na região de estudo, assim como os valores de PB e QB, tornando os resultados dos modelos mais robustos e confiáveis.

Este trabalho sistematizou resultados inéditos das relações tróficas do rio Madeira comparando dois momentos distintos: antes e depois da construção das usinas hidrelétricas (Figura 23). Notou-se expressiva redução no modelo pós barragem nas produções do sistema (totais e líquida), captura pesqueira e reciclagem de nutrientes. Houve também troca de espécies-chave que antes eram principalmente de compartimentos não-peixes e passaram a ser apenas de peixes, com a permanência da dourada (*B. rousseuaxii*) como uma das principais espécie-chave em ambos os períodos (Fig. 15). Nossas simulações também mostraram que a situação pré barramento parece suportar mais o aumento do esforço pesqueiro e o desmatamento, visto que nas simulações do modelo pós barramento a queda de alguns grupos foram mais pronunciadas.

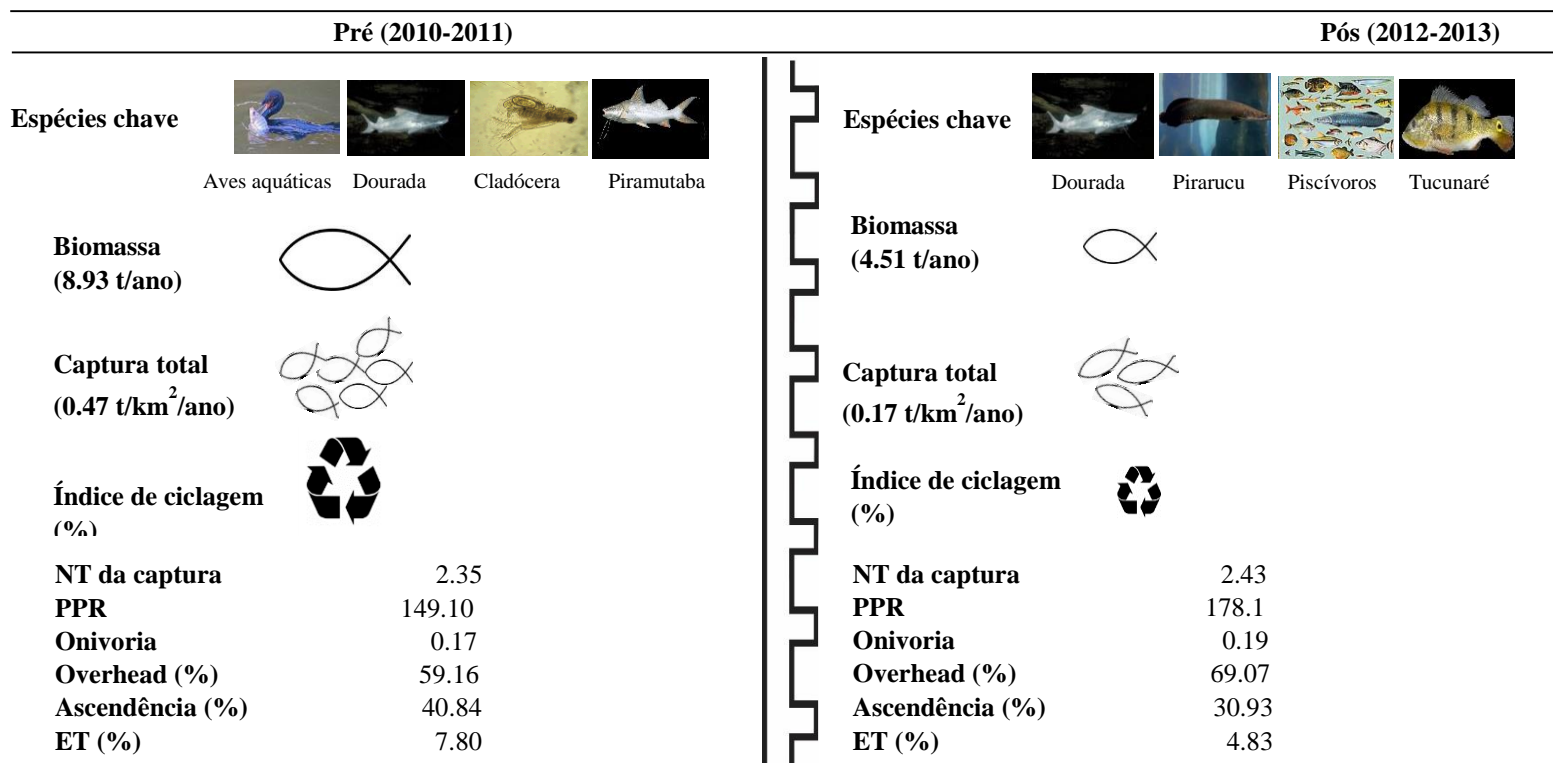


Figura 23. Síntese dos principais resultados do modelo gerado para o sistema do rio Madeira nos períodos pré (2010 e 2011) e pós (2012 e 2013) usinas hidrelétricas. NT= Nível trófico; PPR= Produção primária requerida; PPT/RT= Razão entre a produção primária total e respiração total; ET= Eficiência de transferência.

O procedimento prebal que testa a coerência eco-fisiológica de modelos Ecopath (Link, 2010) mostrou que ambos os modelos mantem uma coerência com as taxas PB e QB, que foram menores para organismos de níveis tróficos mais altos.

O nível trófico (NT) médio do grupo de peixes do rio Madeira foi 2.72, variando entre 2 e 3.88. Em outros modelos EwE na Amazônia foram observados valores semelhantes, como na calha e ambientes de lagos do rio Amazonas (Angelini et al., 2006; Petreire e Angelini, 2009) e também no rio Tapajós (Capitani, 2017). Em localidades onde as capturas são focadas nos grandes bagres, como os pertencentes ao gênero *Brachyplatystoma*, o valor médio do NT foi maior, como na região Colombiana do rio Amazonas, estimado em 3.3 (Córdoba, 2014).

No período pré barramento, a maior parte da biomassa esteve concentrada nas espécies com NT mais baixo (< 2,9), diferente do período pós, quando 89% da biomassa agrupou espécies com NT < que 3,67. Dentre as espécies com maior NT e contribuição de biomassa no período pós, destacaram-se a traíra (*H. malabaricus*), a pescada (*P. squamosissimus*) e a curimatã (*P. nigricans*). Essas espécies, em outros sistemas represados no Brasil, possuem historicamente

potencial em se estabelecerem durante a formação dos reservatórios (Cecilio et al., 1997). A composição e estrutura alimentar são avaliações indispensáveis de um ecossistema, principalmente em ambientes sob pressões antropogênicas, pois essas características são primordiais para o seu desenvolvimento e funcionamento sustentável (Kong et al., 2016).

Alterações no sistema também geram modificações na biomassa total, que, para o rio Madeira, foi inferior no período pós barramento e o valor médio entre os períodos foi de 6.72 t/km². A contribuição do grupo de peixes foi baixa, com redução ainda de 50% no período pós barramento. Entre os ambientes amazônicos, esse valor foi superior ao rio Xingu, estimado em 2.7 t/km² (Camargo et al., 2015) e inferior aos rios Amazonas e Tapajós (Angelini et al 2006; Petreire e Angelini, 2009; Córdoba, 2014; Capitani, 2017).

Dentre os 38 compartimentos de peixes, 24 apresentaram queda nos valores de biomassa no período pós barramento. As mais afetadas foram *M. duriventre* e o agrupamento de “Outros piscívoros”, além disso, todos os bagres também apresentaram redução na biomassa. Esse padrão diferenciou de outros locais com reservatórios formados pela implantação de usinas hidrelétricas, onde ocorreu aumento da disponibilidade de presas, e conseqüente aumento na abundância de espécies piscívoras (Luz-Agostinho et al., 2006; Gubiani et al., 2010; Pereira et al., 2016). Entretanto, Santos (1999) reportou redução na riqueza de espécies e CPUE nas áreas a jusante das hidrelétricas de Tucuruí e Samuel, onde espécies migradoras praticamente desapareceram abaixo da primeira usina.

Grande número das espécies de peixes amazônicos é migrador, deslocando-se por centenas de quilômetros pela calha dos rios, especialmente para fins reprodutivos (Barthem e Goulding, 1997). A redução da biomassa e da captura total de peixes, principalmente os migradores de longa distância, podem ser reflexo de um dos impactos mais negativos na construção de usinas hidrelétricas, que é o bloqueio das rotas migratórias (Fearnside, 2013). No rio Madeira, esses efeitos são essencialmente nocivos visto que este sistema desempenha funções importantes na vida das comunidades ictícas (Santos, 2008) e é uma fonte valiosa de renda e subsistência para muitos ribeirinhos. Além dos impactos físicos e ecológicos, a mudança no ecossistema causada principalmente pela construção de usinas hidrelétricas, possuem efeitos sociais significativos (Ferreira et al., 2014; Winemiller et al., 2016). O barramento do curso natural do rio atinge diretamente o rendimento pesqueiro (Acreman et al., 2014), afetando a segurança financeira e alimentar de inúmeras populações que dependem dos recursos naturais (Castelo et al., 2015).

Tanto peixes piscívoros quanto os predadores de topo da cadeia, como os grandes bagres, são importantes na estabilização de redes alimentares, provocando impactos nos sistemas ecológicos (Lima, 1998) e influenciando as interações interespecíficas (Novak e Wootton, 2008; Pereira et al., 2016). Isto foi refletido nas simulações realizadas, pois no modelo pós barramento (com menor biomassa de predadores) a queda de quase todos os grupos foi mais acentuada do que no modelo pré, mostrando a importância dos predadores na estabilidade do sistema e também que nossos modelos estão mimetizando o observado em outras regiões com outras abordagens científicas.

Os atributos ecossistêmicos são indicadores importantes para demonstrar o grau de maturidade e resiliência de um sistema (Odum, 1969), e aqui foram verificados entre os períodos antes e depois do barramento do rio Madeira. A produção primária total e respiração total (PPT/RT), indicando sistemas maduros com valores próximos a 1, foram semelhantes ao médio Amazonas (Córdoba, 2014) e superiores aos da Amazônia Central (Angelini et al., 2006; Petreire e Angelini, 2009). A proporção de ascendência, que indica o crescimento e desenvolvimento do sistema (Ulanowicz e Norden, 1990) foi menor no período pós barramento, sugerindo que o momento pode ter causado determinada instabilidade no ecossistema (Chea et al., 2016), que, no entanto, demonstrou, de acordo com os valores de *overhead* (Xu et al., 2001), ser maduro e resistente diante de impactos ambientais.

Os altos valores do índice de ciclagem Finn estimados para o rio Madeira indicam sinal de estresse no ambiente, mas também reforçam a ideia de que esses ambientes são resilientes e podem se recuperar rápido (Christensen et al., 2005). O índice de ciclagem que representa a proporção dos fluxos reciclados no sistema é relacionado com a capacidade de recuperação e fortemente ligado com a maturidade, a resiliência e a estabilidade dos ecossistemas (Finn, 1976). Adicionalmente, o índice de onivoria do rio Madeira foi mais elevado para o período pós barramento e essa tendência de aumento pode estar relacionada a plasticidade alimentar das espécies, principalmente sob efeito de perturbações ambientais, como implementação de hidrelétricas, que alteram fortemente a disponibilidade de recursos alimentares (Junk et al., 1989; Agostinho et al., 2008). Comparativamente, esse índice foi ligeiramente superior aos rios Amazonas e Tapajós (Córdoba, 2014; Capitani, 2017).

A matriz de impacto trófico (MIT) descreve como os grupos funcionais podem afetar uns aos outros, incluindo os impactos diretos e indiretos (Christensen e Walters, 2004). Assim, o aumento da biomassa de um componente pode afetar, positiva ou negativamente, outros

componentes no curto prazo. Este “impacto” é direto quando está relacionado ao aumento na predação e indireto quando uma espécie influencia outra mesmo sem conexão trófica (Mavuti et al., 1996; Gamito e Erzini, 2005). Após a construção das usinas hidrelétricas 56% destes impactos tiveram sinal trocado, isto é, as relações foram completamente invertidas com a construção da barragem. A diminuição de ambientes disponíveis para alimentação pode ter elevado o índice de predação, refletindo assim nos impactos negativos gerados no sistema após a construção da barragem.

É importante destacar que as análises de conteúdo estomacal dos peixes foram realizadas antes e depois do barramento, portanto, a matriz de composição da dieta é oriunda de dados observados em ambos os períodos. Apesar disso, o nível trófico dos compartimentos não variou muito, diferente da biomassa, que variou bastante, o que resultou nas mudanças significativas da Matriz de Impacto, refletindo por sua vez, a diminuição de ambientes disponíveis para alimentação que pode ter elevado o índice de predação, aumentando assim os impactos negativos gerados no sistema após a construção do barramento. As grandes barragens alteram os pulsos naturais de inundação e limitam o acesso dos peixes as planícies de inundação que são áreas essenciais para o crescimento e alimentação (Winemiller et al., 2016). Além de modificarem as características limnológicas, os reservatórios alteram a estrutura e composição das espécies em uma comunidade (Agostinho et al., 2008; 2016), que podem refletir fortemente nas interações tróficas existentes no período anterior as barragens.

As análises do sistema do rio Madeira demonstraram a importância dos detritos e níveis tróficos inferiores para a teia trófica, sugerindo um controle misto, com tendência “bottom-up” da rede alimentar (Manickchand-Heileman et al., 2004) e confirmando o grau de maturidade, quando a detritivoria é maior que a herbivoria (Odum, 1969). A contribuição de detritos no sistema além de beneficiar as espécies detritívoras e onívoras, beneficia, indiretamente seus predadores. Entretanto, aves aquáticas, *B. rousseauxii* e outros grupos de peixes impactaram negativamente outras espécies através da predação, sugerindo também certo controle “top-down” na rede alimentar neste sistema.

A dourada (*B. rousseauxii*) que foi a principal espécie-chave do rio Madeira no período pré e pós, impactou fortemente alguns grupos funcionais, entretanto com a redução de sua biomassa, a predação diminuiu e isso pode ter gerado um impacto favorável para alguns grupos de peixes, como os Characiformes, que são as suas principais presas. O aumento da mortalidade por pesca

dos bagres também gerou um impacto trófico positivo na biomassa de algumas espécies de peixes na região de fronteira Brasil-Colômbia do rio Amazonas (Córdoba, 2014).

Os resultados apresentados nas simulações do aumento do esforço pesqueiro e taxa de desmatamento demonstraram, em geral que, antes da construção das usinas hidrelétricas as alterações na biomassa dos grupos funcionais foram proporcionalmente menores quando comparadas ao período pós barramento, indicando a vulnerabilidade das espécies ao impacto das hidrelétricas. Contudo, o aumento do esforço pesqueiro apresentou maior impacto na redução de biomassa dos grupos funcionais da rede trófica do rio Madeira, quando comparado a taxa de desmatamento. É importante ressaltar que essa diferença pode estar relacionada a conservadora taxa de desmatamento estabelecida para o modelo, visto que o nosso foco foi a extensão da área estudada e o desmatamento da mata ciliar que causa maior efeito para as espécies de peixes.

O impacto negativo do aumento da pressão da pesca foi maior nos bagres predadores, especialmente no período pós barramento, quando a biomassa dos Siluriformes apresentou redução drástica. Isso se deve ao fato de que essas espécies realizam migrações ascendentes de longa distância na calha do rio e com o barramento e a rota interrompida, os peixes ficam concentrados próximo a barragem (Agostinho et al., 1992), impedidos de completar seu ciclo reprodutivo e vulneráveis a pesca predatória, esses fatores afetam drasticamente os estoques pesqueiros (Junk e Mello, 1990). Além disso, a disponibilidade desse recurso pode diminuir drasticamente acima das barragens, como já foi relatado a montante de Tucuruí na bacia de Tocantins (Petriere e Ribeiro, 1994).

Ao avaliar as espécies de Characiformes (peixes de escama), no período pré barramento, a pressão pesqueira reduziu principalmente as espécies de *P. latior* e *T. auritus*. Essas espécies, assim como a maioria dos Characiformes, se tornam vulneráveis a pesca ao realizar migrações, através de movimentos laterais entre os rios e áreas alagadas para fins reprodutivos e tróficos (Junk e Mello, 1990). No período pós, a biomassa dessas espécies se estabiliza e a redução nesse período foi em *A. gigas*, *C. pleiozona* e *S. insignis*. As duas primeiras são espécies residentes e ocupam preferencialmente ambientes lênticos. Semelhante ao observado em hidrelétricas já estabelecidas no estado do Pará, Curuá-Una e Tucuruí, onde populações de muitas espécies migratórias foram fortemente reduzidas ou extintas tanto na área do reservatório quanto a montante, o estabelecimento de espécies que se adaptam melhor aos novos ambientes foram evidentes (Vieira, 1982; Ferreira, 1984), fazendo com que sejam mais influenciadas nas simulações durante o período pós barramento.

Mylossoma duriventre que é uma espécie com relevante importância na pesca comercial e de subsistência na região Amazônica (Santos e Santos, 2005; Doria e Lima, 2008), foi uma das espécies mais impactadas com o aumento da taxa de desmatamento simulado pelo EwE. Essa espécie é migradora e apresenta o hábito alimentar frugívoro, a qual depende da variação sazonal do rio para completar seu ciclo de vida e de alimentos autóctones provenientes principalmente das matas ciliares, portanto os represamentos e o desmatamento das planícies causam fortes impactos negativos (Finer e Jenkins, 2012; Fearnside, 2013).

Lontras e ariranhas, que também se alimentam preferencialmente de pequenos characiformes são sensíveis a alterações ambientais, como o desmatamento e controle artificial das variações hidrológicas (Cintra, 2004), e nos cenários do aumento do esforço pesqueiro e da taxa de desmatamento, a biomassa dessas espécies foi reduzida.

O Ecopath com a modelagem Ecosim foi útil nas simulações e avaliações das mudanças ambientais e do impacto da pesca, além de uma importante ferramenta para subsidiar estratégias de manejo e conservação dos organismos aquáticos (Okey et al., 2004). O uso do Ecopath como ferramenta de análise de impacto ambiental oriundos de empreendimentos hidrelétricos, já permitiu que alguns autores compreendessem a organização e transferências tróficas em ambientes represados ao redor do mundo, como os reservatórios estabelecidos na África, Tailândia e China (Villanueva et al., 2006; 2008; Xu et al., 2016; Deng et al., 2015), além de análises das redes tróficas em vários reservatórios do Brasil (Angelini e Petrere, 1996; Angelini et al., 2006; Gubiani et al., 2011). No entanto, não existem estudos para a região Amazônica que aplicaram a rotina Ecopath com Ecosim para avaliar as propriedades do ecossistema, as interações tróficas e os impactos causados por usinas hidrelétricas. E ainda, no presente estudo, além das análises da rede trófica e seus atributos estabelecidos para o sistema do rio Madeira, nós avançamos com as simulações aplicadas no modelo gerado com os dados anteriores a barragem, e que podem ser validadas pelo modelo gerado com informações obtidas após o barramento. Identificar e prever os impactos, alterando o equilíbrio e o funcionamento do ecossistema foi útil para comparar as mudanças geradas através do impacto ambiental (Villanueva et al., 2008). É crescente a utilização da abordagem ecossistêmica para avaliar ambientes eutrofizados, os impactos da pesca, além de fornecer informações importantes para a gestão, manejo e conservação dos estoques pesqueiros (Christensen e Walters, 2004; Okey et al., 2004; Angelini et al., 2006b).

7. CONCLUSÕES

O rio Madeira é um ecossistema único e que foi drasticamente impactado por duas grandes obras hidrelétricas. Desse modo observamos que a variação hidrológica é primordial na estruturação dos padrões de captura pesqueira. Esse rio, além de ser vital para o ciclo de vida das espécies, também é importante na manutenção de populações rurais e urbanas dependentes do pescado.

As avaliações da série temporal (25 anos) dos desembarques pesqueiros demonstraram que a variação da captura foi influenciada não só por eventos naturais, mas também por efeitos significativos da construção das usinas hidrelétricas, ocasionando a redução da produção de pescado e conseqüentemente mudança do preço do quilo das espécies, bem como o valor desembarcado. Considerando que o peixe é a principal fonte protéica para as populações Amazônicas, a construção de usinas hidrelétricas nessa região condenará não apenas o meio ambiente, mas também as pessoas e seus meios de subsistência e saúde.

Essas análises foram complementadas através dos modelos ecossistêmicos desenvolvidos no rio Madeira que resultou em modificações tróficas do sistema, na alteração das espécies-chave e nos impactos mais fortes sob espécies vulneráveis, como o pacu e a dourada. As comparações ambientais e as simulações entre os diferentes períodos (antes e após o barramento) permitiram avaliar as contribuições ecológicas e as interações tróficas de cada componente no ecossistema, que são primordiais na avaliação dos impactos.

Dessa forma, os resultados permitiram confirmar a hipótese de que as variações naturais do nível hidrológico que controlam a produção pesqueira foram alteradas pela construção da barragem hidrelétrica, e afetaram conseqüentemente as relações tróficas contribuindo com a redução da quantidade de pescado capturado e modificações do valor desembarcado.

Estes resultados podem contribuir para orientar políticas públicas no estabelecimento de estudos prévios, consistentes e padronizados em futuros empreendimentos hidrelétricos na Amazônia, além de orientar a aplicação dessa abordagem que pode prever impactos gerados de forma ecossistêmica em ambientes aquáticos.

No entanto, é importante salientar que muitas evidências especificaram claramente que o desenvolvimento de hidrelétricas deve ser restringido nos rios Amazônicos, principalmente para manter o regime hidrológico natural do rio e preservar a dinâmica biológica desses ecossistemas. As alterações nessa dinâmica impactam o estoque e o rendimento pesqueiro, com conseqüências

diretas no processo de comercialização. Além disso, as alterações ecossistêmicas geraram resultados importantes de que a manutenção natural de todo o sistema deva ser preservada visando o equilíbrio trófico e conservação de espécies importantes.

Para mitigar e/ou evitar essas alterações são necessárias análises integrativas para entender os fatores de influência hidrológica e impactos ecológicos nos sistemas aquáticos antes da implantação da barragem. Estudos pretéritos são primordiais para a obtenção de dados contínuos e padronizados que podem subsidiar estratégias de conservação e mitigação pós-barragem. Caso contrário, esse tipo de análise é impossível e impede que decisões comunitárias e/ou políticas sejam apropriadas e sustentáveis.

8. REFERÊNCIAS

ABARCA-ARENAS, L. G. e ULANOWICZ, R. E. The effects of taxonomic aggregation on network analysis. **Ecological Modelling**, v. 149, p. 285–296, 2002.

ACREMAN, M. C.; OVERTON, I. C.; KING, J., et al. The changing role of eco-hydrological science in guiding environmental flows. **Hydrological Sciences Journal**, v. 59, p. 1–18, 2014.

AGOSTINHO, A. A., JÚLIO JR., H. F., BORGHETI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, v. 14 (Suplemento), p. 89-107, 1992.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SANTOS, N. C. L.; et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26–36, 2016. Elsevier B. V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>>.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v.14, p. 11–19, 2004.

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, p. 1119–1132, 2008.

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Trans. Autom. Control**, v. 19, p. 716-723, 1974.

ALMEIDA, O.T.; LORENZEN, K.; McGRATH, D. The commercial fishing sector in the regional economy of the Brazilian Amazon. **Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries**, p. 15–25, 2004.

ALLISON E.; ELLIS F. The livelihoods approach and management of small-scale fisheries. **Marine Policy**, v. 25, p. 377-388, 2001.

ANGELINI, R. Ecosistemas e Modelagem ecológica. In: MARCELO, L. M. (Org.). **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. 1ed.São Luís (MA): Gráfica e Editora União, v. 1, p. 1-19. 1999,

ANGELINI, R.; AGOSTINHO, A. A. Food web model of the Upper Paraná River Floodplain: description and aggregation effects. **Ecological Modelling**, Holanda, v. 181, n.2-3, p. 109-121, 2005.

ANGELINI, R.; ALOISIO, G. R.; CARVALHO, A. R.. Mixed food web control and stability in a Cerrado River (Brazil). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, p. 421-431, 2010.

ANGELINI, R.; FABRÉ, N. N.; SILVA JR, U. L. Trophic analysis and fishing simulation of the biggest Amazonian catfish. **African Journal of Agricultural Research**, v. 1, p. 151-158, 2006.

ANGELINI, R.; GOMES, L. C. **O artesão dos ecossistemas: construindo modelos com dados**. EDUEM, Maringá, Brazil, 173 p. 2008.

ANGELINI, R.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: a tool do evaluate fishing and stability. **Neotrop. Ichthyol.** v. 4 (2), p. 253-260, 2006.

ANGELINI, R.; PETRERE JR, M. The ecosystem of the Broa reservoir (Brazil) modeled using the Ecopath II. **Naga (Yaounde)**, Filipinas, v. 19, n.2, p. 36-41, 1996.

APEL, A.M.; FUJITA, R.; KARR, K. **Science-Based Management of Data-Limited Fisheries: A Supplement to the Catch Share Design Manual**. Environmental Defense Fund., 2013.

ARNADE, C.; PICK, D.; GEHLHAR, M. Testing and incorporating seasonal structures into demand models for fruit. **Agricultural Economics**, v. 33 (Suppl. S3), p. 527-532, 2005.

ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F.; RUIZ-BARREIRO, T. M. Approaching a functional measure of vulnerability in marine ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 45, p.130–138, 2014. Elsevier Ltd Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.009>.

BAI, J.; PERRON, P. Computation and analysis of multiple structural change models. **Journal of Applied Econometrics**, v. 18 (1), p. 1–22, 2003.

BARBER, P. H.; PALUMBI, S. R.; ERDMANN, M. V. et al. Sharp genetic breaks among populations of *Haptosquilla pulchella* (Stomatopoda) indicate limits to larval transport: Patterns, causes, and consequences. **Molecular Ecology**, v. 11(4), p. 659–674, 2002.

BARTHEM, R. B.; FABRÉ, N. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: RUFFINO, M. L. (ed). **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia pesqueira**. Manaus, p. 11–55, 2004.

BARTHEM, R. B.; GOULDING, M. **Os bagres balizadores: ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos**. Sociedade Civil Mamirauá; Brasília: CNPq, 140 p., 1997.

BARTHEM, R. B.; GOULDING, M. **Um ecossistema inesperado: a Amazônia revelada pela pesca**. Amazon Conservation Association (ACA), Sociedade Civil Mamirauá, Belém, 241, 2007.

BAYLEY, P. B. The flood pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 6(2), p. 75–86, 1991.

BAYLEY, P. B. Understanding large river - Floodplain Ecosystems. **BioScience**, v. 45, p. 153–158, 1995.

BERKERS, F.; MAHON, R.; MCCONNEY, P.; POLLNAC, R.; POMERY, R. In: KALISKOSKI, D. C. (Org.) **Gestão de pesca de pequena escala: diretrizes e métodos alternativos**. Editora FURG, Rio Grande, Brasil. 360 p, 2006.

BITTENCOURT, M. M.; AMADIO, S. A. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. **Acta**

Amazonica, v.37, p. 303–308, 2007.

BLACK, A. R.; ROWAN, J. S.; DUCK, R. W.; BRAGG, O. M.; CLELLAND, B. E. DHRAM: A method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 15, p. 427–446, 2005.

BURNHAM, K.P. AND ANDERSON, D.R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. Springer, Heidelberg, 2002.

CAMARGO, M.; GHILARDI JUNIOR, R. **Entre a terra, as águas e os pescadores do médio rio Xingu: uma abordagem ecológica**. Belém 329 p., 2009.

CAMARGO, M.; GIARRIZZO, T.; ISAAC, V. Population and biological parameters of selected fish species from the middle Xingu River, Amazon Basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, 112-124, 2015.

CAPITANI, L. Modelo ecotrófico do baixo rio Tapajós: análise da teia trófica e dos impactos associados à pesca e desmatamento análise da teia trófica e dos impactos associados à pesca e desmatamento. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Paraná, 2017.

CARRUTHERS, T. R.; PUNT, A. E.; WALTERS, C. J.; MACCALL, A.; MCALLISTER, M. K.; DICK, E. J.; COPE, J. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. **Fisheries Research**, v. 153, p. 48–68, 2014.

CASTELLO, L.; MACEDO, M. N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, p. 990–1007, 2015.

CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; THAPA, R. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. **Royal Society Open Science**, v. 2, p. 150-299, 2015.

CECILIO, E. B.; AGOSTINHO, A. A; JÚLIO-JÚNIOR, H. F. et al. Colonização Ictiofaunística do Reservatório de Itaipu e Áreas adjacentes. **Revista Brasileira de Zoologia** v. 14(1), p. 1–14, 1997.

CELLA-RIBEIRO, A.; ASSAKAWA, L. F.; TORRENTE-VILARA, G.; ZUANON, J.; LEITE, R. G.; DORIA, C; DUPONCHELLE, F. 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**, v. 86, p. 1429–1437, 2015.

CHEA, R.; GUO, C.; GRENOUILLET, G.; LEK, S. Toward an ecological understanding of a flood-pulse system lake in a tropical ecosystem: Food web structure and ecosystem health. **Ecological Modelling**, v. 323, p. 1-11, 2016.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. ECOPATH II—a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. **Ecological modelling**, v. 61, p. 169-185, 1992.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. **Trophic models of aquatic ecosystems**. p. 390, 1993.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. **Ecological Modelling**, v. 172, p. 109-139, 2004.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J.; PAULY, D. **Ecopath with Ecosim: A User's Guide**. Fisheries Centre, University of British Columbia. Vancouver, Canadá, 154 pp, 2005.

CINTRA, R. **História Natural, Ecologia e Conservação de algumas espécies de plantas e animais da Amazônia**, 2004.

CÓRDOBA, E. A. Bases científicas para contribuir a la gestión de la pesquería comercial de bagres (família pimelodidae) en la Amazonia colombiana y sus zonas de frontera. Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals. **Tese de Doutorado**. Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, p. 260, 2014.

COLL, M.; AKOGLU, E.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. et al. Modelling dynamic ecosystems: venturing beyond boundaries with the Ecopath approach. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 25(2), p. 413–424, 2015.

COOKE, S. J.; MARTINS, E. G.; STRUTHERS, D. P. et al. A moving target-incorporating knowledge of the spatial ecology of fish into the assessment and management of freshwater fish populations. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, 2016.

COSTELLO, C.; OVANDO, D.; HILBORN, R.; GAINES, S. D.; DESCHENES, O.; LESTER, S. E. Status and solutions for the world's unassessed fisheries. **Science Express Reports**, v. 27, p. 1-4, 2012.

DELONG, M. D.; THOMS, M. C. Changes in the trophic status of fish feeding guilds in response to flow modification. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 121, p. 949–964, 2016.

DEMPSTER, A. P.; LAIRD, N. M.; RUBIM, D. B. Maximum Likelihood from incomplete data via the EM algorithm. **Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)**, v. 39, p. 1–38, 1977.

DENG, L.; LIU, S.; DONG, S. et al. Application of Ecopath model on trophic interactions and energy flows of impounded Manwan reservoir ecosystem in Lancang River, southwest China. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 30 (2), p. 281–297, 2015.

DORIA, C. R. C.; ARAÚJO, T. R.; BRASIL-DE-SOUZA, S. T.; TORRENTE-VILARA, G. Contribuição da etnoictiologia à análise da legislação pesqueira referente ao defeso de espécies de peixes de interesse comercial no oeste da Amazônia Brasileira, rio Guaporé, Rondônia, Brasil. **Revista Biotemas**, v. 21(2), p. 119-132, 2008.

DORIA, C. R. C.; LIMA, M. A. L. A pesca do pacu *Mylossoma duriventre* (Cuvier, 1818) (Characiformes: Characidae) desembarcado no mercado pesqueiro de Porto Velho – Rondônia. **Revista Biotemas**, v. 21, p. 103-112, 2008.

DORIA, C. R. C.; RUFFINO, M. L.; HIJAZI, N. C.; CRUZ, R. L. A pesca comercial na bacia do rio Madeira no estado de Rondônia, Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v. 42, p. 29–40, 2012.

DORIA, C. R. C.; LIMA, M. A. L.; BRASIL DE SOUZA, S. T.; NETO, L. F. M. A pesca artesanal comercial e de subsistência na bacia do rio Madeira, porção Brasileira. In: DORIA, C. R. C; LIMA, M. A. L. (Org.). **Rio Madeira: seus peixes e sua pesca**. 1ed. Porto Velho, v. 1, p. 33-50, 2015.

DORIA, C. R. C.; LIMA, NETO, L. F. M.; BRASIL DE SOUZA, S. T.; LIMA, M. A. L. A pesca em comunidades ribeirinhas na região do médio rio Madeira, Rondônia. **Novos Cadernos NAEA**, v. 19, p. 163-188, 2016.

DUPONCHELLE, F.; POUILLY, M.; PÉCHEYRAN, C. et al. Trans-Amazonian natal homing in giant catfish. **Journal of Applied Ecology**, p. 1–10, 2016.

EMERTON, L. Values and rewards: Counting and capturing ecosystem water services for sustainable development. IUCN — The World Conservation Union, 2005.

ERZINI, K. Trends in NE Atlantic landings (southern Portugal): Identifying the relative importance of fisheries and environmental variables. **Fisheries Oceanography**, v. 14, p. 195–209, 2005.

ERZINI, K.; INEJIH, C. A. O.; STOBBERUP, K. A. An application of two techniques for the analysis of short, multivariate non-stationary time-series of Mauritanian trawl survey data. **ICES Journal of Marine Science**, v. 62, p. 353–359, 2005.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. El estado mundial de la pesca y la acuicultura - Oportunidades y desafíos. Roma, 2014.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of food and agriculture. Social protection and agriculture: Breaking the cycle of rural poverty. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, 2015. Disponível em: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/ab825d80-c277-4f12-be11-fb4b384cee35/>.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. El estado mundial de la pesca y la acuicultura: contribución a la seguridad al. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Roma, 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5555s.pdf>.

FEARNSIDE, P. M. Viewpoint-decision making on Amazon dams: Politics trumps uncertainty in the Madeira river sediments controversy. **Water Alternatives**, v. 6, p. 313–325, 2013.

FEARNSIDE, P. M. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. **Ambio** v. 44, p. 426-439, 2015.

FERREIRA, J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BARLOW, J. et al. Brazil's environmental leadership at risk. **Science**, v. 346, p. 706–707, 2014.

FINER, M.; JENKINS, C. N. Proliferation of hydroelectric dams in the andean amazon and implications for andes-amazon connectivity. **PLoS ONE**, v. 7, p. 1–9, 2012.

FINN, J. T. Measures of ecosystem structure and functioning derived from analysis of flows. **J. Theor. Biol.** v, 56, p. 363–380, 1976.

- FROESE, R.; PAULY, D. FishBase. World Wide Web electronic publication, 2017. www.fishbase.org, version (06/2017).
- GAMITO, S.; ERZINI, K. Trophic food web and ecosystem attributes of a water reservoir of the Ria Formosa (south Portugal). **Ecological Modelling**, v. 181(4), p. 509–520, 2005.
- GARCÍA-VÁSQUEZ, A.; ALONSO, J. C.; CARVAJAL, F., et al. Life-history characteristics of the large Amazonian migratory catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* in the Iquitos region, Peru. **Journal of Fish Biology**, v. 75, p. 2527–2551, 2009.
- GATES, J.M. Input substitution in a trap fishery. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, p. 8–e108, 2000.
- GONÇALVES, C.; BATISTA, V. D. S. Avaliação do desembarque pesqueiro efetuado em Manacapuru, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 38, 135–144, 2008.
- GÓRSKI, K.; VAN DEN BOSCH, L.V.; VAN DE WOLFSHAAR, K. E. et al. Post-damming flow regime development in a large Lowland River (Volga, Russian Federation): Implications for floodplain inundation and fisheries. **River Research and Applications**, v. 28, p. 1121–1134, 2012.
- GOTO, D.; HAMEL, M. J.; HAMMEN, J. J.; RUGG, M. L.; PEGG, M. A.; FORBES, V. E. Spatiotemporal variation in flow-dependent recruitment of long-lived riverine fish: Model development and evaluation. **Ecological Modelling**, v. 296, p. 79–92, 2015.
- GOULDING, M.; BARTHEM, R. B.; FERREIRA, E. J. **The Smithsonian Atlas of the Amazon**. Smithsonian Institution. Princeton Editorial Associates. Washington and London, p. 253, 2003.
- GRANTHAM, R. W.; RUDD, M. A. Current status and future needs of economics research of inland fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 22(6), p. 458–471, 2015.
- GRÖGER, J. P.; MISSONG, M.; ROUNTREE, R. A. Analyses of interventions and structural breaks in marine and fisheries time series: Detection of shifts using iterative methods. **Ecological Indicators**, v. 11(5), p. 1084–1092, 2011.
- GUBIANI, É. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; BAUMGARTNER, G. Variations in fish assemblages in a tributary of the upper Paraná river, Brazil: a comparison between pre and post-closure phases of dams. *River Research and Applications* v, 26, p. 848–865, 2010.
- GUBIANI, É. A.; ANGELINI, R.; VIEIRA, L. C. G.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Trophic models in Neotropical reservoirs: Testing hypotheses on the relationship between aging and maturity. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 3838–3848, 2011.
- GUDMUNDSSON, G. Time series Analysis of catch-at-age observations. **Journal of the Royal Statistical Society**, 1994.
- HALLS, A. S.; WELCOMME, R. L. Dynamics of river fish populations in response to hydrological conditions: A simulation study. **River Research and Applications**, v. 20, p. 985–1000, 2004.

HARVEY, A. C. **Forecasting, Structural Time Series Models and the Kalman Filter.** Cambridge University Press, New York, 1989.

HEYMANS, J. J.; SHANNON, L. J.; JARRE, A. Changes in the northern Benguela ecosystem over three decades: 1970s, 1980s, and 1990s. **Ecological Modelling**, v. 172(2–4), p. 175–195, 2004.

HEYMANS, J. J.; COLL, M.; LINK, J. S.; MACKINSON, S.; STEENBEEK, J.; WALTERS, C.; CHRISTENSEN, V. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 173–184, 2016.

HEYMANS, J. J.; TOMCZAK, M. T. Regime shifts in the Northern Benguela ecosystem: challenges for management. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 151–159, 2016.

HILBORN, R.; BRANCH, T. A.; ERNST, B.; MAGNUSSON, A.; MINTE-VERA, C. V.; SCHEUERELL, M. D.; VALLERO, J. L. State of the world's fisheries. **Annu. Rev. Environ. Resour.** v. 28, p. 359–99, 2003.

HOSSAIN, M. S.; GOPAL DAS, N.; SARKER, S.; RAHAMAN, M. Z. Fish diversity and habitat relationship with environmental variables at Meghna river estuary, Bangladesh. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 38, p. 213–226, 2012.

HURD, L. E.; SOUSA, R. G. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; COOPER, G. J.; KAHN, J. R.; FREITAS, C. E. C. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. **Biological Conservation**, v. 195, p. 118–127, 2016.

INOMATA, S.O.; FREITAS, C. E. A pesca comercial no médio rio Negro: Aspectos econômicos e estrutura operacional. **Bol. Inst. Pesca**, v. 41(1), p. 79–87, 2015.

ISAAC, V. J.; ALMEIDA, M.; CRUZ, R.; NUNEZ, L. Artisanal fisheries of the Xingu River basin in Brazilian Amazon. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 125–137, 2015.

ISAAC, V. J.; CASTELLO, L.; SANTOS, P. R. B.; RUFFINO, M. L. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. **Fisheries Research**, v. 183, p. 352–359, 2016.

JIMÉNEZ-SEGURA, L. F.; PALACIO, J.; LEITE, R. River flooding and reproduction of migratory fish species in the Magdalena River basin, Colombia. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, p. 178–186, 2010.

JOWETT, I.G. Instream Flow Methods: a Comparison of Approaches. *Regulated Rivers: Research & Management* **13**, 115–127, (1997)

JUNK, W. J.; MELLO, J. DE. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia Amazônica brasileira. **Estudos Avançados**, v. 4(8), p. 126–143, 1990.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (ed). Proceedings of the International Large River Symposium. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.**, p. 110–127, 1989.

KONDOLF, G. M.; RUBIN, Z. K.; MINEAR, J. T. Dams on the Mekong: Cumulative sediment starvation. **Water Resources Research**, v. 50(6), p. 5158–5169, 2014.

KONG, X.; HE, W.; LIU, W.; et al. Changes in food web structure and ecosystem functioning of a large, shallow Chinese lake during the 1950s, 1980s and 2000s. **Ecological Modelling**, v. 319, p. 31–41, 2016.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C.; SINHA, R. Tropical rivers. **Geomorphology**, v. 70, p. 187–206, 2005.

LAUENROTH, W. K.; SKOGERBOE, G. V.; FLUG, M. Analysis of ecological systems: state-of-the-art in ecological modelling, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam Oxford, New York, International Society for Ecological Modelling, 2013.

LEES, A. C.; PERES, C. A.; FEARNSIDE, P. M.; SCHNEIDER, M.; ZUANON, J. A. S. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. **Biodiversity & Conservation**, v. 25, p. 451–466, 2016.

LEONTIEF, W. **The Structure of the American Economy**. Segunda Edição Ampliada. New York: Oxford University Press, 1951.

LIBRALATO, S.; COLL, M.; TUDELA, S.; et al. Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. **Marine Ecology Progress Series**, v. 355, p. 107–129, 2008.

LIMA, S. L. Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. **BioScience**, v. 48(1), p. 25–34, 1998.

LIMA, M A. L.; DORIA, C. R. C.; FREITAS, C. E. C. Pescarias artesanais em comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira: perfil socioeconômico, conflitos e cenário da atividade. **Ambiente & Sociedade** (Online), v. 15, p. 73-90, 2012.

LIMA, M A. L.; HAUSER, M.; DORIA, C. R. C. Principais espécies de peixes capturadas pela pesca comercial entre Costa Marques e Humaitá. In: DRIA, C. R C.; LIMA, M. A. L. (orgs), **Rio Madeira: Seus Peixes e Sua Pesca**. 1ed.: Edufro e Rima Editora, p. 129-153, 2015

LIMA, M A. L.; FREITAS, C. E. C.; MORAES, S. M.; DORIA, C. R. C. Pesca artesanal no município de Humaitá, médio rio Madeira, Amazonas, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca** (Online), v. 42, p. 914-923, 2016.

LINK, J. S. **Ecosystem-Based Fisheries Management – Confronting Tradeoffs**. Cambridge University Press, Cambridge/UK, p. 208, 2010.

LORENZEN, K.; COWX, I. G.; ENTSUA-MENSAH, R. E. M.; et al. Stock assessment in inland fisheries: a foundation for sustainable use and conservation. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 26, p. 405–440, 2016.

LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; BINI, L. M.; FUGI, R.; et al. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**,

v. 4(1), p. 61–68, 2006.

MANICKCHAND-HEILEMAN, S.; MENDOZA-HILL, J.; KONG, A. L.; et al. A trophic model for exploring possible ecosystem impacts of fishing in the Gulf of Paria, between Venezuela and Trinidad. **Ecological Modelling**, v. 172(2–4), p. 307–322, 2004.

MATHEWS, R.; RICHTER, B. D. Application of the indicators of hydrologic alteration software in environmental flow setting. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, p. 1400–1413, 2007.

MAVUTI, K.; MOREAU, J.; MUNYANDORERO, J.; et al. Analysis of trophic relationships in two shallow equatorial lakes Lake Naivasha (Kenya) and Lake Ihema (Rwanda) using a multispecies trophic model. **Hydrobiologia**, v. 321(1), p. 89–100, 1996.

McALLISTER, D. E.; CRAIG, J. F.; DAVIDSON, N.; DELANY, S.; SEDDON, M. Biodiversity Impacts of Large Dams. **Gland: International Union for Conservation of Nature, and United Nations Environmental Programme**, Switzerland. (IUCN/ UNEP/WCD), no. 1, 2001.

MEADE, R. H. Suspended sediments of the modern Amazon and Orinoco rivers. **Quaternary International**, v. 21, p. 29–39, 1994.

MÉRONA, B.; GASCUEL, D. The effects of flood regime and fishing effort on the overall abundance of an exploited fish community in the Amazon floodplain. **Aquaf. Living Resour.** v. 6, p. 97–108, 1993.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - MPA. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura: 2008-2009**. Brasília p. 99, 2010.

MME, (Ministério das Minas e Energia). Plano Decenal de Expansão de Energia 2020, vol. 2. MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE), Brasília, DF, Brazil, 2011. Disponível em: http://www.epe.gov.br/PDEE/20111229_1.pdf.

NEIRA, S.; ARANCIBIA, H. Trophic interactions and community structure in the upwelling system off Central Chile. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 312(2), p. 349–366, 2004.

NIELSEN, S. N.; ULANOWICZ, R. E. Ontic openness: An absolute necessity for all developmental processes. **Ecological Modelling**, v. 222 (16), p. 2908–2912, 2011.

NOVAK, M.; WOOTTON, J. T. Estimating nonlinear interaction strengths: an observation-based method for species-rich food webs. **Ecology**, v. 89(8), p. 2083–2089, 2008.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, p. 262–270, 1969.

OHARA, W. M.; QUEIROZ, L. J.; ZUANON, J.; TORRENTE-VILARA, G.; VIEIRA, F. G.; DORIA, C. D. C. Fish collection of the Universidade Federal de Rondônia: its importance to the knowledge of Amazonian fish diversity. **Acta Scientiarum**, v. 37, p. 251, 2015.

OKEY, T. A.; VARGO, G. A.; MACKINSON, S. et al. Simulating community effects of sea floor

shading by plankton blooms over the West Florida Shelf. **Ecological Modelling**, v. 172(2–4), p. 339–359, 2004.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. **River Research and Applications**, v. 19, p. 101–121, 2003.

ORTH, D.J. Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 1, p. 171–181, 1987.

PALOMARES, M. L. D.; PAULY, D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. **Mar. Freshw. Res.**, v. 49 (5), p. 447–453, 1998.

PANIKKAR, P.; KHAN, M. F. Comparative mass-balanced trophic models to assess the impact of environmental management measures in a tropical reservoir ecosystem. **Ecological Modelling**, v. 212(3–4), p. 280–291, 2007.

PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. **Journal du Conseil**, v. 39, p. 175–192, 1980.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57(3), p. 697–706, 2000.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography**, v. 12(5), p. 361–371, 2003.

PCE (Projetos e Consultorias de Engenharia, Ltda.), FURNAS (Furnas Centrais Elétricas, S.A.), CNO (Construtora Noberto Odebrecht, S.A.). In: **Complexo Hidrelétrico do Rio Madeira: Estudos de Viabilidade do AHE Jirau**. Processo N8 PJ-0519-V1-00-RL-0001), Rio de Janeiro - RJ, Brasil, 2004.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. **Biological Invasions**, v. 11(8), p. 1789–1801, 2009.

PELICICE, F. M.; VITULE, J. R. S.; LIMA, D. P. J.; et al. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalisation of non- native fish. **Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology**, p. 1–17, 2013.

PEREIRA, L. S.; AGOSTINHO, A. A.; DELARIVA, R. L. Effects of river damming in Neotropical piscivorous and omnivorous fish: feeding, body condition and abundances. **Neotropical Ichthyology**, v. 14(1): 267–278, 2016.

PÉREZ-RODRÍGUEZ, A. An integrative study ti the functioning of the Flemish Cap demersal community. **Tese de Doutorado**, 2012.

PETESSE, M. L.; PETRERE, M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the

cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 109–116, 2012.

PETREIRE, M. JR.; ANGELINI, R. Análise Trófica de dois ambientes em lagos de várzea amazônicos. In: FRAXE, T. J. P.; WITKOSKI, A. C.; SILVA, S. C. P. (Orgs.). **A pesca na Amazônia Central. Ecologia, conhecimento tradicional e formas de manejo**. 1ed. Manaus: Edua: Ed. da Universidade Federal do Amazonas, p. 291-313, 2009.

PETREIRE, M. JR.; RIBEIRO, M. C. L. B. The impact of a large tropical hydroelectric dam: the case of Tucuruí in the middle river Tocantins. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 5, p. 123-133, 1994.

Petry, A. C.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology**, v. 1(2):111-119, 2003.

PIELKE, R. A.; LANDSEA, C. N. La Nina, El Nino, and Atlantic Hurricane Damages in the United States. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 80, p. 2027–2033, 1999.

PIKITCH, E. K. C.; SANTORA, E. A.; BABCOCK, A.; BAKUN, R.; BONFIL, D. O.; CONOVER, P.; DAYTON, P.; DOUKAKIS, D.; FLUHARTY, B.; HENEMAN, E. D.; HOUDE, J.; LINK, P. A.; LIVINGSTON, M.; MANGEL, M. K.; MCALLISTER, J. P.; SAINSBURY, K. J. Ecosystem-Based Fisheries Management. **Science**, v. 305, p. 346-347, 2004.

PLAGÁNYI, E. **Models for an ecosystem approach to fisheries**. FAO (Food and Agriculture and Organization of the United Nations). Fisheries Technical Paper. University of Cape Town. South Africa. Rome, 2007.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B. et al. The Natural Flow Regime: A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, p. 769–784, 1997.

PRECIADO, I.; VELASCO, F.; OLASO, I.; LANDA, J. Feeding ecology of black anglerfish *Lophius budegassa*: seasonal, bathymetric and ontogenetic shifts. **Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 86, p. 877-884, 2006.

QUEIROZ, L.J.; TORRENTE-VILARA, G.; OHARA, W. M.; PIRES, T. H. S.; ZUANON, J. A.; DORIA, C. R. C. **Peixes do rio Madeira**, Vol. I, 2013.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria. Disponível: <http://www.R-project.org>, 2016.

RIBEIRO, M. C. L. B.; PETREIRE, JR., M. Fisheries ecology and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus Taeniurus* e *S. Insignis*) in central Amazonia. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 5, p. 195–215, 1990.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, p. 1163–1174, 1996.

RITTER, A.; REGALADO, C. M.; MUÑOZ-CARPENA, R. Temporal Common Trends of Topsoil Water Dynamics in a Humid Subtropical Forest Watershed. **Vadose Zone Journal**, v. 8,

p. 437–449, 2009.

RUFFINO, M. L. Status and trends of the fishery resources of the Amazon Basin in Brazil. Inland fisheries evolution and management. Case studies from four continents. **FAO Technical Paper**, p. 1–19, 2014.

RUFFINO, M. L.; ISAAC, V. J. Life cycle and biological parameters of several Brazilian Amazon fish species. **NAGA, the ICLARM Quarterly**, v. **18**, p. 41–45, 1995.

RUZICKA, J. J.; BRINK, K. H.; GIFFORD, D. J. et al. A physically coupled end-to-end model platform for coastal ecosystems: Simulating the effects of climate change and changing upwelling characteristics on the Northern California Current ecosystem. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 86–99, 2016.

SÁNCHEZ, F.; OLASO, I. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. **Ecological Modelling**, v. 172(2–4), p. 151–174, 2004.

SANTOS, G. M. A pesca no reservatório da Hidrelétrica de Balbina (Amazonas, Brasil). **Acta Amazonica**, v. 29(1), p. 145–163, 1999.

SANTOS, G. M. Pesca e ictiofauna no rio Madeira. In: SWITKES G. (Org.), **Águas Turvas - alertas sobre as consequências de barrar o maior afluente do Amazonas**. 1ed. São Paulo: International Rivers, 1, p. 94–119, 2008.

SANTOS, G. M.; SANTOS, A. C. M. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19(54), p. 165–182, 2005.

SCARCELLA, G.; GRATI, F.; BOLOGNINI, L.; et al. Time-series analyses of fish abundance from an artificial reef and a reference area in the central-Adriatic Sea. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 31, p. 74–85, 2015.

SHIN, Y.; SHANNON, L. J.; CURY, P. M. Simulations of fishing effects on the southern Benguela fish community using an individual- based model : learning from a comparison with ECOSIM. **African Journal of Marine Science**, v. 26(1), p. 95–114, 2010.

SHUMWAY, R. H.; STOFFER, D. S. An approach to time series smoothing and forecasting using the EM algorithm. **Journal of Time Series Analysis**, v. 3, p. 253–264, 1982.

SILVA, M. T.; PEREIRA, J. DE O.; VIEIRA, L. J. S.; PETRY, A. C. Hydrological seasonality of the river affecting fish community structure of oxbow lakes: A limnological approach on the Amapá Lake, southwestern Amazon. **Limnologica**, v. 43, p. 79–90, 2013.

SIQUEIRA JÚNIOR, J. L.; TOMASELLA, J.; RODRIGUEZ, D. A. Impacts of future climatic and land cover changes on the hydrological regime of the Madeira River basin. **Climatic Change**, v. 129, p. 117–129, 2015.

SOUSA, R. G. C.; FREITAS, C. E. DE. C. The influence of flood pulse on fish communities of floodplain canals in the Middle Solimões River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, p. 249–255, 2008.

SPARKS, R. E. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. **BioScience**, v. 45, 168–182, 1995.

STERGIOU, K. I.; CHRISTOU, E. D.; PETRAKIS, G. Modelling and forecasting monthly fisheries catches: Comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. **Fisheries Research**, v, 29(1), p. 55–95, 1997.

TORRENTE-VILARA, G.; ZUANON, J.; LEPRIEUR, F.; OBERDORFF, T.; TEDESCO, P.A. Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). **Ecology of Freshwater Fish**, v. 20, p. 588–597, 2011.

TUNDISI, J. G. Perspectives for Ecological Modeling of Tropical and Subtropical Reservoirs in South-America. **Ecological Modelling**, v. 52, p. 7–20, 1990.

ULANOWICZ, R.; NORDEN, J. Symmetrical overhead in flow networks. **International Journal of Systems Science**, v. 21(2), p. 429–437, (1990).

VALLEJOS, R. O.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. DA. S.; et al. The application of a general time series model to floodplain fisheries in the Amazon. **Environmental Modelling and Software**, v. 48, p. 202–212, 2013.

VAN LOOY, K. V.; TORMOS, T.; SOUCHON, Y. Disentangling dam impacts in river networks. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 10–20, 2014.

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

VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M.; GRIMM, A. M. Evidences of El Niño effects on the mullet fishery of the Patos Lagoon estuary. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, p. 433–440, 2008.

VILLANUEVA, M. C.; OUEDRAOGO, M.; MOREAU, J. Trophic relationships in the recently impounded Bagré Reservoir in Burkina Faso. **Ecological Modelling**, v. 191, p. 243–259, 2006.

VILLANUEVA, M.C.; MOREAU, J.; AMARASINGHE, U.S.; et al. Foodweb and the trophic structure of two Asian reservoirs using ECOPATH with ECOSIM and ECOSPACE: A comparative study. **Aquatic Ecosystems and Development: Comparative Asian Perspectives**, 2008.

VILLASANTE, S.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F.; HEYMANS, J. J.; et al. Modelling marine ecosystems using the Ecopath with Ecosim food web approach: New insights to address complex dynamics after 30 years of developments. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 1–4, 2016.

WAKAMATSU, H.; MIYATA, T. A demand analysis for the Japanese cod markets with unknown structural changes. **Fisheries Science**, v. 81(2), p. 393–400, 2015.

WALTERS, J. C.; MARTELL, J. D. **Fisheries ecology and management**. Princeton University Press. New Jersey, p. 381, 2004, ISBN: 0-691-11544-3.

WATSON, L. C.; STEWART, D. J.; TEECE, M. A. Trophic ecology of Arapaima in Guyana: giant omnivores in Neotropical floodplains. **Neotropical Ichthyology**, v. 30, 2013.

WINEMILLER, K.O. Interplay between scale, resolution life history and food web properties. In: ROONEY, N.; MCCANN, K. S.; NOAKES, D. L. G. (Eds.), **From Energetics to Ecosystems: The Dynamics and Structure of Ecological Systems**. Springer, Dordrecht, The Netherlands, p. 101–126, 2007.

WINEMILLER, K.O.; MCINTYRE, P. B.; CASTELLO, L.; et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, p. 128–129, 2016.

WINFIELD, I. J.; BAIGÚN, C.; BALYKIN, P. A.; et al. International Perspectives on the Effects of Climate Change on Inland Fisheries. **Fisheries**, v. 41(7), p. 399–405, 2016.

WU, L. S-Y.; PAI, J. S.; HOSKING, J. R. M. An algorithm for estimating parameters of state-space models. **Statistics & Probability Letters**, v. 28(2), p. 99–106, 1996.

XU, F-L.; TAO, S.; DAWSON, R. W.; et al. Lake Ecosystem Health Assessment: Indicators and Methods. **Wat. Res.**, v. 35(13), p. 3157–3167, 2001.

XU, D.; CAI, Y.; JIANG, H.; WU, X.; LENG, X.; AN, S. Variations of Food Web Structure and Energy Availability of Shallow Lake with Long-Term Eutrophication, A Case Study from Lake Taihu, China, **CLEAN? Soil, Air, Water**, v. 44 (10), p. 1306-1314, 2016.

YANG, Y. C.; CAI, X.; HERRICKS, E. E. Identification of hydrologic indicators related to fish diversity and abundance: A data mining approach for fish community analysis. **Water Resources Research**, v. 44(4), p. 1–14, 2008.

ZEILEIS, A.; KLEIBER, C.; KRAMER, W.; et al. **Testing and dating of structural changes in practice**, Technical Report, SFB 475: Komplexitätsreduktion in Multivariaten Datenstrukturen, Universität Dortmund, No.39, 2002.

ZUUR, A. F.; TUCK, I. D.; BAILEY, N. Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, p. 542–552, 2003.

ZUUR, A.; PIERCE, G. Common trends in northeast Atlantic squid time series. **Journal of Sea Research**, v.52, p. 57–72, 2004.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. **Analysing Ecological Data**. Vol. 36, 2007.

9. APÊNDICES

9.1. Modelagem Ecológica – Ecopath (EwE)

1. Estimativas para as espécies de peixe e grupos definidos para o modelo ecológico do rio Madeira

A biomassa para as espécies de peixe foi estimada a partir das capturas experimentais realizadas com tarrafas pela equipe de Ecologia e Biologia do LIP/UNIR. Foi calculado a área da tarrafa (6,7 m²) que foram utilizadas em 13 pontos de amostragem, com 10 lances por ponto, ao longo de 9 meses no período pré (2010 e 2011) e pós barragem (2012 e 2013). O produto dos valores para o cálculo da área correspondeu 7.839 m². Dessa forma número de indivíduos capturados multiplicado pelo peso médio foi dividido pela área total estimada (7.839m²), obtendo assim o valor final em gramas/m² (equivalente t/km²). Vale ressaltar que as biomassas foram ajustadas (após PREBAL) para balancear o modelo final. Para as espécies que não foram capturadas pela pesca experimental, a biomassa foi obtida através de referências bibliográficas.

Grupos	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B	Q/B	Fonte:
<i>Pinirampus pinirampu</i>	EwE	EwE	0.65	5.69	PB= Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998
<i>Mylossoma duriventre</i>	0.99	0.04	4.00	10.03	Córdoba, 2014 (QB modificado para 16.73 após PREBAL)
<i>Prochilodus nigricans</i>	0.50	0.10	2.31	10.00	PB=Córdoba, 2014; QB=Angelini et al., 2006 (QB modificado para 13.09 após PREBAL)
<i>Brycon amazonicus</i>	0.06	0.08	1.06	8.85	Córdoba, 2014
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	EwE	EwE	1.16	5.56	Córdoba, 2014 (QB modificado para 4.56 após PREBAL)
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	EwE	EwE	1.11	3.92	Córdoba, 2014 (QB modificado para 2.92 após PREBAL)
<i>Semaprochilodus insignis</i>	0.07	EwE	1.29	28.3	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998 (QB modificado para 10 após PREBAL)
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	EwE	EwE	0.5	5.71	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998 (QB modificado para 4 após PREBAL)
<i>Cichla pleiozona</i>	0.09	0.05	0.47	6.26	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998 (QB modificado para 3 após PREBAL)
<i>Schizodon fasciatus</i>	0.20	EwE	1.64	34.3	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998 (QB modificado para 14 após PREBAL)
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	EwE	EwE	1.2	7.46	Córdoba, 2014
<i>Potamorhina latior</i>	EwE	0.06	1.55	10.36	Bevilaqua, 2009
<i>Zungaro zungaro</i>	EwE	EwE	1.02	4.42	Córdoba, 2014
<i>Hoplosternum littorale</i>	EwE	EwE	1.02	9.1	Angelini e Agostinho, 2005 (QB modificado para 7 após PREBAL)
<i>Astronotus crassipinnis</i>	EwE	EwE	0.74	9.45	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998 (QB modificado para 5 após PREBAL)
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	EwE	EwE	0.6	1.35	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998 (QB e QB modificado para 45 e 2, respectivamente após PREBAL)
<i>Pterygoplichthys</i> spp.	EwE	EwE	1	10	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998
<i>Triportheus auritus</i>	0.38	0.73	1.4	13.35	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998
<i>Colossoma macropomum</i>	0.01	0.02	1.4	8.3	Angelini et al., 2006
<i>Arapaima gigas</i>	0.02	0.004	1.5	3.9	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998
<i>Calophysus macropterus</i>	0.28	0.004	2.63	9.41	Córdoba, 2014
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	EwE	EwE	1.02	7.75	Córdoba, 2014
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	EwE	0.02	0.55	2	PB=Cutrim e Batista, 2005; QB=Palomares e Pauly, 1998
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.01	0.01	2	7.05	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998 (QB e QB modificado para 0.99 and 14.2, respectivamente após PREBAL)
<i>Brycon melanopterus</i>	0.23	EwE	1.06	8.85	Córdoba, 2014
<i>Piaractus brachypomus</i>	0.01	0.05	1.4	8.3	Córdoba, 2014
<i>Hoplias malabaricus</i>	0.05	0.14	0.97	6.05	Córdoba, 2014
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	EwE	0.09	1.02	7.99	Córdoba, 2014
<i>Triportheus</i> spp.	0.45	EwE	1.76	13.98	Prestes et al., 2010
<i>Hypophthalmus</i> spp.	EwE	EwE	1.75	8.87	Córdoba, 2014
<i>Pimelodus</i> spp.	0.04	EwE	0.9	17.8	PB=Angelini e Agostinho, 2005 (QB modificado para 5 após PREBAL)
Outros carnívoros	1.50	EwE	1.5	6.2	Angelini et al., 2006
Outros detritívoros	1.00	EwE	1	8	PB=Pauly, 1980; QB=Palomares e Pauly, 1998

Outros insetívoros	0.09	EwE	1.5	8.5	Angelini e Agostinho, 2005
Outros omnívoros	1.45	EwE	1.9	8.3	Angelini et al., 2006
Outros piscívoros	1.00	EwE	0.99	8	Angelini et al., 2006
Outros planctófagos	0.20	EwE	0.55	5.5	Cutrim e Batista, 2005
Outros herbívoros	0.08	EwE	1.45	7.44	Córdoba, 2014

2. Total de estômagos analisados das espécies capturadas no rio Madeira para compor a matriz de dieta.

Cód.	Grupos	Estômagos (n)
17	<i>Pirirampus pirinampu</i>	15
18	<i>Mylossoma duriventre</i>	81
19	<i>Prochilodus nigricans</i>	61
20	<i>Brycon amazonicus</i>	46
21	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	170
22	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	111
23	<i>Semaprochilodus insignis</i>	17
24	<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	35
25	<i>Cichla pleiozona</i>	8
26	<i>Schizodon fasciatus</i>	16
27	<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	37
28	<i>Potamorhina latior</i>	497
29	<i>Zungaro zungaro</i>	3
32	<i>Phractocephalus hemioliopus</i>	5
33	<i>Pterygoplichthys</i> spp.	3
34	<i>Tripottheus auritus</i>	167
35	<i>Colossoma macropomum</i>	8
37	<i>Calophysus macropterus</i>	31
38	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	390
39	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	8
40	<i>Pygocentrus nattereri</i>	19
42	<i>Piaractus brachypomus</i>	29
43	<i>Hoplias malabaricus</i>	12
44	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	14
45	<i>Tripottheus</i> spp.	55
47	<i>Pimelodus</i> spp.	5
48	Outros carnívoros	75
49	Outros detritívoros	179
50	Outros insetívoros	18
51	Outros omnívoros	206
52	Outros piscívoros	50
53	Outros planctófagos	93
54	Outros herbívoros	38
Total		2502

3. Estimativas para os grupos funcionais não peixes definidos para o modelo ecossistêmico do rio Madeira

Fitoplâncton

Ecology-Brasil (2011 e 2012) avaliou a variabilidade do biovolume absoluto total por grupo taxonômico (mm^3/l) do fitoplâncton em tributários e no canal principal do rio Madeira. Apesar da comunidade de fitoplâncton ter sido diversa, diatomáceas e clorofilas contribuíram mais para o biovolume durante todo ciclo hidrológico anual. Para as estimativas de biomassa, o valor em milímetros (mm^3/Litro (l) foi convertido em gramas (g)/litro considerando que um mm^3 é igual um grama, valor foi transformado em g/m^3 (dividindo por 1000). Levando em consideração a área estimada do rio Madeira de $1,171.27 \text{ km}^2$ (posteriormente transformada em m^2), a profundidade de captura de 2 metros e a quantidade de fitoplâncton em m^3 , foi possível obter o valor da biomassa para esse grupo funcional em gramas/m^2 .

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B
Valor	1.68	1.89	205
Fonte	Ecology-Brasil, 2011 (Páginas 16-19)	Ecology-Brasil, 2012 (Páginas 7-10)	Angelini et al., 2006

Floresta inundada

Os valores de biomassa, semelhante para os períodos pré e pós barragem, e P/B foram obtidos através de referências bibliográficas.

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B
Valor	9.800	9.800	0.1
Fonte	Junk, 1997 (Página 259)	Angelini et al., 2006	

Macrófitas

As informações de biomassa absoluta de macrófitas em diferentes períodos hidrológicos foram obtidas nos relatórios da Ecology-Brasil (2011 e 2012). A espécie *Eichhornia crassipes* foi a que apresentou maior contribuição em biomassa e em número de módulos. Foi possível calcular a média de macrófitas dentro dos bancos na unidade gramas de Peso Seco (PS)/ m^2 . A partir daí, foi levado em consideração que as macrófitas estão distribuídas homogeneamente pelo rio Madeira e que estas ocorrem em 2% da superfície da área total avaliada. O valor do peso úmido foi considerado três vezes maior que o PS e a biomassa final foi obtida através do produto do peso úmido e a área de ocorrência (2%) no rio Madeira.

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B
Valor	178.02	71.75	4
Fonte	Ecology-Brasil, 2011 (Páginas 74-80)	Ecology-Brasil, 2012 (Páginas 30-42)	Angelini et al., 2006

Perifíton

Os valores de biomassa e P/B foram obtidos através de referências bibliográficas.

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B
Valor	2.30	2.30 (modificado para 2.00 após PREBAL)	8.8
Fonte		Junk, 1997 (Página 216)	Angelini et al., 2006

Invertebrate terrestre

Os valores de biomassa pré barramento foi estimado pelo EwE e os valores pós barramento, P/B e Q/B foram obtidos através de referências bibliográficas.

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B	Q/B
Valor	1.13	2.40	25	180
Fonte	Estimado pelo EwE	Junk e Robertson 1997; Silva-Jr. 1998	Angelini et al., 2006	

Invertebrado aquático

De acordo com os relatórios do monitoramento no rio Madeira (Ecology-Brasil, 2011) foi possível obter a informação do número médio de indivíduos por m², estimado em 323.28. Assim, foi utilizado a relação comprimento-massa de Benke et al., 1999, que indicou para chironomidade: massa seca (mg) = 0,0018*Comprimento (mm)^{2,617} e também a informação de que o comprimento médio dos indivíduos dessa família é cerca de 2,2 mm (Vinicius, com. Pessoal). Isso resultou na biomassa final do grupo avaliado. No final houve ajuste da biomassa para balancear o modelo.

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B	Q/B
Valor	0.35	2.40	25	180
Fonte	Ecology-Brasil, 2011 (Páginas 21-33)	Junk e Robertson 1997; Silva-Jr. 1998	Angelini et al., 2006	

Zooplâncton

Os grupos de Zooplânctons selecionados para compor o modelo foram: Rotíferos, Cladóceras, Copépoda e Protozoários. Nos relatórios técnicos (Ecology-Brasil, 2011 e 2012) continham os valores expressos em µgrPSL⁻¹ e esta unidade, primeiramente foi transformada de litro para m³ dividindo por 1000 e o peso seco em úmido multiplicando por cinco. Posteriormente, a unidade micrograma foi transformada para grama, resultando no valor em gramas por m³. Considerando a área de 1.171.270.000 m² com dois metros de profundidade da área de coleta, obteve-se o volume.

Dessa forma, multiplicou-se o volume com o total de gramas/m³ dos indivíduos para obter o valor da biomassa total e, finalmente, a biomassa total foi dividida pela área em m².

Grupos	Biomassa (Antes)	Fonte:	Biomassa (Depois)	Fonte:	P/B	Q/B	Fonte:
Cladocera	0.0088		0.47		54.7	230	
Copepoda	0.0098	Ecology- Brasil, 2011	0.25	Ecology-Brasil, 2012	54.7	230	PB=Angelini et al., 2006; QB= PB*(3.5-4.5)
Rotífera	0.0084	(Páginas 183-206)	0.23	(Páginas 29-34)	54.7	200	
Protozoários	0.0068		0.2		54.7	190	

Jacarés

Através do relatório (INPA, 2011) de monitoramento da herpetofauna no rio Madeira as espécies mais abundantes foram *Caiman crocodilus yacare* e *Melanosuchus niger*. O número médio de indivíduos por km no rio Madeira foi 1.11 e foi considerado o peso médio de cada indivíduo de 16,33 kg (Campos, com. Pessoal), totalizando 3,06 kg de jacaré/km. Foram percorridos 100 km de rio com largura média de 1.2 km, dessa forma a área total foi de 120 km². A biomassa foi obtida através da divisão entre o peso médio de jacarés por km e o total de quilômetros percorrido, e posteriormente as unidades foram transformadas em gramas e m².

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B	Q/B
Valor	0.000025	0.0001	0.25	3.2
Fonte	INPA, 2011 (Página 31)	Campos, com. pessoal	Angelini et al., 2013	Pinheiro e Lavorenti, 2000 (modificado para 1.5 após PREBAL)

Botos

Através do relatório INPA (2011) de monitoramento de cetáceos no rio Madeira foi constatado que as espécies mais abundantes foram os botos-vermelhos (*Inia geoffrensis*) e tucuxis (*Sotalia fluviatilis*). Durante o censo foram constatados em média 250 indivíduos, com peso médio de 185 kg, totalizando 46.250 kg. A área percorrida foi de 226 km com largura do rio de 1.2 km, resultando em uma área de 271,2 km². A biomassa foi obtida através da divisão entre o peso total de botos e o total de quilômetros percorrido, e posteriormente as unidades foram transformadas em gramas e m².

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B	Q/B
Valor	0.17	0.15	0.08	11.01
Fonte	INPA, 2011 (Páginas 13-15)	SETE, 2014 (Página 20)	Coll et al., 2006	Coll et al., 2006 (modificado para 0.8 após PREBAL)

Tartarugas

A estimativa para este grupo baseou-se no número de indivíduos de *Podocmenis* sp. que foram capturados em rede de cerco apresentado no relatório de monitoramento de cetáceos do rio Madeira (INPA, 2011). Considerando que a rede de cerco possui 100 m de comprimento (perímetro de uma circunferência), por isto 15,92 m de raio, a área total foi de 795,8 m². Através do produto entre número de cercos (108) e a área da rede foi obtido a área total em m² (85,946.4 m²). A rede de cerco capturou um total de 156 indivíduos, dessa forma foi possível calcular o número de indivíduos por m² (0,00182 ind./m²). E, finalmente com o peso médio de cada indivíduo (6 kg) foi possível calcular a biomassa final. Em consulta com pesquisadores especialistas, decidiu-se considerar a biomassa total calculada ao equivalente há um terço da área total, pois outros ambientes amostrados também foram amostrados.

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B	Q/B
Valor	3.64	3.05	0.17	2.54
Fonte	INPA, 2011 (Página 15)	SETE, 2014 (Página 33)	Coll et al., 2006	Coll et al., 2006 (modificado para 1 após PREBAL)

Aves aquáticas

Segundo os resultados do monitoramento de aves aquáticas na fase pré reservatório da UHE Santo Antônio Energia (INPA, 2001), as duas espécies dominantes foram *Phaetusa simplex* (n=1219) e *Phalacrocorax brasilianus* (n=3391). O peso dessas espécies foi estimado através do peso médio dos indivíduos que pertencem as famílias dessas espécies, Sternidae e Phalacrocoracidae (Neto et al., 2008). O produto entre o total de indivíduos amostrados e o peso médio, 97.5g para *P. simplex* e 1,500g para *P. brasilianus* foi possível estimar o peso total. Posteriormente, considerando a área de 180 km², obteve-se a biomassa de aves para o sistema. Para o período pós reservatório foi considerado o mesmo valor de biomassa estimado no período pré, pois o relatório de monitoramento de aves aquáticas para o período pós não consta o número de indivíduos registrados.

Parâmetros	Biomassa (Antes)	Biomassa (Depois)	P/B	Q/B
Valor	0.03	0.03	0.30	47.20
Fonte	INPA, 2011 (Página 98)		Angelini et al., 2013	Angelini et al., 2013 (modificado para 2 após PREBAL)

Lontras e Ariranhas

As informações foram obtidas através dos relatórios de monitoramento (INPA, 2011) de lontras (*Lontra longicaudis*) e ariranhas (*Pteronura brasiliensis*). Para lontras, na fase anterior as hidrelétricas os pesquisadores registraram 11 visualizações de possivelmente 9 indivíduos diferentes, e cada indivíduo pesa no máximo 15 kg, totalizando 0,135 toneladas, que dividido pela área total percorrida (283,47 km²) foi possível calcular a biomassa final. No período pós

barramento foram visualizados em média 0.603 indivíduos (peso médio: 10 kg) em uma área de 243 km². Para ariranhas na fase pré barragem, foram registrados 18 indivíduos, e cada indivíduo pesa no máximo 30 kg, totalizando 0,54 toneladas, que dividido pela área total percorrida (283,47 km²) foi possível calcular a biomassa final. No período pós barramento foram visualizados em média 0.466 indivíduos (peso médio: 10 kg) em uma área de 216 km². No entanto, os valores de biomassa para o período pós, tanto para lontras quanto para ariranhas foram ajustados para balancear o modelo.

Grupos	Biomassa (Antes)	Fonte:	Biomassa (Depois)	Fonte:	P/B	Q/B	Fonte:
Lontra (<i>Lontra longicaudis</i>)	0.0005	INPA, 2011	0.0004	SETE, 2014	1.5	3.65	Angelini et al., 2013;
Ariranha (<i>Pteronura brasiliensis</i>)	0.002	(Páginas 7-24)	0.0008	(Páginas 13-24)	1.5	3.65	(QB modificado para 5 após PREBAL)

4. Espécies ou grupos de espécies inseridas em categorias tróficas para os períodos antes (2010 e 2011) e após (2012 e 2013) a implementação da barragem hidrelétrica.

Categorias trófica	Antes	Depois
Outros carnívoros	<i>Auchenipterus</i> spp.	<i>Roeboides</i> spp.
	<i>Chalceus guaporensis</i>	<i>Pimelodella</i> spp.
	<i>Sorubim lima</i>	<i>Auchenipterus</i> spp.
	<i>Roestes molossus</i>	<i>Chalceus guaporensis</i>
		<i>Sorubim lima</i>
		<i>Roestes molossus</i>
		<i>Ageneiosus atronatus</i>
		<i>Ageneiosus inermis</i>
		<i>Ageneiosus sp n vittatus</i>
		<i>Roestes molossus</i>
		<i>Ageneiosus atronatus</i>
		<i>Ageneiosus inermis</i>
		<i>Ageneiosus sp n vittatus</i>
		<i>Agoniatas anchovia</i>
		<i>Centromochlus heckelii</i>
	<i>Cetopsis coecutiens</i>	
	<i>Pellona castelnaeana</i>	
	<i>Pellona flavipinnis</i>	
	<i>Sorubim maniradii</i>	
	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	
	<i>Leiarius marmoratus</i>	
	<i>Pseudoplatystoma</i> spp.	
Outros detritívoros	<i>Hemiodus</i> spp.	<i>Psectrogaster rutiloides</i>
	<i>Curimata</i> spp.	Planiloricaria
	<i>Curimatella</i> spp.	Curimatidae

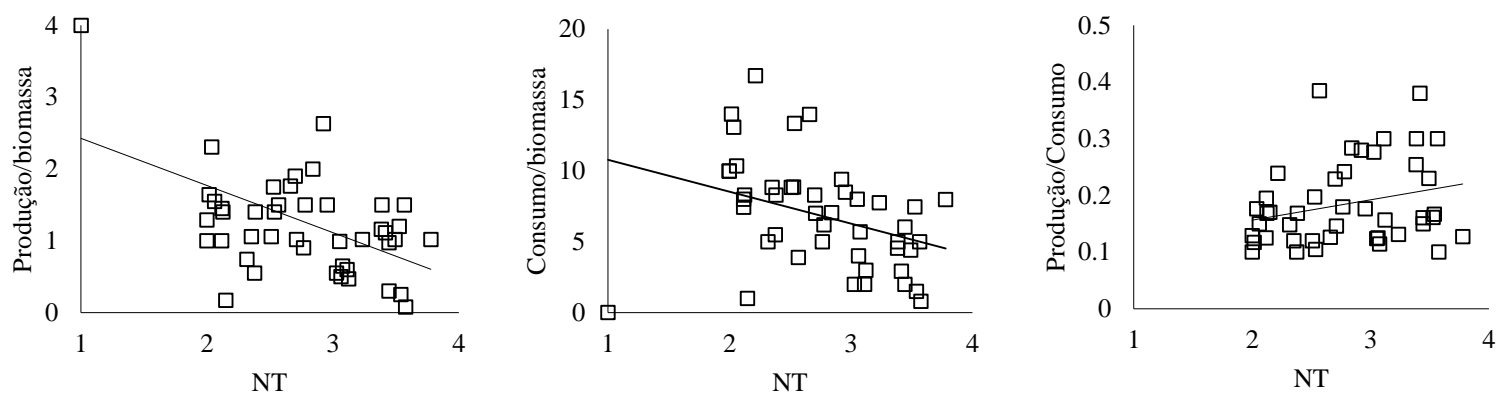
	<i>Psectrogaster</i> spp. <i>Potamorhina altamazonica</i>	<i>Curimata vittata</i> <i>Curimatella alburna</i> <i>Hemiodus microlepis</i> <i>Hemiodus unimaculatus</i> <i>Potamorhina altamazonica</i> <i>Psectrogaster amazonica</i> <i>Psectrogaster essequibensis</i> <i>Psectrogaster rutiloides</i> <i>Cyphocharax notatus</i> <i>Hypoptopoma incognitum</i> <i>Semaprochilodus taeniurus</i>
Outros insetívoros	<i>Chalceus epakros</i> <i>Thoracocharax stellatus</i> <i>Pristigaster coyona</i> <i>Entomeroerus berjomini</i> <i>Tatia aulopygia</i> <i>Trachydoras poroquayensis</i> <i>Opsodoras stuebelli</i>	<i>Opsodoras boulengeri</i> <i>Tatia aulopygia</i>
Outros omnívoros	<i>Auchenipterichthys</i> sp. <i>Astyanax</i> sp. <i>Brycon melanopterus</i> <i>Bryconops</i> sp.	<i>Mylossoma</i> spp. <i>Leporinus</i> spp. <i>Auchenipterichthys coracoideus</i> <i>Auchenipterichthys thoracatus</i> <i>Bryconops alburnoides</i> <i>Bryconops giacopinni</i> <i>Hemiodoras stenopeltis</i> <i>Laemolyta proxima</i> <i>Leporinus trifasciatus</i> <i>Leporinus fasciatus</i> <i>Parauchenipterus porosus</i> <i>Parauchenipterus galeatus</i> <i>Pterodoras granulatus</i> <i>Tetragonopterus argenteus</i> <i>Oxydoras níger</i> <i>Astronotus</i> spp.
Outros piscívoros	<i>Acestrorhynchus</i> spp. <i>Serrasalmus</i> spp. <i>Rhapiodon vulpinus</i> <i>Pygocentrus nattereri</i>	<i>Pellona</i> spp. <i>Cetopsis</i> spp. <i>Acestrorhynchus</i> spp. <i>Serrasalmus</i> spp. <i>Rhapiodon vulpinus</i> <i>Hydrolycus armatus</i> <i>Hydrolycus scomberoides</i> <i>Platynemateichthys notatus</i> <i>Pseudoplatystoma</i> spp. <i>Cichla</i> sp.
Outros planctófagos	<i>Anodus elongatus</i> <i>Anodus orinocensis</i> <i>Anodus</i> sp. <i>Anchovia surinamensis</i>	<i>Anodus elongatus</i> <i>Anodus</i> sp. <i>Anodus orinocensis</i> <i>Anchovia surinamensis</i>

Hypophthalmus edentatus
Hypophthalmus marginatus

	<i>Brycon</i> sp.	<i>Brycon</i> sp.
		<i>Metynnis guaporensis</i>
		<i>Metynnis luna</i>
Outros herbívoros		<i>Myloplus asteria</i>
		<i>Mylossoma aureum</i>
		<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>

Continuação. 5. Matriz de dieta para o modelo do rio Madeira equilibrado antes da implementação da barragem (2010-2011). Os números das colunas representam os consumidores, que são os mesmos das linhas (presa). A soma total da coluna é igual a um.

Groups	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
1 Phytoplankton												0.051					0.500		0.003						
2 Flooded forest	0.070			0.125	0.147						0.438	0.167	0.615	0.001		0.287		0.453	0.030		0.010	0.234	0.008		0.700
3 Macrophyte												0.167	0.026	0.007						0.030					0.200
4 Periphyton				0.250	0.027							0.167				0.096		0.013		0.456		0.002		0.903	0.100
5 Terrestrial invertebrate		0.090			0.640		0.075		0.049			0.167	0.051	0.361		0.387		0.440	0.440	0.016	0.740	0.503			
6 Aquatic invertebrate	0.320	0.090			0.040		0.075		0.014	0.500	0.063	0.167	0.154			0.039		0.040	0.370	0.013	0.180	0.118	0.090	0.055	
7 Cladocera	0.170	0.030					0.010			0.500		0.042				0.001	0.150		0.015	0.003		0.002			0.015
8 Copepoda	0.170	0.040					0.010					0.042				0.001	0.150		0.015	0.003		0.002			0.015
9 Rotifer	0.170	0.030					0.020					0.042				0.001	0.150		0.015	0.003		0.002			0.012
10 Protozoa	0.170	0.030					0.010					0.039				0.001	0.050		0.015	0.000		0.001			
11 Alligator																									
12 Dolphins																									
13 Turtles																									
14 Aquatic birds																									
15 Otters																									
16 Otters																									
17 <i>Pinirampus pinirampu</i>																									
18 <i>Mylossoma duriventre</i>				0.143					0.007																
19 <i>Prochilodus nigricans</i>				0.143					0.035																
20 <i>Brycon amazonicus</i>																									
21 <i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>																									
22 <i>Brachyplatystoma filamentosum</i>																									
23 <i>Semaprochilodus insignis</i>																									
24 <i>Pseudoplatystoma punctifer</i>																									
25 <i>Cichla pleiozona</i>																									
26 <i>Schizodon fasciatus</i>																									
27 <i>Brachyplatystoma platyneumum</i>																									
28 <i>Potamorhina latior</i>																									
29 <i>Zungaro zungaro</i>																									
30 <i>Hoplosternum littorale</i>																									
31 <i>Astronotus crassipinnis</i>																									
32 <i>Phractocephalus hemiliopterus</i>																									
33 <i>Pterygoplichthys</i> spp.																									
34 <i>Triporthus auritus</i>																									
35 <i>Colossoma macropomum</i>																									
36 <i>Arapaima gigas</i>																									
37 <i>Calophysus macropterus</i>									0.014																
38 <i>Brachyplatystoma vaillantii</i>																									
39 <i>Hypophthalmus marginatus</i>																									
40 <i>Pygocentrus nattereri</i>																									
41 <i>Brycon melanopterus</i>																									
42 <i>Piaractus brachypomus</i>																									
43 <i>Hoplias malabaricus</i>														0.030											
44 <i>Plagioscion squamosissimus</i>																									
45 <i>Triporthus</i> spp.									0.042																
46 <i>Hypophthalmus</i> spp.																									
47 <i>Pimelodus</i> spp.									0.098																
48 Other carnivores				0.143				0.167	0.150		0.438		0.103		1.000								0.090		
49 Other detritivores				0.286					0.154											0.005					
50 Other insectivores				0.143					0.007																
51 Other omnivores									0.077					0.600						0.005				0.150	
52 Other piscivores				0.143				0.167	0.077																
53 Other planktivorous																									
54 Other herbivores																									
55 Detritus animal	0.620			0.125			0.800	0.667	0.262				0.001		0.017		0.027	0.060	0.334	0.040	0.036	0.338			
56 Detritus				0.500	0.147	1.000			0.014		0.063				0.170		0.027	0.030	0.171		0.100	0.084			
57 Import																								0.240	



7. Diagnóstico Balanço pré (PREBAL) para o rio Madeira, relação produção/biomassa (por ano), consumo/biomassa (por ano), produção/consumo (por ano) e nível trófico (NT) do mais baixo ao maior grupo funcional.

10. Simulação do aumento do esforço de pesca nos modelos pré (2010 e 2011) e pós (2012 e 2013) implementação da barragem no rio Madeira.

Grupo	Biomassa relativa									
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
	x1.1		x1.25		x1.5		x1.75		x2	
Fitoplâncton	1.000	1.000	0.999	1.000	0.999	1.000	0.999	1.000	0.998	1.000
Floresta inundada	1.000	1.000	0.999	1.000	0.998	1.000	0.997	1.000	0.997	1.000
Mocrófitas	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.001
Perifíton	0.964	1.001	0.908	1.002	0.825	1.004	0.778	1.005	0.764	1.005
Invertebrado terrestre	0.982	0.999	0.950	0.998	0.895	0.998	0.860	0.997	0.848	0.996
Invertebrado aquático	0.993	1.000	0.981	0.999	0.957	0.999	0.938	0.999	0.929	0.999
Cladocera	1.079	0.999	1.216	0.998	1.332	0.998	1.357	0.997	1.441	0.997
Copepoda	0.999	1.000	0.996	1.000	0.988	1.001	0.981	1.001	0.978	1.000
Rotífera	1.000	1.001	1.000	1.002	0.997	1.003	0.994	1.003	0.992	1.004
Protozoários	1.008	1.001	1.018	1.002	1.020	1.003	1.010	1.003	1.005	1.003
Jacarés	0.991	0.993	0.987	1.039	0.988	1.119	0.980	1.227	0.973	1.364
Botos	1.049	1.035	1.150	1.090	1.348	1.114	1.494	1.112	1.564	1.108
Tartarugas	0.995	1.001	0.986	1.003	0.973	1.005	0.966	1.006	0.962	1.006
Aves aquáticas	0.943	1.011	0.902	1.027	0.929	1.045	0.981	1.061	1.008	1.073
Lontra	0.886	0.958	0.753	0.941	0.647	0.913	0.592	1.000	0.559	1.161
Ariranha	0.953	0.819	0.896	0.643	0.832	0.615	0.784	0.760	0.761	0.999
<i>Pinirampus pinirampu</i>	0.867	0.773	0.639	0.424	0.280	0.104	0.075	0.021	0.013	0.004
<i>Mylossoma duriventre</i>	0.998	1.009	0.996	1.021	0.991	1.025	0.986	1.015	0.982	0.995
<i>Prochilodus nigricans</i>	0.997	1.000	0.994	1.000	0.982	0.994	0.959	0.981	0.937	0.965
<i>Brycon amazonicus</i>	0.970	0.995	0.920	0.985	0.840	0.953	0.771	0.906	0.713	0.845
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	1.042	0.708	1.115	0.228	1.210	0.011	1.232	0.000	1.209	0.000
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	0.851	0.666	0.594	0.186	0.198	0.008	0.030	0.000	0.003	0.000
<i>Semaprochilodus insignis</i>	0.982	0.939	0.952	0.742	0.905	0.174	0.873	0.011	0.856	0.000
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	0.896	0.831	0.725	0.542	0.437	0.190	0.215	0.053	0.090	0.013
<i>Cichla pleiozona</i>	1.018	0.990	1.045	0.961	1.069	0.842	1.059	0.630	1.027	0.397
<i>Schizodon fasciatus</i>	0.996	0.980	0.989	0.949	0.979	0.902	0.972	0.865	0.969	0.828
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	0.994	0.782	0.930	0.326	0.592	0.024	0.125	0.001	0.007	0.000
<i>Potamorhina latior</i>	0.681	0.999	0.253	0.998	0.016	0.990	0.001	0.979	0.000	0.967
<i>Zungaro zungaro</i>	0.833	0.664	0.554	0.195	0.154	0.010	0.016	0.000	0.001	0.000
<i>Hoplosternum littorale</i>	0.788	0.883	0.446	0.615	0.071	0.155	0.004	0.019	0.000	0.002
<i>Astronotus crassipinnis</i>	0.844	0.728	0.611	0.315	0.285	0.041	0.103	0.004	0.032	0.000
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	0.891	0.711	0.705	0.329	0.390	0.062	0.165	0.011	0.055	0.002
<i>Pterygoplichthys</i> spp.	0.895	0.767	0.712	0.317	0.370	0.023	0.113	0.001	0.020	0.000
<i>Triportheus auritus</i>	0.907	0.999	0.755	0.997	0.534	0.996	0.403	0.994	0.339	0.993
<i>Colossoma macropomum</i>	0.978	0.977	0.942	0.936	0.870	0.845	0.784	0.717	0.682	0.541
<i>Arapaima gigas</i>	0.982	0.912	0.952	0.786	0.892	0.623	0.825	0.511	0.754	0.398
<i>Calophysus macropterus</i>	1.024	1.047	1.062	1.117	1.099	1.167	1.087	1.195	1.073	1.202
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	0.846	0.889	0.567	0.665	0.149	0.279	0.014	0.084	0.001	0.022
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	0.872	1.000	0.673	1.001	0.343	1.002	0.131	1.001	0.043	0.999
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.989	0.998	0.967	0.988	0.900	0.934	0.790	0.835	0.655	0.677
<i>Brycon melanopterus</i>	0.994	0.589	0.983	0.120	0.961	0.003	0.945	0.000	0.944	0.000
<i>Piaractus brachypomus</i>	0.982	1.003	0.952	1.006	0.892	1.010	0.824	1.013	0.752	1.016
<i>Hoplias malabaricus</i>	0.995	1.000	0.983	0.999	0.948	0.999	0.898	0.997	0.856	0.996
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0.805	1.035	0.474	1.088	0.082	1.151	0.005	1.207	0.000	1.264
<i>Triportheus</i> sp.	1.291	1.051	1.813	1.132	2.703	1.164	3.304	1.165	3.539	1.165

<i>Hypophthalmus</i> sp.	1.118	1.336	1.292	2.562	1.340	4.060	1.169	4.155	1.079	4.084
<i>Pimelodus</i> sp.	1.107	1.057	1.276	1.156	1.484	1.361	1.537	1.663	1.542	2.343
Outros carnívoros	0.999	1.010	0.996	1.025	0.978	1.040	0.953	1.054	0.939	1.066
Outros detritívoros	1.061	1.008	1.145	1.021	1.243	1.040	1.288	1.062	1.302	1.079
Outros insetívoros	0.991	1.001	0.970	1.001	0.928	1.003	0.899	1.005	0.890	1.007
Outros omnívoros	0.994	1.000	0.983	1.001	0.961	1.002	0.941	1.003	0.931	1.004
Outros piscívoros	0.965	1.024	0.907	1.061	0.836	1.082	0.838	1.092	0.871	1.102
Outros planctófagos	0.930	1.008	0.821	1.019	0.663	1.023	0.573	1.023	0.543	1.022
Outros herbívoros	0.994	1.124	0.984	1.301	0.966	1.335	0.955	1.250	0.952	1.112

11. Simulação do aumento do desmatamento (taxa de 5%) nos modelos pré (2010 e 2011) e pós (2012 e 2013) implementação da barragem hidrelétrica no rio Madeira.

Grupos	Biomassa relativa									
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
	x1.1		x1.25		x1.5		x1.75		x2	
Fitoplâncton	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.999	1.000	0.999	1.000	0.999
Floresta inundada	0.966	0.942	0.917	0.862	0.840	0.743	0.770	0.639	0.706	0.549
Mocrófitas	1.000	1.000	1.000	0.999	1.000	0.998	1.000	0.997	1.000	0.997
Perifíton	1.004	1.002	1.009	1.004	1.016	1.009	1.021	1.013	1.025	1.017
Invertebrado terrestre	1.001	0.991	1.001	0.978	1.000	0.960	0.998	0.944	0.994	0.931
Invertebrado aquático	0.995	1.002	0.988	1.006	0.976	1.011	0.965	1.016	0.954	1.021
Cladocera	1.018	1.000	1.042	0.999	1.076	0.999	1.103	0.998	1.123	0.998
Copepoda	1.001	1.000	1.003	1.000	1.004	1.000	1.006	1.000	1.006	1.000
Rotífera	1.000	1.000	1.001	1.000	1.002	1.000	1.002	1.000	1.002	1.000
Protozoários	1.002	1.000	1.005	1.000	1.009	1.000	1.012	1.000	1.015	1.000
Jacarés	0.978	0.985	0.947	0.965	0.898	0.936	0.854	0.912	0.814	0.892
Botos	0.976	0.973	0.941	0.935	0.887	0.880	0.837	0.834	0.792	0.795
Tartarugas	0.992	0.988	0.981	0.970	0.963	0.944	0.946	0.921	0.930	0.901
Aves aquáticas	0.972	0.989	0.933	0.975	0.872	0.953	0.819	0.936	0.771	0.921
Lontra	0.960	0.973	0.903	0.937	0.817	0.885	0.740	0.842	0.673	0.807
Ariranha	0.990	0.983	0.976	0.958	0.953	0.923	0.932	0.892	0.912	0.867
<i>Pinirampus pirinampu</i>	0.984	0.995	0.963	0.989	0.932	0.980	0.906	0.975	0.884	0.971
<i>Mylossoma duriventre</i>	0.904	0.938	0.768	0.852	0.562	0.724	0.383	0.615	0.238	0.521
<i>Prochilodus nigricans</i>	0.991	0.992	0.980	0.980	0.961	0.964	0.943	0.949	0.927	0.937
<i>Brycon amazonicus</i>	1.000	0.940	1.000	0.858	1.000	0.738	1.000	0.636	1.000	0.548
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	0.991	0.986	0.978	0.968	0.962	0.943	0.949	0.923	0.940	0.907
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	0.994	0.986	0.984	0.968	0.969	0.941	0.955	0.919	0.942	0.900
<i>Semaprochilodus insignis</i>	1.002	1.005	1.005	1.014	1.009	1.028	1.012	1.043	1.014	1.058
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	0.995	0.997	0.987	0.994	0.975	0.989	0.963	0.986	0.952	0.984
<i>Cichla pleiozona</i>	0.999	0.991	0.997	0.979	0.994	0.961	0.991	0.947	0.988	0.935
<i>Schizodon fasciatus</i>	0.989	0.905	0.974	0.773	0.950	0.582	0.928	0.422	0.908	0.291
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	0.959	0.981	0.904	0.957	0.826	0.926	0.764	0.903	0.713	0.887
<i>Potamorhina latior</i>	1.008	0.999	1.019	0.998	1.037	0.996	1.054	0.995	1.069	0.993

<i>Zungaro zungaro</i>	0.988	0.979	0.972	0.951	0.947	0.912	0.923	0.879	0.900	0.852
<i>Hoplosternum littorale</i>	1.003	0.998	1.007	0.996	1.012	0.993	1.016	0.989	1.019	0.987
<i>Astronotus crassipinnis</i>	0.995	0.995	0.987	0.988	0.975	0.978	0.964	0.970	0.954	0.963
<i>Phractocephalus hemioliopus</i>	0.983	0.958	0.959	0.900	0.922	0.815	0.889	0.744	0.860	0.684
<i>Pterygoplichthys</i> spp.	0.994	1.002	0.986	1.005	0.973	1.010	0.961	1.015	0.950	1.019
<i>Triportheus auritus</i>	0.968	0.950	0.922	0.881	0.850	0.780	0.782	0.693	0.720	0.619
<i>Colossoma macropomum</i>	1.000	0.955	1.000	0.892	1.000	0.799	1.000	0.720	1.000	0.652
<i>Arapaima gigas</i>	1.000	0.994	0.999	0.987	0.998	0.978	0.996	0.971	0.994	0.966
<i>Calophysus macropterus</i>	0.993	0.982	0.983	0.957	0.966	0.921	0.950	0.890	0.934	0.864
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	0.988	0.981	0.972	0.955	0.947	0.919	0.925	0.890	0.905	0.865
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	1.006	1.002	1.016	1.006	1.029	1.011	1.041	1.015	1.051	1.020
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.968	0.938	0.921	0.854	0.848	0.729	0.781	0.623	0.719	0.532
<i>Brycon melanopterus</i>	0.995	0.982	0.987	0.956	0.974	0.919	0.962	0.887	0.950	0.859
<i>Piaractus brachypomus</i>	0.957	0.925	0.896	0.822	0.803	0.669	0.717	0.540	0.640	0.430
<i>Hoplias malabaricus</i>	0.989	0.987	0.974	0.970	0.948	0.944	0.923	0.923	0.899	0.905
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0.995	0.975	0.988	0.943	0.976	0.898	0.964	0.860	0.952	0.830
<i>Triportheus</i> sp.	0.902	0.999	0.774	1.000	0.602	1.003	0.471	1.010	0.371	1.018
<i>Hypophthalmus</i> sp.	1.022	1.006	1.055	1.014	1.107	1.026	1.155	1.036	1.200	1.045
<i>Pimelodus</i> sp.	0.958	0.987	0.898	0.970	0.806	0.945	0.723	0.924	0.648	0.907
Outros carnívoros	0.997	0.979	0.992	0.950	0.983	0.910	0.973	0.876	0.964	0.849
Outros detritívoros	1.009	1.005	1.021	1.011	1.040	1.021	1.057	1.028	1.072	1.034
Outros insetívoros	0.998	0.997	0.994	0.994	0.987	0.990	0.977	0.987	0.967	0.987
Outros omnívoros	0.991	0.991	0.979	0.979	0.958	0.961	0.938	0.946	0.919	0.934
Outros piscívoros	1.000	0.986	1.001	0.968	1.003	0.944	1.004	0.927	1.006	0.916
Outros planctófagos	1.007	1.003	1.016	1.007	1.029	1.014	1.040	1.020	1.049	1.026
Outros herbívoros	0.954	1.005	0.889	1.011	0.788	1.020	0.697	1.028	0.614	1.036

9.2. Análise temporal da captura pesqueira e valor do pescado desembarcado

1. Frequência de observação (%) nas capturas (1990-2014) de espécies ($\geq 1\%$) registradas nos desembarques da pesca de pequena escala do rio Madeira.

Ordem/Família	Nome comum	Nome científico	Nr de observações nos desembarques (%)
Osteoglossiformes			
Arapaimatidae	Pirarucu	<i>Arapaima gigas</i>	1.76
Osteoglossidae	Aruanã	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	1.05
Clupeiformes			
Pristigasteridae	Apapá	<i>Pellona</i> spp.	2.19
Characiformes			
Anostomidae	Piau	<i>Leporinus</i> spp.	2.88
	Jatuarana	<i>Brycon amazonicus</i>	4.38
Characidae	Matrinxã	<i>Brycon melanopterus</i>	1.12
	Sardinha	<i>Triportheus</i> spp.	4.02
	Pacu	<i>Mylossoma</i> spp.	4.49
Serrasalmidae	Piranha	<i>Serrasalmus</i> spp.	1.91
	Tambaqui	<i>Colossoma macropomum</i>	2.36
	Pirapitinga	<i>Piaractus brachypomus</i>	2.71
Curimatidae	Branquinha	<i>Potamorhina</i> spp.	4.1
Erythrinidae	Traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>	2.28
Prochilodontidae	Curimatã	<i>Prochilodus nigricans</i>	4.7
	Jaraqui	<i>Semaprochilodus</i> spp.	4.29
Siluriformes			
Callichthyidae	Tamoatá	<i>Hoplosternum littorale</i>	1.29
Doradidae	Bacu	*	1.07
Loricariidae	Bodó	<i>Hypostomus</i> spp.	1.83
	Surubim	<i>Pseudoplatystoma</i> spp.	4.75
Pimelodidae	Surubim caparari	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	1.35
	Jaú	<i>Zungaro zungaro</i>	3.18
	Barbachata/barbado	<i>Pinirampus pirinampu</i>	2.08

	Dourada	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	4.66
	Babão	<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	3.05
	Filhote/piraíba	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	2.99
	Piramutaba	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	1.25
	Pirarara	<i>Phractocephalus hemioliopus</i>	3.33
	Jandiá	<i>Leiarius marmoratus</i>	1.22
	Coroatá	<i>Platynemichthys notatus</i>	1.38
	Mapará	<i>Hypophthalmus</i> spp.	1.85
	Mandi	<i>Pimelodus</i> aff. <i>blochii</i>	2.47
Perciformes			
Cichlidae	Tucunaré	<i>Cichla</i> sp.	3.37
	Acará	*	2.43
Sciaenidae	Pescada	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	2.66
N.I	Mix de espécies	*	3.95

2. Quebra estrutural (SB) identificada nas capturas das principais espécies (1990-2014) capturadas pela pesca de pequena escala no rio Madeira e quebras estruturais no preço médio ponderado por quilo de 1994 a 2013. NQS = Número de quebra estrutural; BIC = Critério de Informação Bayesiano; Intervalo de data: período das quebras estruturais identificadas; IC = intervalo de confiança; NI = Não identificado; ¹ BIC mais baixo, indicando o melhor ajuste. A data em negrito em cada intervalo indica o mês específico que foram identificadas quebras estruturais nos valores médios.

Espécies	Modelo	NQS	BIC	Data (Intervalo)	IC (Lim _{inf} -Lim _{sup})	Média	
Dourada	Captura (t)	0	1487				
		1	1443				
		2	1432				
		3	1416				
					1990/Jan - 1995/Ago	1994/Mar - 1996/Mar	5.56
					1995/Set - 1999/Dez	1999/Out - 2000/Jun	10.48
		4	1414 ¹		2000/Jan - 2004/Ago	2001/Dez - 2005/Jun	3.69
					2004/Set - 2009/Mar	2009/Fev - 2010/Mar	6.65
					2009/Abr - 2014/Dez		1.70
				5	1422		

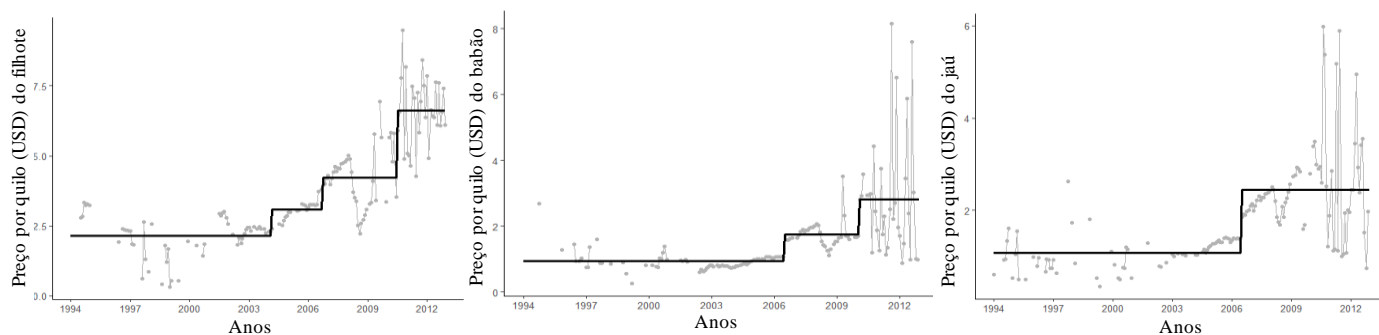
Sardinha		0	753				
		1	568				
	Preço por kg (USD)	2	502				
		3	496 ¹	1994/Jan - 2004/Ago 2004/Set - 2007/Jan 2007/Fev - 2010/Set 2010/Out - 2013/Dez	2004/Jun - 2005/Fev 2006/Set - 2007/Fev 2010/Jan - 2010/Nov	2.26 2.98 4.27 6.13	
		4	500				
		0	1196				
	Captura (t)	1	1198				
		2	1192 ¹	1990/Jan - 1995/Jun 1995/Jul - 2004/Out 2004/Nov - 2014/Dez	1992/Mai - 1995/Set 2004/Jan - 2008/Set	2.04 4.89 2.37	
		3	1198				
		4	279				
	Preço por kg (USD)	1	187				
		2	173				
3		128 ¹	1994/Jan - 2000/Out 2000/Nov - 2006/Dez 2007/Jan - 2008/Set 2008/Out - 2013/Dez	2000/Set - 2001/Abr 2006/Nov - 2007/Jan 2008/Mar - 2008/Out	1.15 0.58 1.37 2.29		
4		131					
Branquinha		0	1054				
	Captura (t)	1	1032 ¹	1990/Jan - 1995/Jan 1995/Fev - 2014/Dez	1994/Ago - 1997/Out	4.36 1.9	
		2	1038				
		4	395				
	Preço por kg (USD)	1	328				
		2	319				
		3	310 ¹	1994/Jan - 1999/Mai 1999/Jun - 2006/Dez 2007/Jan - 2010/Jul 2010/Ago - 2013/Dez	NI 2006/Out - 2007/Jan 2009/Mar - 2010/Ago	0.99 0.39 1.10 2.01	
		4	320				
	Curimatã		0	1923			
		Captura (t)	1	1919 ¹	1990/Jan - 2008/Dez 2009/Jan - 2014/Dez	2008/Out - 2012/Abr	10.51 4.06
			2	1922			
			4	504			
Preço por kg (USD)		1	431				
		2	418				
		3	405 ¹	1994/Jan - 1999/Fev 1999/Mar - 2006/Dez 2007/Jan - 2011/Fev 2011/Mar - 2013/Dez	1999/Jan - 2000/Jun 2006/Set - 2007/Jan 2009/Abr - 2011/Mar	1.20 0.59 1.47 2.44	
		4					

Jatuarana	Captura (t)	4	414			
		0	1923			
		1	1919 ¹	1990/Jan - 1997/Set 1997/Out - 2014/Dez	1997/Ago - 2004/Abr	9.32 3.11
	2	1922				
	Preço por kg (USD)	0	575			
		1	562 ¹	1994/Jan - 2011/Fev 2011/Mar - 2013/Dez	2006/Nov - 2011/Abr	1.90 3.01
2		564				
Tucunaré	Captura (t)	0	823			
		1	813 ¹	1990/Jan - 2006/Dez 2007/Jan - 2014/Dez	2003/Jan - 2007/Abr	1.33 2.91
		2	814			
	Preço por kg (USD)	0	430			
		1	407			
		2	408			
		3	404 ¹	1994/Jan - 1998/Nov 1998/Dez - 2006/Dez 2007/Jan - 2011/Set 2011/Out - 2013/Dez	1998/Out - 1999/Fev 2006/Abr - 2007/Fev 2008/Jun - 2011/Out	1.95 1.01 1.67 2.78
	4	411				

3. Quebra estrutural (SB) identificada no preço médio por quilo das espécies que não apresentaram quebra estrutural nas capturas da pesca de pequena escala no rio Madeira. NQS = Número de quebra estrutural; BIC = Critério de Informação Bayesiano; Intervalo de data: período das quebras estruturais identificadas; IC = intervalo de confiança; NI = Não identificado; ¹ BIC mais baixo, indicando o melhor ajuste. A data em negrito em cada intervalo indica o mês específico que foram identificadas quebras estruturais nos valores médios.

Espécies	NQS	BIC	Data (Intervalo)	IC (Lim _{inf} -Lim _{sup})	Média (USD)
Pacu	0	549			
	1	464			
	2	462			
	3	460 ¹	1994/Jan - 2000/Out	2000/Set - 2001/Mar	1.26
			2000/Nov - 2006/Dez	2006/Out - 2007/Jan	0.60
			2007/Jan - 2009/Set 2009/Out - 2013/Dez	NI	1.23 2.71
4	468				
Jaraqui	0	476			
	1	397			
	2	388			

			1994/Jan - 1999/Mai	NI	1.35
	3	376 ¹	1999/Jun - 2006/Dez	2006/Out - 2007/Jan	0.56
			2007/Jan - 2009/Out	2008/Set - 2009/Nov	1.25
			2009/Nov - 2013/Dez		2.30
	4	385			
	0	363			
	1	245			
Surubim	2	243 ¹	1994/Jan - 2006/Dez	2006/Nov - 2007/Jan	1.22
			2007/Jan - 2008/Dez	NI	2.14
			2009/Jan - 2013/Dez		5.89
	3	250			



4. Quebra estrutural observada no preço médio do quilo de três espécies de bagres (filhote, babão e jaú) que não estavam entre as espécies mais frequentes nas capturas entre 1990 e 2014, mas que apresentaram quebra estrutural no preço médio.

5. Quebra estrutural (SB) identificada no preço médio ponderado por quilo (USD) ode três espécies que não estiveram em pelo menos 60% dos registros das capturas entre 1990 e 2014, mas que apresentaram quebra estrutural no preço médio. NQS = Número de quebra estrutural; BIC = Critério de Informação Bayesiano; Intervalo de data: período das quebras estruturais identificadas; IC = intervalo de confiança; NI = Não identificado; ¹ BIC mais baixo, indicando o melhor ajuste. A data em negrito em cada intervalo indica o mês específico que foram identificadas quebras estruturais nos valores médios.

Espécies	NQS	BIC	Data (Intervalo)	IC (Lim _{inf} -Lim _{sup})	Média (USD)
	0	613			
	1	474			
	2	424.9			
Filhote	3	424.3 ¹	1994/Jan - 2004/Ago	2004/Jul - 2005/Abr	2.14
			2004/Set - 2007/Mar	2006/Mai - 2007/Abr	3.08
			2007/Abr - 2010/Dez	2010/Set - 2011/Fev	4.21
			2011/Jan - 2013/Dez		6.61
	4	430			
	0	473			
	1	424			
Babão	2	417 ¹	1994/Jan - 2006/Dez	2006/Set - 2007/Fev	0.93
			2007/Jan - 2010/Jul	2007/Ago - 2010/Ago	1.74
			2010/Ago - 2013/Dez		2.82
	3	426			
	0	423			
Jaú	1	352 ¹	1994/Jan - 2006/Dez	2006/Mai - 2007/Jan	1.08
			2007/Jan - 2013/Dez		2.45
	2	354			

6. Quebra estrutural (SB) identificada na captura total (1990-2014) das espécies migradoras (Longa e média distância) e espécies residentes capturadas pela pesca artesanal de pequena escala do rio Madeira, e a média do preço ponderado por quilo NQS = Número de quebra estrutural; BIC = Critério de Informação Bayesiano; Intervalo de data: período das quebras estruturais identificadas; IC = intervalo de confiança; ¹ BIC mais baixo, indicando o melhor ajuste. A data em negrito em cada intervalo indica o mês específico que foram identificadas quebras estruturais nos valores médios. Espécies migradoras de média distância não apresentaram quebra estrutural na captura média.

Migração	Modelo	NQS	BIC	Data (Intervalo)	IC (Lim _{inf} -Lim _{sup})	Média
Longa distância	Captura (t)	0	1745			
		1	1720			
		2	1715			
		3	1705			
		4	1704 ¹	1990/Jan - 1995/Aug 1995/Sep - 1999/Dec 2000/Jan - 2004/Aug 2004/Sep - 2010/Mar 2010/Apr - 2014/Dec	1993/Apr - 1996/Jun 1999/Aug - 2000/Oct 2001/Nov - 2005/Nov 2010/Jan - 2011/Apr	7.69 11.64 5.09 8.34 3.02
	5	1723				
	Preço por kg (USD)	0	745			
		1	571			
		2	501.2			
		3	501.9			
4		499 ¹	1994/Jan - 1997/Jun 1997/Jul - 2001/Jun 2001/Jul - 2005/Aug 2005/Sep - 2010/Sep 2010/Oct - 2013/Dec	1996/Dec - 1997/Sep 2001/Apr - 2002/Oct 2004/Dec - 2005/Sep 2010/May - 2010/Nov	2.51 1.71 2.31 3.35 5.57	
5	509					
Média distância	Preço por kg (USD)	0	549			
		1	396			
		2	361			
		3	316 ¹	1994/Jan - 1999/Jun 1999/Jul - 2006/Dec 2007/Jan - 2010/May 2010/Jun - 2013/Dec	1999/May - 1999/Nov 2006/Nov - 2007/Jan 2009/May - 2010/Jun	1.39 0.74 1.84 2.75
		4	325			
Residentes	Captura (t)	0	1471			
		1	1423 ¹	1990/Jan - 2006/Dec 2007/Jan - 2014/Dec	2004/Dec - 2007/Apr	1.53 4.62
		2	1430			
	Preço por kg	0	457			
		1	415			

2	402			
		1994/Jan - 1998/Nov	1998/Sep - 2000/Jul	1.97
3	386 ¹	1998/Dec - 2006/Dec	2006/Aug - 2007/Mar	1.03
		2007/Jan - 2010/Oct	2008/Dec - 2010/Nov	1.69
		2010/Nov - 2013/Dec		2.59
4	394			

7. Quebra estrutural (SB) identificada no valor desembarcado da captura total (1990-2014) e valor desembarcado nas espécies frequentemente capturadas ($\geq 60\%$) pela pesca artesanal de pequena escala do rio Madeira de 1994 a 2013 NQS = Número de quebra estrutural; BIC = Critério de Informação Bayesiano; Intervalo de data: período das quebras estruturais identificadas; NI = Não identificado; IC = intervalo de confiança; ¹ BIC mais baixo, indicando o melhor ajuste. A data em negrito em cada intervalo indica o mês específico que foram identificadas quebras estruturais nos valores médios.

Valor desembarcado	NQS	BIC	Data (Intervalo)	IC (Lim _{inf} -Lim _{sup})	Média
	0	5757			
	1	5734			
	2	5730			
Captura total			1994/Jan - 1997/Out	1997/Mai - 1999/Dez	79,074
	3	5729 ¹	1997/Nov - 2006/Mar	2004/Out - 2006/Abr	36,318
			2006/Abr - 2009/Jan	2008/Mai - NI	136,686
			2009/Fev - 2013/Dez		82,965
	4	5733			
	0	4288			
	1	4281			
	2	4273			
Dourada			1994/Jan - 1998/Dez	1998/Set - 1999/Mai	24,542
	3	4248 ¹	1999/Jan - 2005/Jul	2003/Dez - 2005/Ago	9,182
			2005/Ago - 2008/Dez	2008/Nov - 2010/Jun	26,576
			2009/Jan - 2013/Dez		8,483
	4	4259			
	0	2771			
	1	2772			
Tucunaré			1994/Jan - 1998/Nov	2004/Dez - 2007/Jan	1,847
	2	2750 ¹	1998/Dez - 2006/Dez	2008/Nov - 2011/Fev	7,788
			2007/Jan - 2013/Dez		2,075
	3	2759			
	0	4019			
Pacu			1994/Jan - 2007/Dez	1999/Out - 2008/Jan	6,278
	1	4016 ¹	2008/Jan - 2013/Dez		15,394
	2	4021			

8. Três espécies entre as mais frequentemente capturadas que apresentaram quebras estruturais no valor médio de desembarque (captura x preço) registrados na pesca de pequena escala do rio Madeira entre 1994 e 2013. (*B. rousseauxii* - dourada; *Cichla* spp. - tucunaré e *Mylossoma* spp - pacu).

9. Quebra estrutural (SB) identificada no valor desembarcado (1990-2014) das espécies migradoras (Longa e média distância) e espécies residentes capturadas pela pesca artesanal de pequena escala do rio Madeira. (NQS = Número de quebra estrutural; BIC = Critério de Informação Bayesiano; Intervalo de data: período das quebras estruturais identificadas; IC = intervalo de confiança; ¹ BIC mais baixo, indicando o melhor ajuste. A data em negrito em cada intervalo indica o mês específico que foram identificadas quebras estruturais nos valores médios.

Migração	NQS	BIC	Data (Intervalo)	IC (Lim _{inf} -Lim _{sup})	Média
Longa distância	0	4685			
	1	4682			
	2	4666			
	3	4646 ¹	1994/Jan - 1997/Jun	1997/Fev - 1998/Jan	28,827
			1997/Jul - 2005/Jun	2004/Jan - 2005/Ago	11,857
2005/Jul - 2008/Dez			2008/Out - 2010/Ago	32,391	
4	4656	2009/Jan - 2013/Dez		13,629	
Média distância	0	5635			
	1	5603 ¹	1994/Jan - 2007/Dez	2005/Set - 2008/Abr	32,054
			2008/Jan - 2013/Dez		82,407
2	5607				
Residentes	0	3807			
	1	3794			

		1994/Jan - 2007/Mai		2,800
2	3782 ¹	2007/Jun - 2009/Nov	2005/Jun - 2007/Jun	10,510
		2009/Dez - 2013/Dez	2009/Set - 2012/Set	4,149
3	3789			
