



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA



TESE DE DOUTORADO

A influência das características ambientais e pesqueiras sobre a pesca de área de várzea da Amazônia brasileira



Discente: Daniela de França Barros

Orientadora: Dr^a. Victoria J. Isaac Nahum

Belém - PA

2019



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA**



DANIELA DE FRANÇA BARROS

A influência das características ambientais e pesqueiras sobre a pesca de área de várzea da Amazônia brasileira

Tese de Doutorado apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ecologia Aquática e Pesca pela Universidade Federal do Pará.

Orientadora: Dr^a. Victoria J. Isaac Nahum

Belém - PA

2019

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

B277i Barros, Daniela de França.
A influência das características ambientais e pesqueiras sobre a pesca de área de várzea da Amazônia brasileira / Daniela de França Barros, . — 2019.
87 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Victoria Judith Isaac Nahum
Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

1. Pulso de inundação. 2. Ambiente fluvio-lacustre. 3. Recursos pesqueiros. 4. Prochilodus nigricans. 5. Bacia Amazônica. I. Título.

CDD 577.60981

DANIELA DE FRANÇA BARROS

A influência das características ambientais e pesqueiras sobre a pesca de área de várzea da Amazônia brasileira

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ecologia Aquática e Pesca cuja banca examinadora está constituída pelos professores listados abaixo.

Orientadora: Dr^a. Victoria J. Isaac Nahum

Banca examinadora:

Dr^a. Flávia Lucena Frédou - membro titular
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr. Thierry Frédou - membro titular
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr^a. Nidia Noemi Fabrè - membro titular
Universidade Federal de Alagoas

Dr^a. Bianca Bentes da Silva - suplente
Universidade Federal do Pará - Campus de
Bragança

Dr. Ronaldo Borges Barthem - membro titular
Museu Paraense Emílio Goeldi

Dr^a. Jussara M. Martinelli Lemos - suplente
Universidade Federal do Pará

*Dedico este trabalho à minha mãe
Dalva que sempre me apoiou e me dar
forças nos momentos difíceis e à minha
filha Yasmim que é a luz da minha
vida.*

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer especialmente a minha orientadora *Dr^a. Victoria Isaac*, primeiro por ter me aceitado sem ter experiência na área de pesca, muito obrigada pela confiança. Segundo pela enorme paciência e preciosos ensinamentos que muito contribuíram para o meu crescimento pessoal e como pesquisadora.

Ao *Dr. Vincent Lecours* pela enorme paciência em me ensinar e fazer entender como os dados de sensoriamento remoto são gerados e como obter os dados de cobertura de floresta, apesar da nossa dificuldade na comunicação oral.

Ao *Dr. Miguel Petrere* por sua grande contribuição na elaboração da presente tese e pelo valioso aprendizado adquirido neste pouco tempo que nós conhecemos.

Ao *Dr. Davi Butturi-Gomes* e ao *MSc Paulo Brazil Santos* pela ajuda nas análises dos capítulos.

Ao *Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca*.

À *Fundação Amazônia Paraense de Amparo à Pesquisa (FAPESPA)* pela bolsa concedida.

Ao *Programa de Doutorado Sanduíche no Exterior (PDSE)* pelo suporte financeiro e pela oportunidade de conhecer uma instituição de ensino fora do país.

À comissão julgadora do plano de qualificação, *Dr^a. Flávia Frédou*, *Dr. Carlos Freitas* e *Dr. Júlio Oliveira*, e aos atuais membros da comissão que se pré-dispuseram a avaliar a tese.

Aos colegas do nosso Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo de Recursos Aquáticos (*Ana Paula, Álvaro, Édipo, Janayna* e *Maria Clara*) pelo apoio e incentivo em vários momentos. A *Morgana* pelas conversas e ajuda na reta final dessa tese. Em especial agradeço a *Esther, Tanatos* e *Thaís* por toda assessoria e apoio ao longo dessa jornada acadêmica, pelo apoio emocional nos momentos difíceis e por todas as nossas brincadeiras e conversas nos momentos de alegria e descontração.

Aos colegas que eu conheci na Flórida (*Adila, César, Elineide, Juliane, Jynessa, Pedro, Roberta, Stella* e *Zé Maria*) que não mediram esforços para me ajudar sempre que eu precisei.

A *Cibelle* e sua família pela hospitalidade quando tive em Santarém para conhecer a atividade pesqueira na região.

Aos pescadores da comunidade Piracãoera de Baixo, *Miro* que me levou para conhecer os grandes lagos e *Manuel* que me mostrou como se pesca o curimatã, o qual tive a oportunidade de comer pela primeira vez.

À minha filha *Yasmim*, por existir, ser linda e entender mesmo pequena que na reta final deste trabalho não poderia dispor muito tempo e atenção a ela. Filha, por sempre me fazer acreditar que todo o esforço que faço hoje para crescer profissionalmente vai valer a pena, te amo.

À minha mãe, *Dalva Lúcia*, por sempre me fazer acreditar que eu posso tudo, me dando forças para nunca desistir dos meus objetivos. Pela ajuda com os cuidados com a minha filha, principalmente nos momentos que mais preciso. A ela com todo meu amor e carinho.

Aos meus irmãos *David* e *Débora*, e minha sobrinha *Jéssica* pelo amor, confiança e incentivo.

A todos, os meus mais sinceros agradecimentos!

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.

(Madre Teresa de Calcuta)

RESUMO

As áreas de várzeas da Amazônia brasileira se constituem em um mosaico de florestas inundadas sazonalmente, conectados por lagos e o canal principal do rio Amazonas, rico em sedimentos e nutrientes carreados dos Andes. As várzeas suportam uma alta produtividade pesqueira de grande importância econômica, social e ecológica. Atualmente esses ambientes estão seriamente ameaçados devido as mudanças do uso da terra e mudanças climáticas. O presente estudo teve dois objetivos: i) investigar como as variáveis ambientais e pesqueiras interferem na produtividade das capturas das 13 principais espécies em lagos de várzea do Baixo Amazonas, e ii) analisar como a variabilidade hidrológica e o esforço de pesca interferem nos rendimentos das pescarias específicas de curimatã (*Prochilodus nigricans*) em ambientes de várzea. Para o primeiro objetivo, os dados de desembarques das principais espécies comercializadas para os anos de 2000 a 2005 e 2008 a 2011 em 21 lagos do Baixo Amazonas foram tratados através de uma análise de covariância (ANCOVA). Para o estudo sobre o curimatã, dados de viagens de pesca orientadas para essa espécie, obtidos entre 1993 a 2004 foram tratados com uma análise de covariância (ANCOVA) e uma função de correlação cruzada (FCC). A ANCOVA das principais espécies capturadas nos lagos explicou grande parte da variação nas capturas em peso das taxa analisados, que juntos representam mais de 95% do total desembarcado ($R^2 = 0,91$; $F = 143,20$; $p < 0,001$). As capturas foram forte e positivamente associadas com o esforço de pesca, bem como a área da cobertura florestal, distância da cidade mais próxima, cota máxima e ano de captura. O esforço de pesca tem relação direta com as capturas e é fortemente influenciado pelas variações interanuais do nível da água. Lagos mais distantes das sedes das cidades apresentaram maiores biomassas de peixes devido a menor pressão da pesca comercial. Além disso, os lagos com maiores áreas de cobertura florestal estão associados a maiores produções pesqueiras quando comparados com lagos que possuem menores áreas florestadas. Nas análises sobre o curimatã, a ANCOVA explicou 92% das variações das capturas e foi significativamente associada com o esforço de pesca, cota máxima do rio, tipo de ambiente (lago e rio) e ano de captura. A cota máxima do rio torna disponíveis para os peixes, maiores fontes de alimentos e habitats, com isso aumentando as taxas de sobrevivência e crescimento, e contribuindo para o sucesso do recrutamento. A FCC indicou um efeito positivo entre

a cota do rio e a captura de curimatã ($r = 0,40$) bem como da cota do rio com o esforço de pesca ($r = 0,44$), com uma defasagem (lag) de 15 meses ($p < 0,001$). Estes resultados indicam que quando a cota do rio for muito alta, 15 meses depois a captura e o esforço da pesca aumentam, o que nos leva a acreditar que os juvenis permanecem nos ambientes de várzea por volta de 1 a 1,5 ano de idade quando o ambiente é favorável ao melhor recrutamento até serem capturados pelas frotas de pesca. Nossos resultados ratificam a complexidade da dinâmica pesqueira dos ambientes de várzea da Amazônia e nos induzem a concluir que os rendimentos da pesca dependem do sucesso do recrutamento dos peixes que, por sua vez, são dependentes da integridade da floresta de várzea e dos níveis de enchente. Mudanças na conectividade hidrológica desses ambientes podem causar efeitos negativos sobre a produção pesqueira no futuro.

Palavras-chave: Pulso de inundação, Ambiente fluvio-lacustre, Recursos pesqueiros, *Prochilodus nigricans*, Bacia Amazônica.

ABSTRACT

The floodplain areas of the Brazilian Amazon form a mosaic of seasonally flooded forests, connected by lakes and the main channel of the Amazon River, rich in sediments and nutrients carried from the Andes. The floodplain supports a high fishing productivity of great economic, social and ecological importance. Currently, these environments are seriously threatened due to changes in land use and climate change. The present study had two objectives: i) to investigate how the environmental and fishing variables interfere with the productivity of the catches of the 13 main species in floodplain Amazonas lakes, and ii) to analyze how the hydrological variability and the fishing effort interfere in the yields of the curimatã (*Prochilodus nigricans*) specific fisheries in floodplain environments. For the first objective, the data of landings of the main species traded for the years 2000 to 2005 and 2008 to 2011 in 21 lakes of the Lower Amazon were treated through a covariance analysis (ANCOVA). For the study on curimatã, data from fishing trips oriented to this species, obtained between 1993 and 2004 were treated with a covariance analysis (ANCOVA) and a cross-correlation function (FCC). The ANCOVA of the main species caught in the lakes explained a large part of the variation in the catches by weight of the taxa analyzed, which together represent more than 95% of the total landings ($R^2 = 0.91$, $F = 143.20$, $p < 0.001$). Catches were strongly and positively associated with fishing effort, as well as the area of forest cover, distance from the nearest town, maximum quota and year of capture. Fishing effort is directly related to catches and is strongly influenced by interannual variations in water level. Lakes farther away from city centers had higher biomass of fish due to less commercial fishing pressure. In addition, lakes with larger forest cover areas are associated with higher fish yields when compared to lakes with smaller forested areas. In the analysis of the curimatã, ANCOVA explained 92% of the changes in catches and was significantly associated with fishing effort, maximum river level, type of environment (lake and river) and year of capture. The maximum river level makes it available to fish, larger sources of food and habitats, thereby increasing survival rates and growth and contributing to successful recruitment. The FCC indicated a positive effect between the river quota and the curimatã catch ($r = 0.40$) as well as the river quota with the fishing effort ($r = 0.44$), with a lag of 15 months ($p < 0.001$). These results indicate that when the river's elevation is very high, 15 months later the catch and fishing effort increase, which leads us to believe that juveniles

remain in lowland environments around 1 to 1.5 years of age when the environment is conducive to better recruitment until they are captured by fishing fleets. Our results confirm the complexity of the fishing dynamics of the floodplain environments of the Amazon and induce us to conclude that fish yield depends on the success of fish recruitment, which in turn depend on the integrity of the floodplain forest and flood levels. Changes in the hydrological connectivity of these environments can have negative effects on fish production in the future.

Key words: Flood pulse, Lake fluvial environment, Fisheries resources, *Prochilodus nigricans*, Amazon Basin.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1 - Localização dos municípios onde foram coletados os dados de desembarque pesqueiro ao longo do Rio Amazonas26

CAPÍTULO 1

Figura 1 - Localização dos sistemas de lagos estudados ao longo do rio Amazonas. A linha tracejada separa as cotas hidrológicas de Óbidos e Santarém 40

Figura 2 - Relação entre a captura e o esforço de pesca dos sistemas de lago da região do Baixo Amazonas durante o período de 2000 a 2005 e 2008 a 2011 para os dados transformados em logaritmo ($n = 210$). $\ln \text{Captura} = 1,84 + 1,18 \ln \text{Esforço}$ ($s_{\alpha} = 0,206$; $t_{\alpha} = 8,96$; $p < 0,001$; $s_{\beta} = 0,031$; $t_{\beta} = 37,34$; $p < 0,001$)..... 45

Figura 3 - Anomalias das cotas mínima e máxima (cm) do nível do rio para região do Baixo Amazonas entre os anos de 2000 a 2005 e 2008 a 2011 47

Figura 4 - Tendências temporais da captura, $S = - 33$; $p = 0,001$ (A) e o esforço de pesca, $S = - 31$; $p = 0,002$ (B) da região do Baixo Amazonas 48

Figura 5 - Relação entre a predição de captura e a área de floresta para o ano de 2011. Os dados da ordenada foram gerados pelo modelo $C = 4848 * F^{0,13}$. Linhas tracejadas representam o intervalo de confiança (95%) 50

CAPÍTULO 2

Figura 1 - Localização da área de estudo e das sedes dos municípios onde foram coletados os dados de desembarque pesqueiro ao longo do rio Amazonas 67

Figura 2 - Relação entre a transformação raiz quarta da captura e do esforço, onde $\sqrt[4]{\text{Captura}} = - 0,38 + 1,74 \sqrt[4]{\text{Esforço}}$ ($s_{\alpha} = 0,150$; $t_{\alpha} = - 2,536$; $p = 0,012$ e $s_{\beta} = 0,037$; $t_{\beta} = 47,465$; $p < 0,001$)..... 69

Figura 3 - Média mensal do nível da água em Óbidos, Pará (1993-2004) (A) e a média mensal da captura (B), esforço (C) e CPUE (D) para a região do Baixo Amazonas (1993-2004). As barras verticais representam 95% do intervalo de confiança..... 71

Figura 4 - Tendências temporais da captura (A), esforço de pesca (B) e CPUE (C) das pescarias de curimatã desembarcadas na região do Baixo Amazonas, durante o período de 1993 a 2004	72
Figura 5 - Correlação cruzada da captura (A) e do esforço de pesca (B) em função da cota do rio	74

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Contribuição das principais espécies de peixes ou grupo de espécies capturadas nas pescarias de sistemas de lagos da região do Baixo Amazonas.....42

Tabela 2 - Descrição dos tipos de florestas agrupadas na classe “floresta” utilizada na análise (SOUZA JR., 2017)..... 44

Tabela 3 - Resultados da ANCOVA para a captura em peso nos sistemas de lago da região do Baixo Amazonas entre os anos de 2000 a 2005 e 2008 a 2011. As variáveis significativas ($p < 0,05$) foram marcadas em negrito ($n = 210$; $gl =$ graus de liberdade; $SQ =$ Soma dos quadrados)..... 49

Tabela 4 - Coeficientes da ANCOVA, com erros-padrão, teste t e valores do p, nível de significância $\alpha < 0.05$. Valores com significância menor que 0,05 estão destacados em negrito..... 49

Tabela 5 - Coeficientes da ANCOVA para os dados transformados em variáveis padronizadas, ou variável escore (Z), com erros-padrão, teste t e valores de p. Valores com significância menor que 0,05 estão destacados em negrito. O valor em negrito do teste t para o esforço de pesca, indica que ela é a variável mais importante para explicar a captura..... 51

CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Resultados da aplicação da ANCOVA para a produção de curimatã da região do Baixo Amazonas entre 1993 a 2004. Variáveis significativas ($\alpha < 0,05$) foram marcadas em negrito ($gl =$ graus de liberdade; $SQ =$ Soma dos quadrados)..73

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	18
1.1. INFORMAÇÕES DA TESE	25
1.2. OBJETIVO GERAL	25
1.2.1. Objetivos específicos	25
1.3. ÁREA DE ESTUDO	26
2. REFERÊNCIAS.....	28
 CAPÍTULO 1: O efeito combinado da cobertura florestal, esforço de pesca e variáveis ambientais sobre a pesca de ambientes de várzea da Amazônia.	
RESUMO.....	36
1. INTRODUÇÃO	37
2. METODOLOGIA	39
2.1. ÁREA DE ESTUDO	39
2.2. SISTEMA DE LAGO DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO	40
2.3. COLETA DOS DADOS	41
2.3.1. Dados de captura e esforço de pesca	41
2.3.2. Dados hidrológicos	43
2.3.3. Dados da paisagem	43
2.3.4. Análise dos dados	44
3. RESULTADOS.....	47
4. DISCUSSÃO	51

5. REFERÊNCIAS.....	55
CAPÍTULO 2: Variações sazonais e interanuais nos recursos pesqueiros da Amazônia: o caso do curimatã (<i>Prochilodus nigricans</i> Agassiz, 1829).	
RESUMO.....	62
1. INTRODUÇÃO	63
2. METODOLOGIA	66
2.1. ÁREA DE ESTUDO	66
2.2. COLETA DOS DADOS	67
2.3. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	68
3. RESULTADOS.....	70
4. DISCUSSÃO	74
5. REFERÊNCIAS.....	79
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	85

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os rios tropicais da América do Sul são sistemas heterogêneos que variam nas escalas longitudinal, latitudinal, altitudinal e temporal (ANDERSON et al., 2009). O Rio Amazonas é um dos maiores rios do mundo que corta vários países do continente sul americano. Nele se formam enormes planícies adjacentes, submetidas a um ciclo hidrológico previsível, com inundações anuais decorrentes do transbordamento lateral da água do canal do rio em direção à planície (ARAÚJO-LIMA e RUFFINO, 2003; SOARES et al., 2008). Este fenômeno é conhecido como “pulso de inundação” (JUNK, et al., 1989).

No Brasil, as planícies de inundação do sistema Solimões/Amazonas são chamadas de “várzea”, e são consideradas as mais extensas florestas alagadas do planeta (VIEIRA, 2006). Caracterizam-se pelo grande volume de águas barrentas (localmente classificadas como brancas), ricas em nutrientes e sedimentos (FURCH e JUNK, 1997). Os 200.000 km² de área de várzea da Amazônia brasileira (JUNK, 1993) funcionam como locais de abrigo, alimentação, reprodução e berçário para um grande número de espécies, incluindo muitos peixes explorados comercialmente (LOWE-McCONNEL, 1987).

Nas áreas de várzea, existem locais que permanecem mais tempo inundados do que secos, conhecidos como restingas baixas e outros raramente inundados, chamados de restinga alta. No trecho mais baixo formam-se numerosos lagos rasos (PETRERE JR. et al., 2007), que ficam isolados durante a fase terrestre. Entretanto, durante a fase aquática, a floresta é inundada e se estabelece uma conexão entre os lagos interiores com a calha principal dos rios (JUNK, 1984), transformando-se em um sistema de lagos¹ que varia em tamanho e frequência (McGRATH et al., 2009). Nessa fase, ocorre o transporte de nutrientes dos rios para dentro desses lagos, resultando em um ambiente complexo e rico em habitats, que muda no espaço e no tempo de acordo com a flutuação do nível da água (TOCKNER e STANDFORD, 2002).

A flutuação do nível do rio Solimões/Amazonas consiste de quatro fases: enchente, cheia, vazante e seca. Essa variação do nível da água é um fenômeno

¹ **Sistema de lagos:** são complexas unidades de paisagens aquáticas localizadas nas áreas laterais (planícies de inundação) dos sistemas fluviais amazônicos, constituídas de subunidades (lagos de tamanho menor) espaço-temporalmente conectadas por meio de redes de sistemas de canais (furos, paranás), com um único núcleo central receptor (lago de tamanho maior), e com o sistema fluvial principal (NOLAN, 2005).

previsível para os organismos que dependem dos ambientes de várzea. Pois, além de serem adaptados a essas variações, eles sincronizam os eventos de seu ciclo biológico para aproveitar os benefícios e/ou suportar as desvantagens decorrentes das mudanças no meio (BITTENCOURT e AMADIO, 2007).

A enchente é caracterizada pelo aumento do nível do rio e pela acentuada expansão dos ambientes aquáticos na planície de inundação. Muitas espécies da fauna e da flora se reproduzem nessa época. As plantas produzem sementes e frutos (JUNK, 1997) e as comunidades de macrófitas aquáticas se expandem sobre a superfície dos lagos, à medida que as águas se elevam (McGRATH et al., 2009). Várias espécies de peixes, como o curimatã (*Prochilodus nigricans*), desovam nesse período, de modo que as larvas podem ser carregadas para dentro dos lagos (GOULDING, 1980; LOWE-McCONNELL, 1987), aumentando rapidamente a biomassa de peixes nesses locais (GOULDING, 1999). Essa estratégia permite uma otimização da sobrevivência e do crescimento dos juvenis que colonizam os habitats de várzeas recém inundados, ricos em nutrientes e alimentos; e relativamente protegidos dos predadores (MÉRONA, 1995).

No pico da cheia, grande parte da região encontra-se inundada e quase todos os lagos estão conectados entre si e com o rio (SOARES et al., 2008). Os peixes ficam mais dispersos, minimizando a predação e captura se torna mais difícil. Na vazante, ocorre à contração do ambiente aquático e a área dos lagos começa a reduzir (BARTHEM e FABRÉ, 2004). Nesse momento, muitos peixes deixam os lagos e campos alagados e formam cardumes para migrar para o canal do rio (JUNK et al., 1989; JUNK, 1997). Depois disso, os peixes migradores como o curimatã, realizam sua migração reprodutiva (MOTA e RUFFINO, 1997).

A seca se caracteriza pela menor área alagada e é o período mais favorável aos predadores, que passam a perseguir os cardumes de peixes migradores no canal do rio ou aqueles presos nos lagos (LOWE McCONNEL, 1987; BARTHEM e GOULDING, 1997). Além da mortalidade natural, seja por predação ou pela baixa qualidade da água (devido ao aumento da temperatura e baixa concentração de oxigênio) (WINEMILLER, 1996), a mortalidade por pesca aumenta, pois, o nível baixo da água concentra os peixes, facilitando sua captura (CASTRO e McGRATH, 2003).

A pesca continental na Amazônia tem grande importância econômica e social e se destaca em relação às demais regiões brasileiras (MPA, 2012). Nessa região é responsável por uma receita bruta anual de 389 milhões de reais e 168315 empregos

(ALMEIDA et al., 2010). Além disso, a pesca é importante como fonte de proteína de baixo custo e boa qualidade. O consumo de pescado pelas comunidades ribeirinhas é um dos mais elevados do mundo (CABRAL JR. e ALMEIDA, 2006; ISAAC e ALMEIDA, 2011), na ordem de 135 kg/*capita* por ano (CERDEIRA et al., 1997), indicando sua nítida dependência da atividade pesqueira.

A atividade pesqueira desenvolvida ao longo das planícies do rio Solimões/Amazonas é categorizada, principalmente em pesca de subsistência e pesca comercial. Segundo Ruffino et al. (1999), a pesca de subsistência é aquela que visa, principalmente, mas não exclusivamente, o abastecimento e consumo do próprio pescador e de seus familiares, podendo ser comercializado o excedente dessa produção. A pesca comercial é destinada ao abastecimento dos centros urbanos regionais e para exportação², praticada em geral, por ribeirinhos e pescadores profissionais, principalmente nos sistemas de lagos de várzea e no canal principal do rio (ISAAC e BARTHEM, 1995; FREITAS e RIVAS, 2006).

Um aspecto importante da pesca comercial no ecossistema fluvio-lacustre amazônico é que a atividade é essencialmente artesanal, multiespecífica (captura um grande número de espécies) e multiapetrecho (usa diversas artes de pesca), o que contribui para o aumento da sua complexidade (BARTHEM et al., 1997). Outro aspecto relevante é que os métodos de pesca e os peixes capturados variam conforme o ambiente e a flutuação do nível da água (PETRERE JR., 1985; RANDALL et al., 1995; PINAYA et al., 2016; ISAAC et al., 2016).

A ictiofauna de água doce da Amazônia é considerada uma das mais ricas e diversificadas do mundo (LOWE-McCONNELL, 1999). Estima-se que a região abrigue cerca de 2.411 espécies (REIS et al., 2016). Dessas, cerca de 200 são exploradas regularmente pelas pescarias comercial e de subsistência (BARTHEM, 1995). Mas, apenas seis a doze espécies ou grupos de espécies são amplamente explorados pela pesca comercial, devido sua maior importância econômica e preferência alimentar (BARTHEM e FABRÉ, 2004).

Os peixes das ordens Characiformes e Siluriformes são os mais importantes (FREITAS et al. 2007), com maior participação dos peixes de escama (em sua maior parte pertencentes à ordem Characiformes), cujos principais representantes nos

² As espécies-alvo geralmente são os bagres (piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii* e dourada *Brachyplatystoma flavicans*), sendo que a maior parte deles é destinada a outros estados brasileiros e também para o exterior (SANTOS et al., 2010).

desembarques são o curimatã (*Prochilodus nigricans*), o jaraqui (*Semaprochilodus* spp.), o pacu (*Mylossoma* spp.), o matrinxã (*Brycon amazonicus*) e o tambaqui (*Colossoma macropomum*) (BATISTA e PETRERE JR., 2003; SANTOS et al., 2006; BATISTA et al., 2012).

Dentre os peixes mais explorados, o curimatã *Prochilodus nigricans* (família Prochilodontidae) tem grande destaque em todos os pontos de desembarques ao longo do sistema Solimões/Amazonas (BATISTA et al., 2012). A espécie habita principalmente o canal principal do rio Amazonas e seus tributários de águas brancas, bem como a planície de inundação da bacia amazônica do Brasil, Colômbia, Equador, Peru e Bolívia (ARAÚJO-LIMA e RUFFINO, 2003; CASTRO e VARI, 2004; SILVA e STEWART, 2006).

O curimatã é identificado pelo corpo fusiforme e elevado com coloração cinza prateada e ligeiramente azulado no dorso. As nadadeiras caudal, dorsal e anal apresentam alternadamente pontos escuros e claros (SOARES et al., 2008). A boca é em forma de ventosa, com lábios carnosos e com numerosos dentes diminutos (SANTOS et al., 2006). A dieta é basicamente detritívora, alimentando-se de algas, perifíton e matéria orgânica em decomposição, geralmente depositada nos fundos dos rios e lagos (CASTRO e VARI, 2004). Os peixes detritívoros têm grande importância no elo da cadeia trófica dos ambientes fluvio-lacustres (JEPSEN e WINEMILLER, 2002), não só pela sua abundância, mas também, por serem importantes presas para grandes peixes piscívoros (WINEMILLER e JEPSEN, 1998; WINEMILLER, 2004), de maior valor comercial.

O tamanho de primeira maturação sexual para a espécie foi estimado entre 22 a 27 cm (LOUBENS e PANFILI, 1995; MONTREUIL et al., 2001; BONILLA-CASTILLO et al., 2018) e a idade de dois anos (LOUBENS e PANFILI, 1995; BAYLEY et al., 2018). Tem alta fecundidade e sua desova é total (SIVASUNDAR et al., 2001). Apresenta taxas de crescimento e de mortalidade, acima de $0,4 \text{ ano}^{-1}$ com idade máxima esperada entre seis e sete anos (BARTHEM e FABRÉ, 2004). *P. nigricans* vive em lagos da planície de inundação ou no canal principal do rio, durante o período de água baixa, e migra lateralmente para os habitats vegetados da planície de inundação, durante o período de águas altas (CASTELLO, 2008). A espécie começa sua migração reprodutiva durante a vazante e sua desova ocorre sincronicamente no início da enchente (MOTA e RUFFINO, 1997). As capturas se intensificam durante esses períodos de migração e desova (BATISTA et al., 2012).

Na enchente, as espécies de peixes alvo das pescarias da região do Baixo Amazonas são as do gênero *Hypoththalmus* (maparás), praticada nos lagos (ISAAC e BARTHEM, 1995) principalmente com a utilização da “miqueira” (rede de nylon fino e malha pequena utilizada em ambientes sem muita correnteza) (BATISTA et al., 2004). Na cheia, as capturas são voltadas para espécies que vivem todo o seu ciclo de vida associados aos lagos de várzea, como por exemplo, os do gênero *Plagioscion* (pescadas) (ISAAC et al., 1996).

Na vazante, as capturas são intensas tanto nos lagos como nos rios (PINAYA et al., 2016), com o objetivo principal de capturar as espécies que estão migrando para fora dos sistemas de lago, tal como a do gênero *Prochilodus* (cutimatã) (ISAAC et al., 2016). Na seca, as capturas são direcionadas para as espécies de grandes bagres migradores do gênero *Brachyplatystoma*, realizadas no canal do rio (PINAYA et al., 2016) com a utilização das “bubuias” (rede de nylon multifilamento utilizada à deriva na correnteza dos canais dos rios) (BATISTA et al., 2004).

Na região amazônica poucos são os trabalhos relacionados diretamente à pesca (PETRERE JR., 1985; MÉRONA e BITTENCOURT, 1993; BATISTA et al., 1998; ISAAC et al., 1996; 2008), devido à ausência de séries contínuas de monitoramento da pesca, para quantificar e caracterizar esta atividade (ISAAC et al., 1996). Apesar do caráter limitado desse esparso conjunto de dados, uma característica se revela constante para a pesca continental da Amazônia: todas as pescarias estudadas são submetidas a amplas variações sazonais no volume das capturas, em geral, máximo no período de águas baixas e mínimo no período de águas altas (MÉRONA, 1995).

A dinâmica da atividade pesqueira em sistema de rio-planície de inundação é controlada tanto pela variabilidade sazonal como interanual do nível da água. A variabilidade sazonal já é bem conhecida (PETRERE JR., 1985; MÉRONA e BITTENCOURT, 1993; BATISTA et al., 1998; ISAAC et al., 2008), mas, a compreensão da variabilidade interanual, com exceção do trabalho de Mérona e Gascuel (1993), só recentemente vem sendo estudada na região. Um dos motivos dessa carência é que análises desse tipo requerem longas séries de dados (MÉRONA, 1995) e como foi acima mencionado existem poucas séries desse tipo.

As flutuações interanuais do nível da água foram investigadas para a pesca multiespecífica da região do Baixo Amazonas em relação a diferentes grupos tróficos (CASTELLO et al., 2015) e espécies com diferentes longevidades (ISAAC et al.,

2016). Em geral esses trabalhos indicam que o aumento ou a diminuição do nível da água de um dado ano afetará a atividade pesqueira dois ou três anos depois, com variações do tamanho da biomassa dos estoques.

A variação no rendimento pesqueiro não depende apenas do nível do rio (PETRERE JR., 1985; BATISTA et al., 1998; CASTELLO et al., 2015). Outros fatores ambientais também têm grande relevância na produtividade pesqueira, mas tem sido pouco estudados, como: a área alagada (WELCOMME, 1990), a vazão (PETRERE JR. et al., 1998), o tipo ou forma do lago (NOLAN et al., 2009), o tipo de habitat (MARTELO et al., 2008) e as variáveis relacionadas a operação de pesca, como: esforço de pesca, quantidade de gelo (BATISTA e PETRERE JR., 2007), a distância percorrida (KEPPELER et al., 2017) e quantidade de combustível (GONÇALVES e BATISTA, 2008).

Atualmente, acredita-se que a produtividade pesqueira está altamente ameaçada por causa das mudanças no uso da terra, desmatamento, construções de barragens e mais recentemente pelas mudanças climáticas (FREITAS et al., 2013). A principal consequência desses impactos é a alteração da dinâmica normal do ciclo hidrológico dos rios, do qual o peixe e o pescador são dependentes.

O desmatamento das florestas de várzea acelera os processos erosivos que diminuem a declividade das terras e pode causar solapamento das margens e assoreamento dos leitos de rios e lagos, modificando drasticamente a paisagem da várzea (RENÓ e NOVO, 2011). Isto afeta a sobrevivência das espécies de peixes, principalmente nas fases iniciais de desenvolvimento, com a falta de abrigo contra predadores e escassez de alimentos. Em grande escala, o desmatamento influencia no balanço hídrico local e nos padrões de chuvas regionais (FEARNSIDE, 2008; 2009).

A construção de barragens em rios da Amazônia para a geração de energia elétrica é uma das interferências antrópicas que mais produzem mudanças drásticas no ambiente (CASTELLO et al., 2013). As barragens mudam o tempo e a intensidade do fluxo dos rios, alterando a temperatura da água, o transporte de sedimentos e nutrientes; reduzindo as planícies de inundações adjacentes, e impedem a migração dos peixes (FREITAS et al., 2013). Segundo Finer e Jenkins (2012) há planos para construções de 151 novas usinas hidrelétricas para todos os afluentes andinos do rio Amazonas. As consequências ambientais destes empreendimentos são pouco consideradas, no contexto dos interesses políticos e econômicos dos países.

As mudanças climáticas podem afetar o ciclo hidrológico através de mudanças na precipitação, temperatura e evaporação, causando alterações na entrada de detritos e nutrientes, e na frequência e intensidade de secas e inundações (LAKE et al., 2000; ERWIN, 2009). Secas extremas podem diminuir a oferta de alimento e abrigo para os peixes, resultando em um recrutamento deficiente, com possível diminuição do rendimento da pesca, após dois ou mais anos (ZUANON, 2008; CASTELLO et al., 2015). Já longos períodos de inundações podem provocar a degradação da floresta alagada e eventual substituição das plantas aquáticas (POFF et al., 2002), comprometendo os estágios iniciais do ciclo de vida dos peixes e suas atividades vitais (movimentação, alimentação, crescimento e reprodução) (BARROS e ALBERNAZ, 2014).

Um parâmetro chave que influencia fortemente a produção pesqueira e que pode ser alterado devido a mudanças no regime hidrológico dos rios provocados por tais impactos antrópicos é a área máxima da várzea alagada anualmente. Com a diminuição da área alagada, a capacidade suporte do ambiente diminui, aumentando a mortalidade natural e reduzindo o tamanho dos estoques e, conseqüentemente, reduzindo a sua produção excedente, explorada pela pesca (WINEMILLER, 1996).

Conhecer como os fatores ambientais e pesqueiros interferem nos padrões da pesca nos ambientes de várzea da região amazônica é cada vez mais importante, uma vez que os impactos antropogênicos e as mudanças climáticas vêm causando progressivos impactos nocivos nos padrões hidrológicos e nas características da paisagem da região. Essas modificações são capazes de influenciar a estratégia de vida de muitas espécies de peixes, com efeito negativo sobre o recrutamento e abundância dos estoques; bem como sobre as populações humanas locais que exploram esses estoques de peixes como fontes de proteínas e renda (FREITAS et al., 2013).

1.1. INFORMAÇÕES DA TESE

A presente tese está estruturada em uma introdução geral, dois capítulos e uma consideração final. O primeiro capítulo visa investigar a produtividade pesqueira sob o efeito sinérgico da cobertura de floresta dos sistemas de lagos e das variáveis: cota mínima e máxima anual, esforço de pesca e distância da sede municipal mais próxima, e como fator o ano de captura. Para isso, usamos uma Análise de Covariância (ANCOVA), buscando responder como as pescarias são afetadas com o avanço do desmatamento. No segundo escolhemos o curimatã *Prochilodus nigricans*, não só porque é uma espécie de grande importância ecológica e socioeconômica para a região amazônica, mas, principalmente por se tratar de uma espécie de ciclo de vida curto e dependente das planícies de inundações, podendo servir de modelo para outras espécies e contribuir para melhor plano de conservação e manejo. Nesse artigo investigamos como a variabilidade hidrológica afeta a pescaria do curimatã através de Análises de Covariância (ANCOVA) e Função de Correlação Cruzada (FCC), buscando responder de que forma as alterações no ciclo hidrológico influenciam na pescaria da espécie.

1.2. OBJETIVO GERAL

- ✓ Verificar a influência das variáveis ambientais e pesqueira nas capturas das principais espécies comerciais e do curimatã em particular, na região do Baixo Amazonas.

1.2.1. Objetivos específicos

- ✓ Identificar quais das variáveis ambientais (nível do rio, cobertura florestal e distância da sede municipal mais próxima), pesqueira (esforço de pesca) e como fator (ano de captura) são determinantes para a produtividade pesqueira em sistemas de lagos da região do Baixo Amazonas;
- ✓ Avaliar o efeito do desmatamento no rendimento pesqueiro nos lagos de várzea;
- ✓ Investigar a influência do esforço de pesca e das variáveis (nível do rio, tipo de ambiente e ano) na pescaria do curimatã da região do Baixo Amazonas;
- ✓ Avaliar o efeito do pulso de inundação (cheia e/ou seca) sobre a pesca do curimatã.

1.3. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é a região do Baixo Amazonas, entre os municípios de Parintins, no Estado do Amazonas e Almeirim, no Estado do Pará (Figura 1). Esta região apresenta um clima quente e úmido, com temperatura média em torno de 26,6°C e pluviosidade média de 2200 mm ano⁻¹ (BARTHEM e FABRÉ, 2004). A geologia da área é composta por aluviões fluviais holocênicos e nas áreas dissecadas encontram-se os sedimentos do Terciário e Quaternário das formações Solimões e Alter do Chão (RADAMBRASIL, 1978).

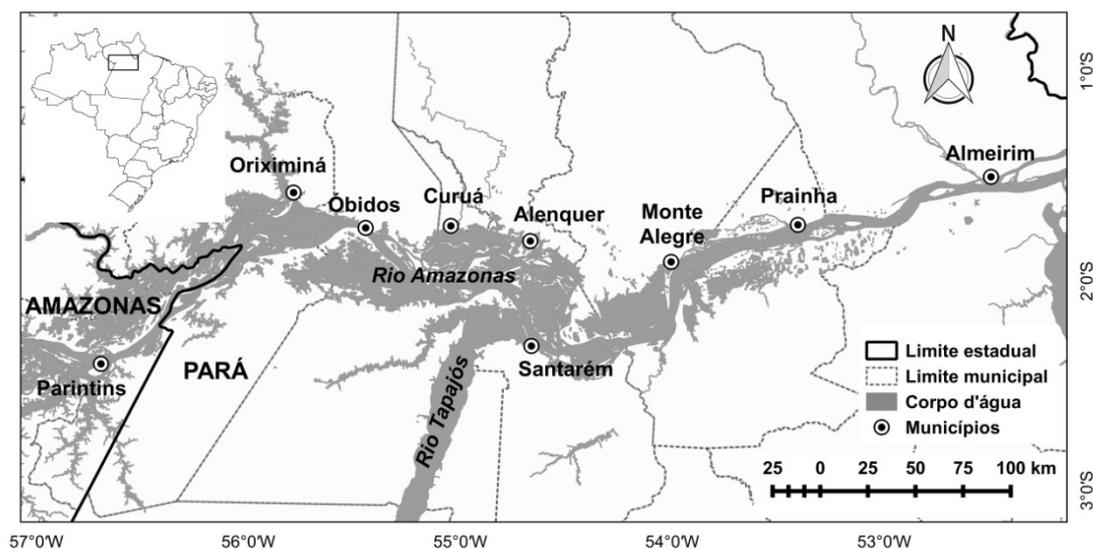


Figura 1 - Localização dos municípios onde foram coletados os dados de desembarque pesqueiro ao longo do Rio Amazonas.

A topografia apresenta pequenas variações altimétricas em torno de 50 e 100 m, sendo o relevo constituído por planícies fluviais e fluvio-lacustres (RADAMBRASIL, 1978). A grande extensão de terras baixas do sistema rio-planície de inundação do Baixo Amazonas são fatores determinantes para que até 200 km de largura sejam inundados durante o período de cheias (BAYLEY e PETRERE JR., 1989). Durante as secas as áreas de várzea podem alcançar mais de 30 km de largura (JUNK, 1989), ampliando as áreas de domínio terrestre. Nesse período, a paisagem se torna um mosaico que consiste em quatro zonas ecológicas principais: canais, florestas alagáveis, campos naturais e lagos (McGRATH et al., 2007).

Nos trechos mais baixos da várzea formam-se lagos rasos que ficam isolados durante a fase terrestre. Nessa fase esses lagos são cobertos por gramíneas ou capins (PETRERE JR. et al., 2007). O progressivo aumento do nível da água coincide

com o término do período de crescimento das gramíneas, que morrem e se decompõem, introduzindo mais nutriente para dentro do lago (PIEDADE, 1995). Simultaneamente, plantas aquáticas e semiaquáticas (por exemplo, as macrófitas aquáticas) desenvolvem-se em grande quantidade na sua superfície (McGRATH et al., 2009). Durante a fase aquática, os lagos conectam-se com a floresta e a planície adjacente (JUNK, 1984). Com a diminuição do nível da água, uma parte das plantas aquáticas é levada pela correnteza em direção ao canal do rio. As que permanecem até o nível mais baixo da água, morrem e se decompõem fertilizando o solo dos lagos de várzea.

O tempo de inundação varia de 50 a 270 dias, conforme o ano e a altura do relevo na planície de inundação (JUNK, 1989). A cobertura vegetal obedece a uma zonação associada ao gradiente de inundação e à topografia do terreno. As áreas mais baixas da várzea, que passam mais tempo alagadas (período de inundação entre 230 a 270 dias durante o ano), são dominadas por gramíneas e vegetações arbustivas (JUNK et al., 1989; AYRES, 1993). As áreas intermediárias da várzea (período de inundação de 50 a 230 dias durante o ano) são compostas por um grande número de espécies arbóreas endêmicas, com variadas alturas e aberturas do dossel, altamente adaptadas ao pulso de inundação (JUNK et al., 1989; WITTMANN et al., 2010). As áreas mais altas, que passam menos tempo submersas (período de inundação < 50 dias ano⁻¹) são cobertas por árvores com dossel fechado e alturas superiores a 30 m (WITTMANN et al., 2010). Esse tipo de floresta é menos adaptado às inundações (PAROLIN et al., 2010).

2. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, O. T.; LORENZEN, K.; McGRATH, D. G.; AMARA, L.; RIVERO, S. 2010. Importância econômica do setor pesqueiro na calha do rio Amazonas-Solimões. *Novos Cadernos NAEA*, 275: 1-14.
- ANDERSON, E. P.; MONTOYA, M.; SOTO, A.; FLORES, H.; MCCLAIN, M. 2009. Challenges and Opportunities for Co-Management of a Migratory Fish (*Prochilodus nigricans*) in the Peruvian Amazon. *American Fisheries Society Symposium*, 69: 741-756.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; RUFFINO, M. L. 2003. Migratory fishes of the Brazilian Amazon. In: CAROLSFIELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Orgs.). *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Victoria: World Bank, p. 233-301.
- AYRES, J. M. C. 1993. *As matas de várzea do Mamirauá*. Brasília: MCT/CNPq/Sociedade Civil de Mamirauá, 123p.
- BARROS, D. B.; ALBERNAZ, A. L. M. 2014. Possible impacts of climate change on wetlands and its biota in the Brazilian Amazon. *Brazilian Journal of Biology*, 74(4): 810-820.
- BARTHEM, R. B. 1995. Development of commercial fisheries in the Amazon Basin and consequences for fish stocks and subsistence fishing. In: CLÜSENER-GODT, M.; SACHS, I. (Eds). *Brazilian perspectives on sustainable development of the Amazon region*. Paris: Unesco, 15: 175-204.
- BARTHEM, R. B.; FABRÉ, N. N. 2004. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: RUFFINO, M. L. (Coord.). *A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira*. Manaus: IBAMA/ProVárzea, p. 17-62.
- BARTHEM, R. B.; GOULDING, M. 1997. *The Catfish Connection: Ecology, Migration, and Conservation of Amazon Predators*. New York: Columbia University Press, 144p.
- BARTHEM, R. B.; PETRERE JR., M.; ISAAC, V. J.; RIBEIRO, M. C. L. D. B.; McGRATH, D. G., VIEIRA, I. J.; BARCO, M. V. 1997. A pesca na Amazônia: problemas e perspectivas para o seu manejo. In: VALLADARES-PÁDUA, C.; BODMER, R. E. (Eds.). *Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil*. Rio de Janeiro: MCT/CNPq/Sociedade Civil Mamirauá, p 173-185.
- BATISTA V. S.; INHAMUNS A. J.; FREITAS C. E. C.; FREIRE-BRASIL, D. 1998. Characterization of the fishery in river communities in the low-Solimões/high-Amazon region. *Fisheries Management and Ecology*, 5: 419-435.
- BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J.; FABRÉ, N. N.; GONZALEZ, J. C. A. 2012. Principais recursos pesqueiros: variações espaço-temporais e relações com o ambiente. In: BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J. (Orgs.). *Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada*. Brasília: IBAMA/ProVárzea, p. 135-205.

- BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J.; VIANA, J. P. 2004 Exploração e manejo dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: RUFFINO, M. L. (Ed.). *A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira*. Manaus: IBAMA/ProVárzea, p.63-151.
- BATISTA, V. S.; PETRERE JR., M. 2003. Characterization on the commercial fish production landed at Manaus, Amazonas State, Brazil. *Acta Amazonica*, 33(1): 53-66.
- BATISTA, V. S.; PETRERE JR., M. 2007. Spatial and temporal distribution of the fishery resources exploited by the Manaus fishing fleet, Amazonas, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(4): 651-656.
- BAYLEY, P. B.; CASTELLO, L.; BATISTA, V. S.; FABRÉ, N. N. 2018 Response of *Prochilodus nigricans* to flood pulse variation in the central Amazon. *Royal Society Open Science*, 5: 172232.
- BAYLEY, P. B.; PETRERE JR., M. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 385-398.
- BITTENCOURT, M. M.; AMADIO, S. A. 2007. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, 37(2): 303-308.
- BONILLA-CASTILLO, C. A.; CÓRDOBA, E. A.; GÓMEZ, G.; DUPONCHELLE, F. 2018. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* (Characiformes: Prochilodontidae) in the Putumayo River. *Neotropical Ichthyology*, 16(2): e170139.
- CABRAL JR., W. C.; ALMEIDA, O. T. 2006. Avaliação do mercado da indústria pesqueira na Amazônia. In: ALMEIDA, O. T. (Coord.). *A indústria pesqueira na Amazônia*. Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea. Manaus: IBAMA/ProVárzea, p. 17-39.
- CASTELLO, L. 2008. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. *Ecology of Freshwater Fish*, 17: 38-46.
- CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; THAPA, R. 2015. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. *Royal Society Open Science*; 2: 150299-150299.
- CASTELLO, L.; McGRATH, D. G.; HESS, L. L.; COE, M. T.; LEFEBVRE, P. A.; PETRY, P.; MACEDO, M. N.; RENÓ, V. F.; ARANTES, C. C. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, 6(4): 217-229.
- CASTRO, F.; McGRATH, D. G. 2003. Moving Toward Sustainability in the Local Management of Floodplain Lake Fisheries in the Brazilian Amazon. *Human Organization*, 62(2): 123-133.
- CASTRO, R. M. C.; VARI, R. P. 2004. *Detritivores of the South American Fish Family Prochilodontidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes): A Phylogenetic and Revisionary Study*. Washington: Smithsonian Contributions to Zoology, 622: 189p.

- CERDEIRA, R. G. P.; RUFFINO, M. L.; ISAAC, V. J. 1997. Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do lago Grande de Monte Alegre, PA-Brasil. *Acta Amazonica*, 27(3): 213-228.
- ERWIN, K. L. 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, 17: 71-84.
- FEARNSIDE, P. M. 2008. Deforestation in Brazilian Amazonia and global warming. *Annals of Arid Zone*, 47(3-4): 1-20.
- FEARNSIDE, P. M. 2009. Global warming in Amazonia: Impacts and Mitigation. *Acta Amazonica*, 39(4): 1003-1012.
- FINER, M.; JENKINS, C. N. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS ONE*, 7(4): e35126.
- FREITAS, C. E. C.; BATISTA, V. S.; INHAMUNS, A. J. 2002. Strategies of the small-scale fisheries on the Central Amazon floodplain. *Acta Amazonica*, 32(1): 101-108.
- FREITAS, C. E. C.; NASCIMENTO, F. A.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. 2007. Levantamento do Estado de Exploração dos Estoques de Curimatã, Jaraqui, Surubim e Tambaqui. In: PETRERE JR., M. (Coord.). *O Setor Pesqueiro na Amazônia: Análise da Situação Atual e Tendências do Desenvolvimento da Indústria da Pesca*. Manaus: IBAMA/ProVárzea, p. 77-100.
- FREITAS, C. E. C.; RIVAS, A. A. F. 2006. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Ocidental. *Ciência e Cultura*, 58(3): 30-32.
- FREITAS, C. E. C.; RIVAS, A. A. F.; CAMPOS, C. P.; SANT'ANA, I.; KAHN, J. R.; CORREA, M. A. A.; CATARINO, M. F. 2013. The potential impacts of global climatic changes and dams on Amazonian fish and their fisheries. In: TÜRKER, H. (Org.). *New Advances and Contributions to Fish Biology*. 1 ed. Croacia: INTECH, 1: 176-195.
- FURCH, K.; JUNK, W. J. 1997. Physicochemical conditions in the floodplains. In: JUNK, W. J. (Ed.). *The Central Amazon floodplain: Ecology of a Pulsing System*. New York: Springer Verlag, Ecological Studies, 126: 69-108.
- GONÇALVES, C; BATISTA, V. S. 2008. Avaliação do desembarque pesqueiro efetuado em Manacapurú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 38(1): 135-144.
- GOULDING, M. 1980. *The fishes and the forest*. Explorations in Amazonian natural history. Berkeley: University of California Press, 280p.
- GOULDING, M. 1999. Introduction. In: PADOCH, C.; AYRES, J. M.; PINEDO-VAZQUEZ, M.; HENDERSON, A. (Eds.). *Várzea: diversity, development, and the conservation of Amazonian's whitewaters floodplain*. Nova York: New York Botanical Garden Press, p. 3-6.
- ISAAC, V. J.; ALMEIDA, M. C. 2011. *El consumo de pescado en la Amazonía Brasileña*. COPESCAALC Documento Ocasional. Roma: FAO, 13: 43p.

ISAAC, V. J.; BARTHEM, R. B. 1995. Os recursos pesqueiros da Amazônia brasileira. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Antropologia*, 11(2): 295-339.

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

ISAAC, V. J.; DA SILVA, C. O.; RUFFINO, M. L. 2008. The artisanal fishery fleet of the Lower Amazon. *Fisheries Management and Ecology*, 15:179-187.

ISAAC, V. J.; MILSTEIN, A.; RUFFINO, M. L. 1996. A pesca artesanal no Baixo Amazonas: Análise multivariada da captura por espécie. *Acta Amazonica*, 26(2): 185-208.

JEPSEN, D. B.; WINEMILLER, K. O. 2002. Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. *Oikos*, 96: 46-55.

JUNK, W. J. 1984. Ecology, fisheries and fish culture in Amazonia. In: SIOLI, H. (Ed.). *The Amazon, limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht: Dr. W. Junk, p. 443-476.

JUNK, W. J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in Central Amazonian floodplains. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (Eds.). *Tropical Forests: Botanical Dynamics, Speciation and Diversity*. London: Academic Press, p. 47-64.

JUNK, W. J. 1993. Wetlands of tropical South America. In: WHIGHAM, D. F.; DYKYJOVÁ, D.; HEJNÝ, S. (Eds.). *Wetlands of the World I: Inventory, Ecology and Management*. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 679-739.

JUNK, W. J. 1997. *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Ecological Studies. Berlin, Germany: Springer Verlag, 12: 625p.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in riverfloodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.

KEPPELER, F.; HALLWASS, G.; SILVANO, R. 2017. Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river. *Oryx*, 51(2): 268-279.

LAKE, P. S.; PALMER, M. A.; BIRO, P.; COLE, J.; COVICH, A. P.; DAHM, C.; GIBERT, J.; GOEDKOOP, W.; MARTENS, K.; VERHOEVEN, J. 2000. Global Change and the Biodiversity of Freshwater Ecosystems: Impacts on Linkages between Above-Sediment and Sediment Biota. *BioScience*, 50(12): 1099-1107.

LOUBENS, G.; PANFILI, J. 1995. Biologie de *Prochilodus nigricans* (Teleostei: Prochilodontidae) dans le bassin du Mamoré (Amazonie Bolivienne). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 6: 17-32.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1987. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge: Cambridge University Press, 382p.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 534p.

MARTELO, J.; LORENZEN, K.; CROSSA, M.; McGRATH, D. G. 2008. Habitat associations of exploited fish species in the Lower Amazon river-floodplain system. *Freshwater Biology*, 53: 2455-2464.

McGRATH, D. G.; ALMEIDA, O. T.; MERRY, F. D. 2007. The influence of community management agreements on household economic strategies: Cattle grazing and fishing agreements on the Lower Amazon floodplain. *International Journal of the Commons*, 1(1): 67-87.

McGRATH, D. G.; CARDOSO, A.; ALMEIDA, O. T.; PEZZUTI, J. 2009. Políticas e instituições: uma abordagem ecossistêmica de manejo da várzea do Baixo Amazonas. *Papers do NAEA*, 243: 1-37.

MÉRONA, B. 1995. Ecologia da pesca e manejo pesqueiro na região Amazônica. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Antropologia*, 11(2): 167-183.

MÉRONA, B.; BITTENCOURT, M. M. 1993. Les peuplements de poissons du lago do Rei, un lac d'inondation d'Amazonie Centrale: description générale. *Amazoniana*, 7: 415-441.

MÉRONA, B.; GASCUEL, D. 1993. Effects of flood regime and fishing effort on the overall abundance of an exploited fish community in the Amazon floodplain. *Aquatic Living Resources*, 6(1): 97-108.

MONTREUIL, V.; GARCIA, A.; RODRIGUEZ, R. 2001. Biología reproductiva de boquichico, *Prochilodus nigricans*, en la Amazonia Peruana. *Folia Amazónica*, 12(1-2): 5-13.

MOTA, S. Q.; RUFFINO, M. L. 1997. Biología e pesca do curimatã (*Prochilodus nigricans* Agassiz, 1829) (Prochilodontidae) no médio Amazonas. *Revista UNIMAR*, 19(2): 493-508.

MPA (Ministério da Pesca e Aquicultura). 2012. *Estatística da aquicultura e pesca no Brasil*. Disponível em: <http://www.mpa.gov.br/images/Docs/Informacoes_e_Estatisticas/Boletim%20MPA%202011FINAL3.pdf>. Acesso em 18 set. 2016.

NOLAN, K. S. 2005. *A pesca profissional em sistemas de lagos do eixo fluvial Solimões/Amazonas e principais tributários do Estado do Amazonas*. Tese (Doutorado). Manaus: INPA/UFAM, 177p.

NOLAN, K. S.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S. 2009. Landscape variables affecting fishery yield in lake systems of the Central Amazon region, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(3): 294-298.

PAROLIN, P.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. 2010. Tree Phenology in Amazonian Floodplain Forests. *In*: JUNK W. J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Heidelberg: Verlag, Ecological Studies, 210: 105-126.

PETRERE JR., M. 1985. A pesca comercial no rio Solimões-Amazonas e seus afluentes: análise dos informes do pescado desembarcado no Mercado Municipal de Manaus (1976-1978). *Ciência e Cultura*, 37(12): 1987-1999.

PETRERE JR., M.; BATISTA, V. S.; FREITAS, C. E. C.; ALMEIDA, O. T.; SURGIK, A. C. S. 2007. Amazônia: ambientes, recursos e pesca. *In*: PETRERE JR., M. (Coord.). *O setor pesqueiro na Amazônia: situação atual e tendências*. Manaus: IBAMA/ProVárzea, p. 11-17.

PETRERE JR., M.; WELCOMME, R. L.; PAYNE, A. I. 1998. Comparing river basins world: wide and contrasting inland fisheries in Africa and Central Amazonia. *Fisheries Management and Ecology*, 5(2): 97-106.

PIEPADE, M. T. F. 1995. *Influência do pulso de cheias e vazantes na dinâmica ecológica de áreas inundáveis*. Projeto de Pesquisa Dirigida. Brasília: INPA, 21p.

PINAYA, W. H. D.; LOBON-CERVIA, F. J.; PITA, P.; BUSS DE SOUZA, R.; FREIRE, J.; ISAAC, V. J. 2016. Multispecies Fisheries in the Lower Amazon River and its Relationship with the Regional and Global Climate Variability. *PLoS ONE*, 11(6): e0157050.

POFF, N. L.; BRINSON, M.; DAY, J. B. 2002. *Freshwater and coastal ecosystems and global climate change: a review of projected impacts for the United States*. Virginia: Pew Center on Global Climate Change, 44p.

RADAMBRASIL. 1978. *Levantamentos dos recursos naturais: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*. Folha AS 20 Manaus. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, 623p.

RANDALL, R. G.; KELSO, J. R. M.; MINNS, C. K. 1995. Fish production in freshwaters: are rivers more productive than lakes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 631-643.

REIS, R. E.; ALBERT, J. S.; DI DARIO, F.; MINCARONE, M. M.; PETRY, P.; ROCHA, L. A. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, 89(1): 12-47.

RENÓ, V. F.; NOVO, E. M. L. 2011. Utilização de imagens ALOS/PALSAR para o mapeamento das áreas periodicamente inundadas do Baixo Amazonas e sua relação com o grau de antropização das várzeas. *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 15: 5426-5432.

- RUFFINO, M. L.; MITLEWSKI, B.; ISAAC, V. J.; OLIVEIRA, P. R. S. 1999. Lago Grande de Monte Alegre: Uma Análise das suas Comunidades Pesqueiras. In: *Recursos Pesqueiros do Médio Amazonas: Abordagem Socioeconômica*. 1 ed. Brasília: Edições IBAMA, 21: 31-110.
- SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G.; VAL, A. L. 2010. Recursos pesqueiros e sustentabilidade na amazônica: fatos e perspectivas. *Hiléia - Revista do Direito Ambiental da Amazônia*, 8: 43-77.
- SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S. 2006. *Peixes Comerciais de Manaus*. Manaus: IBAMA/ProVárzea, 144p.
- SILVA, E. A.; STEWART, D. J. 2006. Age structure, growth and survival rates of the commercial fish *Prochilodus nigricans* (bocachico) in North-Eastern Ecuador. *Environmental Biology of Fishes*, 77: 63-77.
- SIVASUNDAR, A.; BERMINGHAM, E.; ORTÍ, G. 2001. Population structure and biogeography of migratory freshwater fishes (*Prochilodus*: Characiformes) in major South American rivers. *Molecular Ecology*, 10: 407-417.
- SOARES, M. G. M.; COSTA, E. L.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; ANJOS, H. D. B.; YAMAMOTO, K. C.; FREITAS, C. E. C. 2008. *Peixes de lagos do médio Rio Solimões*. 2 ed. Manaus: Instituto Piatam, 160p.
- TOCKNER, K.; STANFORD, J. A. 2002. Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(3): 308-330.
- VIEIRA, A. R. 2006. Educação Ambiental pelas águas do Brasil. In: COSTA, L.; BARRÊTO, S. R. (Coords.). *Cadernos de Educação Ambiental, Água para Vida, Água para Todos*: Livro das Águas. Brasília: WWF-Brasil, p. 4-5.
- WELCOMME, R. L. 1990. Status of fisheries in South American rivers. *Interciencia*, 15(6): 337-345.
- WINEMILLER K. O. 1996. Dynamic diversity: Fish communities of tropical rivers. In: CODY, M. L.; SMALLWOOD, J. A. (Eds.). *Long-term Studies of Vertebrate Communities*. Orlando, USA: Academic Press, p. 99-134.
- WINEMILLER, K. O. 2004. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. In: WELCOMME, R. L.; PETR, T. (Eds.). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Volume 2. Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok: RAP Publication, 16, p. 285-309.
- WINEMILLER, K. O.; JEPSEN, D. B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53 (Supplement A): 267-296.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. 2010. Phytogeography, Species Diversity, Community Structure and Dynamics of Central Amazonian Floodplain Forests. *In*: JUNK W. J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Heidelberg: Verlag, Ecological Studies, 210: 61-102.

ZUANON, J. 2008. Peixes, pesca e clima na Amazônia: um ensaio sobre os efeitos das mudanças climáticas globais sobre os recursos pesqueiros na região do Rio Negro, Amazonas, Brasil. *In*: CRUZ, G. V. P.; ANDRADE, S. (Orgs.). *Rio Negro, Manaus e as Mudanças no Clima*. 1 ed. Manaus: Editora do ISA, 1: 31-39.

CAPÍTULO 1

O efeito combinado da cobertura florestal, esforço de pesca e variáveis ambientais sobre a pesca de ambientes de várzea da Amazônia

RESUMO

Os ambientes de várzea desempenham um importante papel na produtividade pesqueira amazônica, pois, funcionam como locais de abrigo, alimentação, reprodução e berçário para um grande número de espécies de peixes. Atualmente esses ambientes estão seriamente ameaçados devido a estratégias desordenadas de uso da terra. Neste trabalho, investigamos a influência da cobertura florestal, flutuação do nível do rio, esforço de pesca, distância da cidade e do ano sobre a pesca das principais espécies comercializadas na região do Baixo Amazonas, em 21 sistemas de planícies de alagação da várzea, durante um período de 10 anos. As capturas foram forte e positivamente associadas com o fator ano e com as covariáveis esforço de pesca, área de floresta, distância da cidade e cota máxima anual. O esforço de pesca é o componente mais importante na determinação das capturas e está diretamente ligado a mudanças interanuais do nível da água. Sistemas de planícies de alagação mais distantes dos centros urbanos possuem maiores biomassas de peixes, pois, sofrem menor pressão da pesca comercial. Além disso, os sistemas de planície de alagação que possuem menores áreas de cobertura florestal também possuem menores produções pesqueiras quando comparados com sistemas que têm maiores áreas. Entende-se que os efeitos negativos do desmatamento devem afetar o recrutamento dos peixes, bem como diminuir as fontes de alimento nas áreas inundadas. Isto por sua vez afeta o rendimento pesqueiro com impactos diretos sobre a renda de grande parte das populações humanas. Nossos resultados dão suporte para a compreensão da importância das aplicações de políticas públicas eficientes de conservação da ictiofauna e manejo da pesca na região do Baixo Amazonas.

Palavras-chave: Florestas alagadas, Desmatamento, Recursos pesqueiros, Pesca continental de pequena escala.

1. INTRODUÇÃO

As áreas de várzea da Amazônia brasileira constituem um mosaico de florestas sazonalmente inundadas, conectadas por lagos e o canal principal do rio Amazonas, rico em sedimentos e nutrientes carreados dos Andes (JUNK et al., 1989; FURCH e JUNK, 1997). A dinâmica de alterações entre as fases seca e alagada é fundamental para a sobrevivência de muitas espécies de plantas e animais, incluído os peixes que são explorados pela pesca (JUNK et al., 1989; BATISTA e PETRERE JR., 2007; ISAAC et al., 2008). Dentre os ambientes da várzea, os lagos desempenham um importante papel na produtividade pesqueira, pois, funcionam como locais de abrigo, alimentação, reprodução e berçário para um grande número de espécies de peixes (JUNK, 1993; 1997).

Nesses ambientes, as capturas são fortemente influenciadas pelas variações sazonais do nível do rio. Em geral, são máximas no período de águas baixas, quando os peixes se concentram em corpos d'água bastante reduzidos (MÉRONA, 1995; ISAAC et al., 2012), e são mínimas no período de águas altas, pois nessa fase, os peixes ficam mais dispersos ocupando vários habitats (água livre, água sob macrófitas e capins flutuantes e a floresta alagada), o que os torna menos vulneráveis à pesca e com menor mortalidade natural (MÉRONA, 1990; BARCO e PETRERE JR., 1994).

Essas flutuações nas capturas também são influenciadas pelas variações interanuais do nível da água. Quando uma maior área da várzea é alagada, maior será a conectividade entre os rios, os lagos e a floresta de várzea (JUNK et al., 1989; HURD et al., 2016), e assim, aumentando a oferta de alimento e locais de abrigo contra predadores (GOULDING, 1980; MÉRONA, 1990). Isso se reflete em maiores sucessos reprodutivos, sobrevivência e crescimento de juvenis, aumentando o sucesso do recrutamento dos peixes (RIBEIRO e PETRERE JR., 1990; MÉRONA, 1995; ISAAC et al., 2008; ISAAC et al., 2016).

Entretanto, outras variáveis ambientais e pesqueira exercem grande influência na produtividade pesqueira, e que até o momento tem sido pouco considerado, como a área alagada (WELCOMME, 1990), a conectividade entre o lago a zona terrestre e aquática (NOLAN et al., 2009), a distância entre os lagos e as cidades (SILVANO et al., 2013), o tipo de habitat (MARTELO et al., 2008), bem como a magnitude do esforço pesqueiro (BATISTA e PETRERE JR., 2007; CASTELLO et al., 2015).

A pesca é umas das principais atividades econômicas desenvolvidas no sistema de rio-planície de inundação (ALMEIDA et al., 2011), responsável por gerar empregos e alimentos para as populações humanas (CABRAL JR. e ALMEIDA, 2006; ISAAC e ALMEIDA, 2011). Contudo, atualmente, acredita-se que as alterações ambientais provocadas por impactos antrópicos nestes ambientes, como o desmatamento e as mudanças climáticas, representam as principais ameaças para a produtividade pesqueira, podendo causar impactos socioeconômicos potencialmente elevados (FREITAS et al., 2013; CASTELLO e MACEDO, 2015).

Projeções futuras dos efeitos das mudanças climáticas para a Amazônia indicam aumento de temperatura e menores taxas de precipitação durante a estação seca (AMBRIZZI et al., 2007; BETTS et al., 2008; CHRISTENSEN et al., 2013). Segundo Pinaya et al. (2016), a pesca de multiespécies da região do Baixo Amazonas é claramente influenciada por fatores relacionados com o clima global, como o fenômeno El Niño-Oscilação Sul, que provocam grandes secas nos rios da Amazônia. Vale ressaltar, que condições mais quentes e período de seca mais intenso aumentam a mortalidade de árvores da floresta amazônica, induzidas pelo fogo ou pelo estresse hídrico (PHILLIPS et al., 2009; DOUGHTY et al., 2015). Além disso, as florestas de várzeas na região do Baixo Amazonas já foram reduzidas em 70% entre 1975 a 2008, devido ao desmatamento em decorrência dos empreendimentos de agricultura e da pecuária (RENÓ et al., 2016). Cenários recentes, estimam que as áreas de florestas da bacia amazônica brasileira continuarão a declinar entre 7 e 34% até o final deste século (GUIMBERTEAU et al., 2017). Isto certamente irá provocar diminuição da oferta de alimento e abrigo para os peixes e outros organismos aquáticos que dependem direta e indiretamente da floresta, ocasionando a redução dos estoques de peixes (RUFFINO, 2004; CASTELLO e MACEDO, 2015).

O efeito do desmatamento sobre a riqueza, diversidade e abundância de espécies de peixes já foi constatado em estudos anteriores através de pesca experimental em lagos de várzea associado com variáveis físico-químicas (LOBÓN-CERVIÁ et al. 2015; ARANTES et al. 2017). Já utilizando dados diretos da pesca comercial há apenas o trabalho de Castello et al. (2017), no qual foi calculada uma média de 12 anos da CPUE de multiespécies para 68 lagos da região do Baixo Amazonas e relacionados com a vegetação circundantes (herbáceas, arbustos, macrófitas aquáticas e floresta) dos lagos de várzea, obtidas a partir de um mosaico

de imagens (JERS-1) de 100 m de resolução para os anos de 1995 e 1996. Nesse trabalho foi observado um efeito significativo e positivo apenas com a quantidade de floresta e a CPUE de multiespécies, porém, a porcentagem de explicação foi baixa.

Considerando o trabalho de Castello et al. (2017), acreditamos que além da quantidade de floresta, outros fenômenos que atuam em múltiplas escalas espaciais e temporais influenciam nas capturas de peixes em ambientes de várzea da Amazônia. Nesse sentido, o principal objetivo deste trabalho é medir o efeito da cobertura florestal combinado com as variáveis hidrológicas (cota anual mínima e máxima), pesqueira (esforço de pesca), e da paisagem (distância do lago à sede do município mais próximo), sobre os rendimentos na pesca da região do Baixo Amazonas. Portanto, a principal hipótese científica neste estudo é: o desmatamento, combinado com o aumento do esforço de pesca durante 10 anos, flutuações do nível do rio em lagos mais próximos dos centros urbanos, deverão implicar na redução da produtividade pesqueira em ambientes de várzea do Baixo Amazonas.

2. METODOLOGIA

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em ambientes de várzea da região do Baixo Amazonas, dispostos entre os municípios de Prainha e Juruti, no Estado do Pará (Figura 1), compreendendo uma extensão de aproximadamente 260 km em linha reta, ao longo do rio. A amplitude de inundação na área de estudo varia em torno de 6 m, com o nível máximo da água em maio e o mínimo em novembro. A topografia apresenta pequenas variações altimétricas em torno de 50 e 100 m, sendo o relevo constituído por planícies fluviais e fluvio-lacustres (RADAMBRASIL, 1978). Nos trechos mais baixos, formam-se numerosos lagos rasos que ficam isolados durante a fase seca (PETRERE JR. et al., 2007). Entretanto, durante a elevação do nível do rio, a floresta é inundada e os lagos interiores estabelecem uma conexão com a calha principal dos rios (JUNK, 1984), transformando-se em sistemas de lago que variam em tamanho e frequência (McGRATH et al., 2009).

2.2. SISTEMA DE LAGO DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO

Os sistemas de lago de planície de inundação aqui estudados foram mapeados considerando as diferenças geomorfológicas da planície de inundação e a conectividade hidrológica em um estágio intermediário do nível da água a partir das observações das imagens de satélites Landsat TM, com resolução espacial de 30 m, como descrito por Castello et al. (2017). Canais fluviais com mais de 100 m de profundidade foram excluídos porque diferem acentuadamente dos canais de planícies de inundação em termos de profundidade e corrente. Neste trabalho, nós consideramos como unidade de análise, toda a área que abrange um sistema de lago, incluindo as margens adjacentes aos lagos que não são inundadas, pois as margens adjacentes representam uma área importante para o movimento do peixe e disponibilidade de habitat durante a fase de cheia do rio.

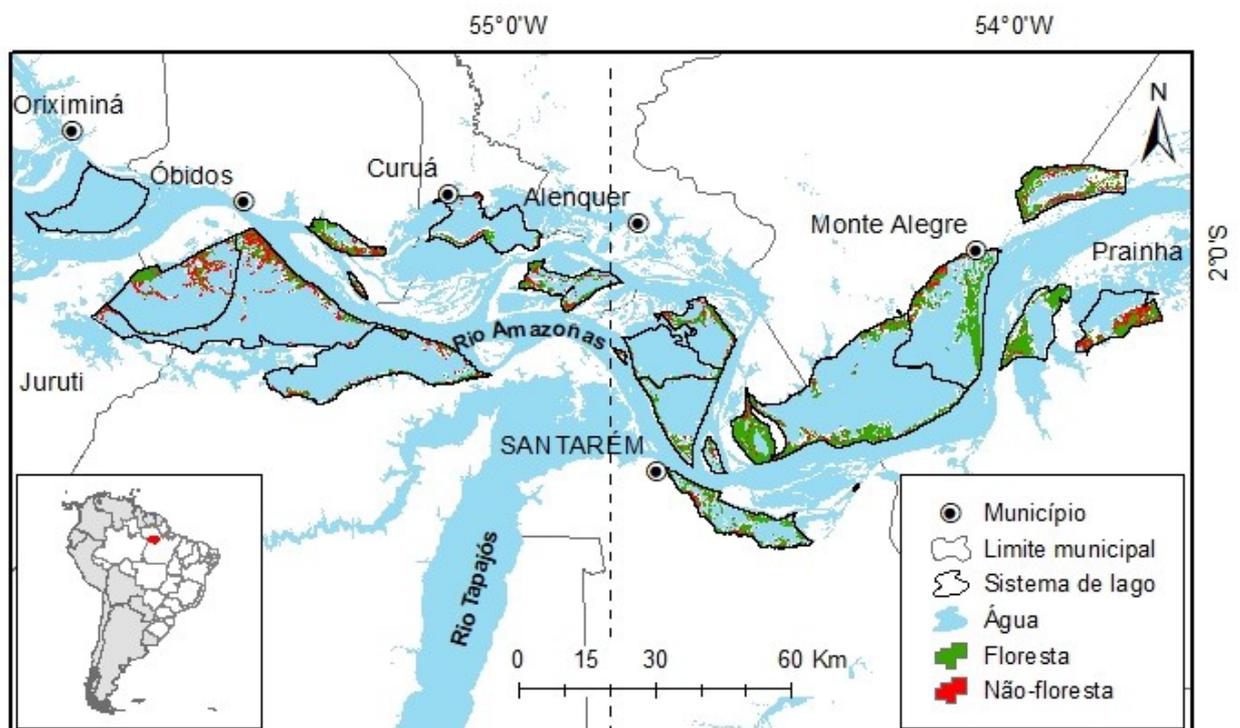


Figura 1 - Localização dos sistemas de lagos estudados ao longo do rio Amazonas. A linha tracejada separa as cotas hidrológicas de Óbidos e Santarém.

2.3. COLETA DOS DADOS

2.3.1. Dados de captura e esforço de pesca

Os dados foram retirados das informações da estatística pesqueira dos projetos Administração dos Recursos Pesqueiros do Médio Amazonas (Projeto Iara/IBAMA) e Manejo dos Recursos Naturais da Várzea (Projeto ProVárzea/IBAMA). Esses dados foram coletados diariamente (excluídos os domingos), por meio de entrevistas com os donos ou encarregados das embarcações, no momento do desembarque, entre os anos de 1993 a 2011, com exceção os anos de 2006 e 2007 nos quais o sistema de monitoramento foi interrompido. Nessas entrevistas, foram anotadas informações sobre a produção pesqueira por espécie, tipo de embarcação, ambiente e locais de captura (rio ou lago), tipo de apetrecho de pesca, número de pescadores, dias de pesca e as datas de saída e chegada.

Para relacionar os dados de pesca com os diferentes graus de cobertura de floresta usamos nas análises somente os dados das pescarias dos anos de 2000 a 2005 e de 2008 a 2011, totalizando 10 anos de desembarques, pois é somente a partir do ano 2000 que encontramos dados sobre vegetação disponíveis (MAPBIOMAS, 2017). Além disso, dos 68 sistemas de lago mapeado por Castello et al. (2017), apenas 21 sistemas possuíam conjuntamente informações disponíveis de captura e de cobertura florestal para todos os anos. Por esse motivo, foram selecionados esses 21 sistemas de lago de planície de inundações para as análises (Figura 1).

Essas informações foram filtradas de modo a incluir nas análises os desembarques realizados com embarcações motorizadas e que utilizaram redes de emalhe. Os filtros foram usados para tornar a capturabilidade constantes entre as amostras, para isso, as frotas e ou as artes de pesca não devem ser muito diferente (PETRERE Jr. et al., 2010). Após o filtro, selecionamos para as análises somente as redes malhadeiras, devido representar aproximadamente 98% das redes de emalhe utilizadas nos desembarques. Posteriormente, selecionamos 13 espécies de peixes ou etno-espécies que juntas representaram mais de 95% do total do peso desembarcado (Tabela 1), resultando em 42979 registros de desembarques. O esforço de pesca foi calculado pela multiplicação do número de pescadores e os dias de pesca, seguindo a recomendação de Petrere Jr. (1978) como a medida de esforço mais apropriado para as pescarias nos lagos da Amazônia. Os dados de captura total

das 13 espécies em peso (kg) por ano e do respectivo esforço de pesca foram somados para cada sistema de lago, totalizando assim 210 observações.

Tabela 1 - Contribuição das principais espécies de peixes ou grupo de espécies capturadas nas pescarias de sistemas de lagos da região do Baixo Amazonas.

Ordem	Família	Nome Científico	Nome Comum	Captura (%)
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Hypophthalmus edentatus</i> , <i>H. marginatus</i>	Mapará	47,58
Perciformes	Scianidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i> ; <i>P. surinamensis</i>	Pescada Branca	12,54
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodina flavipinnis</i>	Fura Calça	10,91
Characiformes	Anostomidae	<i>Schizodon fasciatus</i> , <i>S. vittatus</i> , <i>Leporinus</i> spp, <i>Rhytiodus argenteofuscus</i> , <i>Laemolita taeniata</i>	Aracú/ Piau	6,86
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus nigricans</i>	Curimatã	3,33
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> , <i>P. tigrinum</i>	Surubim	2,99
Siluriformes	Loricariidae	<i>Squaliforma emarginata</i> , <i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Acarí- Bodo	2,63
Characiformes	Serrasalmididae	<i>Colossoma macropomum</i>	Tambaqui	2,13
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	Dourada	1,88
Characiformes	Serrasalmididae	<i>Metynnis</i> spp, <i>Mylossoma duriventre</i> , <i>M. aureum</i>	Pacú	1,42
Perciformes	Cichlidae	<i>Astronotus crassipinnis</i> , <i>Geophagus proximus</i>	Acará	1,17
Perciformes	Cichlidae	<i>Cichla monoculus</i> , <i>Cichla</i> sp,	Tucunaré	0,99
Clupeiformes	Pristigasteridae	<i>Pellona flavipinnis</i> , <i>P. castelnaeana</i>	Apapá	0,97

2.3.2. Dados hidrológicos

As médias mensais da cota do rio (cm) dos municípios de Óbidos (PA) e Santarém (PA) foram obtidas do Sistema de Informações Hidrológicas (HidroWEB) para os anos de 2000 a 2005 e 2008 a 2011, disponível no portal da Agência Nacional de Águas (ANA) (<http://hidroweb.ana.gov.br/>; acesso em: fev. 2018). Para os sistemas de lagos localizados à oeste da linha tracejada na Figura 1, aferimos as informações do município de Óbidos e as que estão à leste foram as do município de Santarém. Das 12 médias registradas para cada ano, foram utilizadas nas análises somente os menores e maiores valores da cota anual (cm).

2.3.3. Dados da paisagem

A cobertura florestal de cada um dos 21 sistemas de lago foi obtida dos mapas anuais de cobertura e uso do solo (coleção 2) gerados a partir dos mosaicos Landsat TM, 30 m de resolução. O período de seleção das imagens Landsat para construir o mosaico temporal foi de 1° de junho a 31 de outubro. As imagens classificadas de cobertura e uso do solo foram produzidas pelo Projeto MapBiomas (2017) para todo o bioma Amazônico, disponível a partir do ano 2000 até 2016 em: <http://mapbiomas.org/> (Acesso em: fev. 2018). Para as análises usamos os anos de 2000 a 2005 e 2008 a 2011 para relacionar com os dados de pesca disponíveis.

Posteriormente essas imagens foram recortadas utilizando como base a máscara dos 21 sistemas de lago e depois foram reclassificadas em três classes: floresta, não-floresta e água. A classe “floresta” corresponde a floresta densa, floresta alagada e floresta secundária (Tabela 2). A classe “não-floresta” compreende as formações naturais não florestais, terras com agricultura ou pastagem, áreas não vegetadas e dados não identificados nas imagens. Para a análise usamos apenas a classe floresta, e sua área (km²) foi calculada baseada no número de pixels dentro de cada sistema de lago para cada ano. Cada “pixel” na imagem representa uma área de aproximadamente 900 m². Posteriormente, foram calculadas com o uso de ferramenta de medição no ArcMap as áreas de cada sistema de lago e a distância em linha reta aproximadamente do centro de cada sistema de lago até a sede do município mais próximo.

Tabela 2 - Descrição dos tipos de florestas agrupadas na classe “floresta” utilizada na análise (SOUZA JR., 2017).

Classe	Descrição
FLORESTA	Floresta densa: floresta ombrófila densa, floresta estacional sempre-verde e capinarana florestada e capinarana arborizada.
	Floresta alagada: floresta ombrófila aberta aluvial, ocupa as planícies periodicamente ou permanentemente inundados, que para área de estudo se constituem em fisionomias de matas-de-várzea.
	Floresta secundária: áreas que sofreram intervenção antrópica por desmatamento para o uso da terra e, posteriormente abandonadas, que se encontram em estágio de sucessão natural, ou plantio para silvicultura.

2.3.4. Análise dos dados

Inicialmente, foram realizadas análises exploratórias e descritivas para a variável resposta e as variáveis explicativas. Com a finalidade de se verificar se as séries dos dados de pesca apresentam alguma tendência temporal, foi realizado o teste de Mann-Kendall para os dados anuais de captura (kg) e esforço de pesca (pescador*dia). Esse teste calcula o valor da estatística S; se $S < 0$ a tendência será decrescente; se $S = 0$ não há nenhuma tendência e se $S > 0$ a tendência será crescente (GILBERT, 1987). O valor do nível de significância adotado foi de 5%.

Antes da utilização da CPUE (Captura por Unidade de Esforço) como índice de abundância de um estoque pesqueiro, devemos considerar se a relação entre a captura e o esforço é linear e se a linha de regressão passa pelo origem (ou proporcionalidade estrita), para confirmar se a inclinação da reta mede a capturabilidade real do estoque (RICKER, 1975; PEREIRA et al., 2009; PETRERE JR. et al., 2010). Por isso, os dados de captura e de esforço de pesca foram transformados em logaritmo natural e ajustado em um modelo linear simples. Mas, apesar da linearização e homocedasticidade, notamos que a relação entre a captura e o esforço não passava pelo origem (Figura 2). Na ausência de estrita proporcionalidade, decidiu-se não utilizar a CPUE nas análises, que poderia representar, neste caso, uma estimativa viesada da abundância da população. Por esse motivo usamos a captura como variável resposta e o esforço de pesca como uma das covariáveis, de acordo com as recomendações de Petrere Jr. et al. (2010).

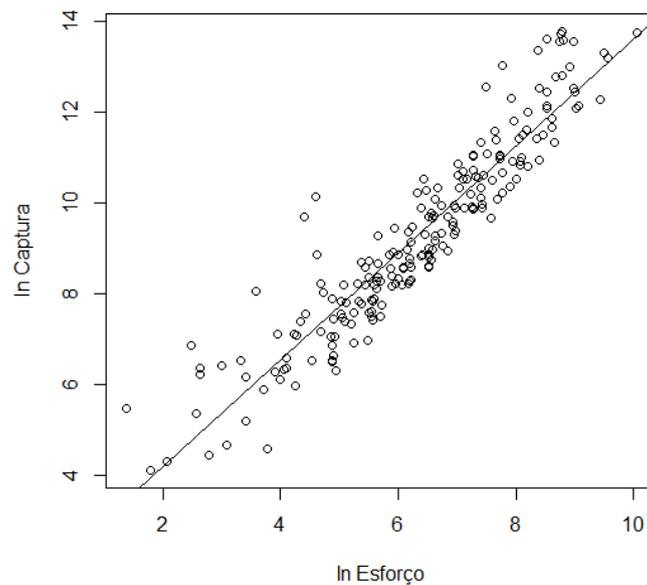


Figura 2 - Relação entre a captura e o esforço de pesca dos sistemas de lago da região do Baixo Amazonas durante o período de 2000 a 2005 e 2008 a 2011 para os dados transformados em logaritmo ($n = 210$). $\ln \text{Captura} = 1,84 + 1,18 \ln \text{Esforço}$ ($s_\alpha = 0,206$; $t_\alpha = 8,96$; $p < 0,001$; $s_\beta = 0,031$; $t_\beta = 37,34$; $p < 0,001$).

O efeito das características ambientais e pesqueira sobre as capturas (em peso) da pesca de sistemas de lago da região do Baixo Amazonas foi avaliado utilizando-se uma Análise de Covariância (ANCOVA). As covariáveis foram o esforço de pesca (pescador*dia), área de cobertura de floresta dentro de cada sistema de lago (km^2), distância entre o sistema de lago e a sede da cidade mais próxima (km), a cota anual mínima e a máxima (cm) e como fator, o ano de captura, que foi usado como um proxy, que é uma variável que serve para descontar o efeito de outras variáveis normalmente desconhecidas e que não foram incluídas na ANCOVA, como por exemplo, o efeito El Niño e o efeito de oscilação do mercado. Então, o modelo proposto foi:

$$\ln Y_i = \mu + \tau_i + \sum_{k=1}^5 \beta_k \ln X_{ik} + \tau_i \sum_{j=1}^5 \beta_{ij} \ln X_{ij} + \varepsilon_i, \quad (1)$$

em que, Y_i é a captura em peso no i -ésimo ano; μ é o parâmetro de intercepto do modelo; τ_i é efeito do i -ésimo ano ($i=\{1, \dots, 10\}$); β_k é o coeficiente angular associado à k -ésima covariável ($k=\{1, \dots, 5\}$); X_{i1} é o valor observado do covariável esforço de pesca no i -ésimo ano; X_{i2} é o valor da covariável área de floresta no i -ésimo ano; X_{i3} é o valor da covariável distância da cidade no i -ésimo ano; X_{i4} é o valor da covariável cota mensal mínima no i -ésimo ano; X_{i5} é o valor da covariável cota mensal máxima

no i -ésimo ano; β_{ij} é o coeficiente angular associado à interação entre o i -ésimo ano e a j -ésima covariável; e ε_i é uma variável aleatória, satisfazendo as suposições básicas dos modelos lineares.

Para o ajuste do modelo, todos os dados foram transformados em logaritmos naturais. A colinearidade entre as variáveis explicativas foi visualizada pela inspeção dos diagramas de dispersão e pelos coeficientes de correlação de Pearson. Os resíduos do modelo final foram avaliados em relação à normalidade por meio de gráficos quantil-quantil com envelope simulado e o teste de Lilliefors, e à homocedasticidade por meio do teste de Levene, ambos a 5% de significância.

O efeito do desmatamento na captura foi estimado a partir da equação final preditora calculada à partir da ANCOVA, para as áreas de cobertura florestal de 1 até 150 km², tomando como base o ano de 2011 que é o ano mais recente para prever as capturas (kg), em relação a 2000, que na equação final é representado pelo intercepto. As predições para as capturas foram geradas substituindo na equação final os valores médios dos logaritmos naturais de cada covariável, com exceção da covariável cobertura de floresta.

A partir do modelo inicial, dado na Equação (1), foram selecionadas as covariáveis importantes para o ajuste. A importância das covariáveis preditoras para determinar a captura em peso foi calculada reajustando o modelo com as covariáveis padronizadas (Z), dividindo-se as diferenças entre os valores de cada covariável (x) e a respectiva média (\bar{x}) da série pelo respectivo desvio padrão (S_x). É necessário notar, contudo, que o modelo ajustado com as variáveis padronizadas dificulta a interpretação e a realização de predições e também que essa estratégia é válida apenas na ausência de multicolinearidade (DRAPER e SMITH, 1998).

Todas as etapas para obtenção das informações da paisagem do sistema de lagos foram realizadas com o uso do programa ArcMap versão 10.4 (ESRI, 2016). O teste de Mann-Kendall foi executado pelo programa PAST[®] 3.10 (HAMMER et al., 2001). Para o ajuste dos modelos lineares, diagnósticos e predições, usamos o programa computacional R versão 3.3.2 (R CORE TEAM, 2016).

3. RESULTADOS

As áreas dos 21 sistemas de lagos estudados variaram entre 0,86 a 696,90 km², com média de 200,02 km² ($\pm 188,03$). A área de cobertura de floresta de cada sistema de planície de alagação da várzea variou entre 0,10 a 156,00 km², com média de 44,27 km² ($\pm 35,27$). A distância da sede municipal mais próxima variou entre 10,30 a 44,10 km, com média de 24,45 km ($\pm 8,70$). A cota anual mínima teve uma amplitude de 52 a 229 cm, com média de 150,05 cm ($\pm 61,15$) e a cota anual máxima teve uma amplitude de 656,50 a 834,50 cm, com média de 721,75 ($\pm 50,96$).

Os anos com anomalias negativas mais fortes para a cota mínima do nível do rio foram observados em 2005 e 2010 com valores de - 97,55 cm e - 98,05 cm, respectivamente (Figura 3). Para o ano de 2009 podemos observar uma forte anomalia positiva da cota máxima do nível do rio com valor de 112,75 cm acima da média anual (Figura 3).

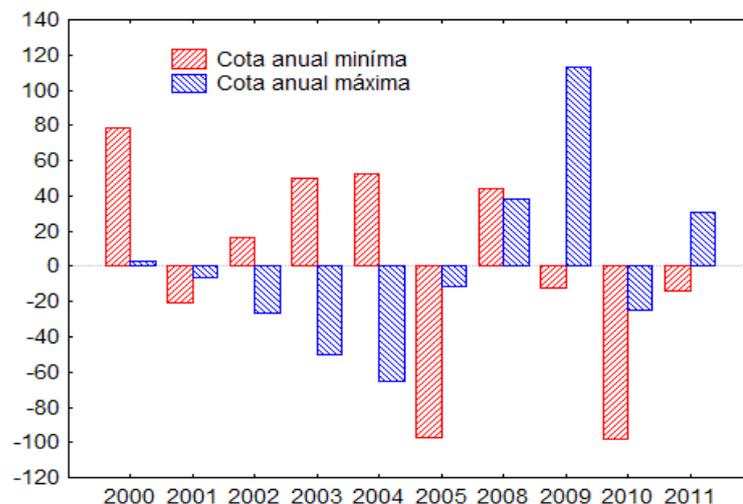


Figura 3 - Anomalias das cotas mínima e máxima (cm) do nível do rio para região do Baixo Amazonas entre os anos de 2000 a 2005 e 2008 a 2011.

A média anual de captura total das 13 principais espécies desembarcadas na região do Baixo Amazonas foi de 74207,48 kg ($\pm 176015,61$) e do esforço de pesca foi de 1693,89 pescador*dia ($\pm 2822,67$). A captura total e o esforço de pesca apresentaram maiores valores no ano de 2001 e menores valores para o ano de 2011, sendo possível observar tendências temporais claramente decrescentes ao longo do tempo tanto para a captura ($S = - 33$; $p = 0,001$; Figura 4A) como para o esforço de pesca ($S = - 31$; $p = 0,002$; Figura 4B).

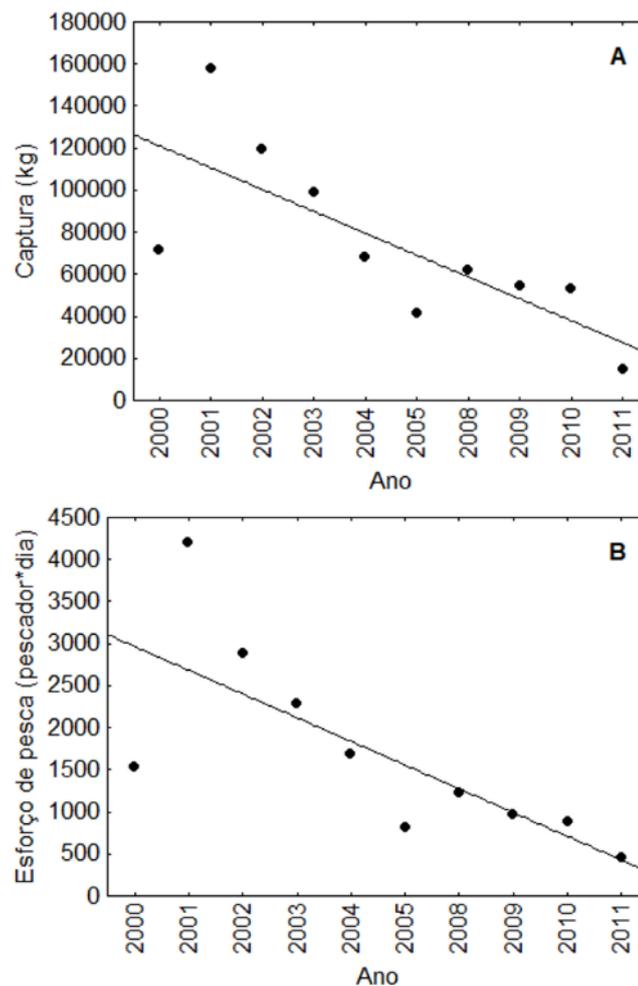


Figura 4 - Tendências temporais da captura, $S = -33$; $p = 0,001$ (A) e do esforço de pesca, $S = -31$; $p = 0,002$ (B) da região do Baixo Amazonas.

A colinearidade das variáveis explicativas foi inspecionada em gráficos de dispersão, o que indicou sua ausência. A única correlação significativa foi entre a área do sistema de lago e sua área florestada ($r = 0,89$; $n = 210$; $p < 0,001$). Para evitar o problema de colinearidade optamos por considerar apenas a área florestada no modelo, pois ela é a principal responsável pela produtividade biológica no lago, nas quais os peixes dependem direta e indiretamente. As outras correlações entre as variáveis explicativas foram $< 0,33$.

O modelo linear final apresentou significância global ($F = 143,20$; $p < 0,001$) e explicou 91% da variação nas capturas, as quais foram significativamente relacionada com as variáveis: esforço de pesca ($F = 1441,04$; $p < 0,001$), área florestada ($F = 17,26$; $p < 0,001$), distância da cidade ($F = 35,55$; $p < 0,001$), ano ($F = 2,09$; $p = 0,032$) e cota máxima anual ($F = 10,88$; $p = 0,001$) (Tabela 3). A variável cota mínima anual não foi significativa (Tabela 3). As estimativas dos parâmetros do modelo final podem

ser visualizadas na Tabela 4. A análise de resíduos indicou que os erros do modelo final são normalmente distribuídos ($D = 0,06$; $p = 0,069$) e que as variâncias são homogêneas ($F = 1,90$; $p = 0,053$).

Tabela 3 - Resultados da ANCOVA para a captura em peso nos sistemas de lago da região do Baixo Amazonas entre os anos de 2000 a 2005 e 2008 a 2011. As variáveis significativas ($p < 0,05$) foram marcadas em negrito ($n = 210$; gl = graus de liberdade; SQ = Soma dos quadrados).

	gl	SQ	F	p
Esforço de pesca	1	611,87	1441,04	<0,001
Área de floresta	1	7,33	17,26	<0,001
Distância da cidade	1	15,09	35,55	<0,001
Fator (Ano)	9	8,00	2,09	0,032
Cota máxima anual	1	4,53	10,88	0,001
Cota mínima anual	1	0,37	0,86	0,354
Resíduo	195	82,80		

Tabela 4 - Coeficientes da ANCOVA, com erros-padrão, teste t e valores do p, nível de significância $\alpha < 0,05$. Valores com significância menor que 0,05 estão destacados em negrito.

Variáveis explicativas	Coeficientes	Erro padrão	Teste t	p
Intercepto	- 57,10	18,11	- 3,15	0,002
Esforço de pesca	1,16	0,03	37,96	<0,001
Área de floresta	0,13	0,03	4,15	<0,001
Distância da cidade	0,77	0,13	5,96	<0,001
Cota máxima anual	8,65	2,65	3,26	0,001
Cota mínima anual	- 0,16	0,18	- 0,93	0,354
Fator (Ano) 2001	- 0,04	0,24	- 0,17	0,866
Fator (Ano) 2002	0,41	0,26	1,57	0,119
Fator (Ano) 2003	0,58	0,30	1,94	0,054
Fator (Ano) 2004	0,99	0,34	2,91	0,004
Fator (Ano) 2005	0,13	0,39	0,34	0,735
Fator (Ano) 2008	- 0,31	0,23	- 1,36	0,175
Fator (Ano) 2009	- 0,75	0,38	- 1,97	0,051
Fator (Ano) 2010	0,53	0,40	1,33	0,184
Fator (Ano) 2011	- 0,22	0,22	- 0,99	0,322

A partir do modelo final foi gerada a equação $C = 4848 * F^{0,13}$ após a substituição das médias dos logaritmos naturais das variáveis explicativas, tomando como base o ano de 2011; onde C é a captura predita em peso para o ano de 2011 e F é a área de cobertura de floresta nos sistemas de lago. As previsões das capturas em peso correspondente as áreas florestais em km² podem ser observadas na Figura 5.

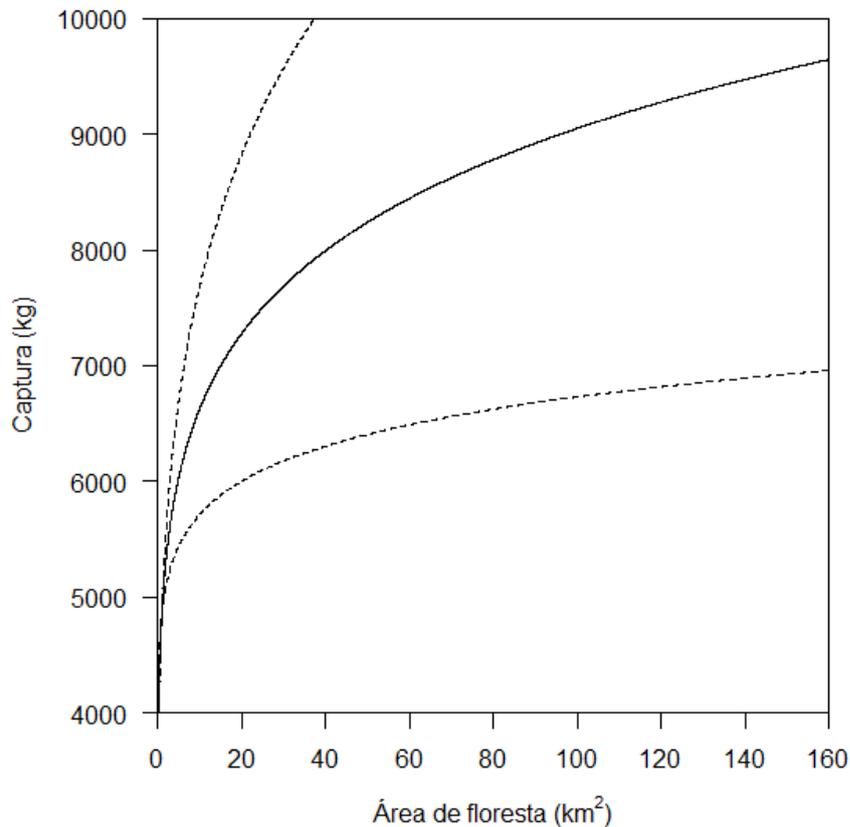


Figura 5 - Relação entre a previsão de captura e a área de floresta para o ano de 2011. Os dados da ordenada foram gerados pelo modelo $C = 4848 * F^{0,13}$. Linhas tracejadas representam o intervalo de confiança (95%).

De acordo com a Tabela 5, que apresenta as estimativas dos parâmetros no modelo ajustado com covariáveis padronizadas (Z), podemos observar que a principal covariável que explica a variação na captura é o esforço pesqueiro, visto seu maior coeficiente é igual a 1,94 (Tabela 5). A segunda é a cota máxima anual, seguida pela distância da sede dos municípios e a área de cobertura de floresta.

Tabela 5 - Coeficientes da ANCOVA para os dados transformados em variáveis padronizadas (*Z*), ou variável score, com erros-padrão, teste t e valores de p. Valores com significância menor que 0,05 estão destacados em negrito. O valor em negrito do teste t para o esforço de pesca, indica que ela é a variável mais importante para explicar a captura.

Variáveis padronizadas	Coeficientes	Erro padrão	Teste t	p
Intercepto	9,14	0,18	50,78	<0,001
Esforço de pesca	1,94	0,05	37,96	<0,001
Área de floresta	0,20	0,05	4,15	<0,001
Distância da cidade	0,27	0,05	5,96	<0,001
Cota máxima anual	0,61	0,18	3,26	0,001
Cota mínima anual	-0,11	0,11	- 0,93	0,354
Fator (Ano) 2001	- 0,04	0,24	- 0,17	0,866
Fator (Ano) 2002	0,41	0,26	1,57	0,119
Fator (Ano) 2003	0,58	0,30	1,94	0,054
Fator (Ano) 2004	0,99	0,34	2,91	0,004
Fator (Ano) 2005	0,13	0,39	0,34	0,735
Fator (Ano) 2008	- 0,31	0,23	- 1,36	0,175
Fator (Ano) 2009	- 0,75	0,38	- 1,97	0,051
Fator (Ano) 2010	0,53	0,40	1,33	0,184
Fator (Ano) 2011	- 0,22	0,22	- 0,99	0,322

4. DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho descrevem a complexidade da dinâmica pesqueira dos ambientes de várzea da Amazônia e denotam a importância em avaliar a produção pesqueira em função de variáveis de ampla escala espacial e temporal. O modelo testado explicou 91% da variância das capturas das principais espécies exploradas pela pesca comercial em 21 sistemas de lagos do Baixo Amazonas.

Um dos principais resultados nos indica que a produção pesqueira foi positiva e significativamente associada com a cobertura de floresta. Isto, nos leva a deduzir que lagos com maior cobertura de floresta alagada realmente geram maiores capturas de peixes do que lagos com menor cobertura, conforme é relatado pelos pescadores: “se cortar a mata o peixe vai embora”. A importância da floresta alagada já foi relatada em estudos anteriores tanto para estudos com pesca experimental (LOBÓN-CERVIÁ

et al., 2015; ARANTES et al., 2017) como para comercial (CASTELLO et al., 2017). As árvores da floresta representam uma das principais fontes de energia e de carbono para o ecossistema aquático, formando a base da cadeia alimentar que sustenta as grandes pescarias nos ambientes inundáveis da Amazônia (BAYLEY e PETRERE JR., 1989; ARAÚJO-LIMA et al., 1998; OLIVEIRA et al., 2006; CORREA e WINEMILLER, 2018).

Por outro lado, também comprovamos que maiores cotas anuais do nível da água também afetam os rendimentos pesqueiros. Neste caso, anos com maiores cotas intensificam a área de acesso dos peixes a fontes de recursos derivados da floresta alagada, como frutos, sementes, folhas, insetos, etc. Quanto maior a área alagada anualmente maior será a conectividade entre os rios, os lagos e a floresta de várzea (JUNK et al., 1989; HURD et al., 2016), isso também facilita a entrada dos cardumes de peixes que estão migrando pelos canais dos rios para dentro dos sistemas de lagos. Desta forma a fauna aquática se aproveita desse período de abundância para acumular gordura e assim superar as épocas de escassez de alimentos (estação seca). No caso de boa parte da ictiofauna, após o período de inundação, quando as águas iniciam a descer, inicia também a época de reprodução, o que tem a vantagem de ocorrer quando as reservas fisiológicas estão no seu máximo (FERNANDES, 1997). Além disso, quanto maior a área de floresta alagada maior será a heterogeneidade de habitat, o que aumenta os locais de refúgio e esconderijos dos peixes, diminuindo a chance destes sofrer mortalidade por predação ou mesmo pela pesca (GOULDING, 1980; MÉRONA, 1990).

Melhores condições ecológicas decorrentes de maiores enchentes se refletem em melhores condições biológicas para os peixes. Assim, quanto maior a disponibilidade de habitat e alimento, supõe que haverá um impacto positivo no sucesso reprodutivo e no recrutamento, através da diminuição da mortalidade natural. O aumento da sobrevivência das larvas e o rápido crescimento dos juvenis e adultos se refletirá em maiores capturas futuras (BARCO e PETRERE JR., 1994; ISAAC et al., 2016).

Em contrapartida, níveis mais baixos aumentam as mortalidades natural e por pesca, pois nessas condições os estoques de peixes estão mais vulneráveis tanto à predação quanto à captura. Essa contração dos corpos d'água concentra as populações de peixes, implicando em maior rendimento pesqueiro (BARCO e PETRERE JR., 1994; MÉRONA, 1995; ISAAC et al., 2012). Durante as águas altas a

vulnerabilidade é variável, pois depende da intensidade da enchente e da efetividade do aparelho de pesca (BARCO et al., 1993). Além disso, como os peixes se encontram dispersos e protegidos dentro da floresta inundada, os pescadores têm maiores dificuldades em localizá-los e capturá-los, o que aumenta os custos de captura desestimulando a pesca (CARDOSO e FREITAS, 2007). Portanto, nesse período, o rendimento pesqueiro é sempre menor, em comparação com o período seco (GARCEZ et al., 2009).

Maiores produções pesqueiras durante a estação seca promovidos pela facilidade em se capturar os peixes já foram comprovados em estudos anteriores (ISAAC et al., 1998; SAINT-PAUL et al., 2000; BATISTA et al., 2012; GARCEZ et al., 2017). No entanto, secas extremas, incluindo aquelas que atuam em escala global, como aquelas provocadas na Amazônia Central pelos efeitos do fenômeno de El Niño, afetam negativamente as comunidades de peixes, devido ao aumento das taxas de mortalidade natural e o aumento das interações bióticas relacionadas ao aumento da competição e da predação (MATTHEWS e MARSH-MATTHEWS, 2003). Desse modo, em um ano em condições de seca extrema e com a intensificação da atividade pesqueira, deve produzir efeitos negativos, que serão percebidos alguns anos depois, a partir das fortes reduções da biomassa (MÉRONA e GASCUEL, 1993; CASTELLO et al., 2015) e no tamanho médio dos peixes (FABRÉ et al., 2017).

Segundo Castello et al. (2015), anos de grandes capturas estão fortemente associados com o aumento do esforço de pesca, e vice-versa. Como observado nesse estudo, o esforço de pesca é o componente mais importante na determinação das capturas. Porém, a importância do esforço de pesca não pode ser entendida de forma isolada. A intensidade da pesca está diretamente relacionada às mudanças no regime hidrológico e também à maior disponibilidade de floresta alagada, bem como à distância dos grandes centros urbanos.

A distância da sede dos municípios foi positiva e significativamente relacionada com a captura total das principais espécies nos sistemas de lagos estudados. Isso indica que maiores abundâncias dos estoques de peixes são encontradas em lagos mais distantes dos centros urbanos (ENDO et al., 2016). Vale ressaltar, que sistemas lacustres menos acessíveis e mais distantes implicam em maior tempo para alcançá-los e daí maiores custos com combustível (SILVANO et al., 2013). Por esse motivo, o esforço de pesca é maior nos lagos próximos as cidades (PETRERE JR., 1986), visto que, os pescadores almejam otimizar seus custos e facilitar a comercialização

(CARDOSO e FREITAS, 2007; GARCEZ et al., 2009), do que pode se entender que nesses lagos a abundância dos estoques já está bastante diminuída quando comparados com lagos mais distantes (PETRERE JR., 1986).

Além disso, os lagos mais próximos dos centros urbanos sofrem maior pressão antrópica devido a extração de madeira, da agricultura e da criação de gado e búfalo. Nas últimas quatro décadas, as florestas de várzea foram severamente degradadas, principalmente na região do Baixo Amazonas (RENÓ et al., 2011). Nessa região, mais de 70 % dessas florestas já foram desmatadas entre 1970 a 2008 (RENÓ et al., 2016). Isso pode justificar a relevante tendência decrescente na captura e no esforço de pesca nos sistemas de lagos próximos dos centros urbanos ao longo dos anos (Figura 4A e 4B).

Ademais, considerando que o efeito de 1 km² de área desmatada depende da área inicial do lago, nossos resultados predizem que, se um lago tiver uma área inicial florestada de 2 km² e for desmatado em 1 km², a diminuição de sua captura anual será de 9,4%. Porém, se um lago tiver uma área inicial florestada de 150 km² e também sofrer um desmatamento de 1 km² o decréscimo do seu rendimento pesqueiro anual será de 0,09%. Isto porque o modelo não tem um comportamento linear da relação entre área florestada e produção pesqueira.

Portanto, podemos concluir que, as capturas nos lagos com menores áreas de cobertura de floresta serão mais impactadas pelo efeito do desmatamento do que lagos com maiores áreas de cobertura. Nesse sentido, mesmo entendendo que a conservação da floresta deve ser uma política de prioridade para a sustentabilidade pesqueira, entende-se que é de grande relevância a manutenção e conservação das florestas de várzeas remanescentes, em particular em lagos pequenos, pois, neste caso a sua remoção afetará intensamente a riqueza, abundância e a biomassa dos peixes (LOBÓN-CERVIÁ et al., 2015; ARANTES et al., 2017; CASTELLO et al., 2017), colocando em perigo a sobrevivência das comunidades humanas que dependem dos recursos pesqueiros para sua sobrevivência.

5. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *HidroWeb*: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>>. Acesso em: fevereiro de 2018.

ALMEIDA, O. T.; LORENZEN, K.; McGRATH, D. G.; RIVERO, S. 2011. Impacts of the Comanagement of Subsistence and Commercial Fishing on Amazon Fisheries. *In*: PINEDO-VASQUEZ, M.; RUFFINO, M. L.; PADOCH, C.; BRONDÍZIO, E. S. (Eds.). *The Amazon Várzea: The Decade Past and the Decade Ahead*. New York: Springer, p. 107-117.

AMBRIZZI, T.; ROCHA, R.; MARENGO J.; PISNITCHENKO, A. I.; ALVES, L.; FERNANDEZ, J. P. 2007. *Cenários regionalizados de clima no Brasil para o século XXI*: Projeções de clima usando três modelos regionais. Relatório 3. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Diretoria de Conservação da Biodiversidade (DCBio). Mudanças Climáticas Globais e Efeitos sobre a Biodiversidade - Subprojeto: Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. Brasília, 108p.

ARANTES, C. C.; WINEMILLER, K. O.; PETRERE JR., M.; CASTELLO, L.; HESS, L. L.; FREITAS, C. E. C. 2017. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology*, 55(1): 386-395.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; GOULDING, M.; FORSBERG, B.; VICTORIA, R.; L. MARTINELLI, L. 1998. The economic value of the Amazonian flooded forest from a fisheries perspective. *SIL Proceedings*, 1922-2010 26(5): 2177-2179.

BARCO, M. B. V.; PETRERE JR., M. 1994. Crecimiento del bocachico *Prochilodus magdalena* Steindachner 1878 (Prochilodontidae), y su relacion con el regimen hidrológico en la parte baja de la cuenca del rio Magdalena (Colombia). *Boletim Científico do Inpa*, 2: 136-152.

BARCO, M. V.; PETRERE JR., M.; VILLAREAL, V. M.; URIBE, G. V. 1993. Parametros poblacionales (mortalidad, rendimento máximo sostenible) y estado de explotación del bocachico *Prochilodus magdalena* (Steindachner, 1878; Prochilodontidae) del Bajo Río Magdalena (Colombia). *Saber Científico*, 1: 43-60.

BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J.; FABRÉ, N. N.; GONZALEZ, J. C. A. 2012. Principais recursos pesqueiros: variações espaço-temporais e relações com o ambiente. *In*: BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J. (Orgs.). *Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada*. Brasília: IBAMA/ProVárzea, p. 135-205.

BATISTA, V. S.; PETRERE JR., M. 2007. Spatial and temporal distribution of the fishery resources exploited by the Manaus fishing fleet, Amazonas, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(4): 651-656.

BAYLEY, P. B.; PETRERE JR., M. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 385-398.

BETTS, R., SANDERSON, M.; WOODWARD, S. 2008. Effects of large-scale Amazon forest degradation on climate and air quality through fluxes of carbon dioxide, water, energy, mineral dust and isoprene. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1498): 1873-1880.

CABRAL JR., W. C.; ALMEIDA, O. T. 2006. Avaliação do mercado da indústria pesqueira na Amazônia. In: ALMEIDA, O. T. (Coord.). *A indústria pesqueira na Amazônia*. Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea. Manaus: IBAMA/ProVárzea, p. 17-39.

CARDOSO, R. S.; FREITAS, C. E. C. 2007. Desembarque e esforço de pesca da frota pesqueira comercial de Manicoré (Médio Rio Madeira), Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 37(4): 605-612.

CASTELLO, L.; HESS, L.; THAPA, R.; ARANTES, C. C.; MCGRATH, D. G.; RENO, V.; ISAAC, V. 2017. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish and Fisheries*, 19(2): 431-440.

CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; THAPA, R. 2015. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. *Royal Society Open Science*; 2: 150299-150299.
CASTELLO, L.; MACEDO, M. N. 2015. Large-Scale Degradation of Amazonian Freshwater Ecosystems. *Global Change Biology*, 22 (3): 990-1007.

CHRISTENSEN, J. H.; KRISHNA KUMAR, K.; ALDRIAN, E.; AN, S. -I.; CAVALCANTI, I. F. A.; DE CASTRO, M.; DONG, W.; GOSWAMI, P.; HALL, A.; KANYANGA, J. K.; KITO, A.; KOSSIN, J.; LAU, N. -C.; RENWICK, J.; STEPHENSON, D.B.; XIE, S. -P.; ZHOU, T. 2013. Climate Phenomena and their Relevance for Future Regional Climate Change. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. (Eds.). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 1217-1308.

CORREA, S. B.; WINEMILLER, K. 2018. Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. *Oecologia*, 186, (4): 1069-1078.

DOUGHTY, C. E., METCALFE, D. B.; GIRARDIN, C. A. J.; AMÉZQUITA, F. F.; CABRERA, D. G.; HUASCO, W. H.; SILVA-ESPEJO, J. E.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; DA COSTA, M. C.; ROCHA, W.; FELDPAUSCH, T. R.; MENDOZA, A. L. M.; DA COSTA, A. C. L.; MEIR, P.; PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y. 2015. Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. *Nature*, 519: 78.

DRAPER, N. R.; SMITH, H. 1998. *Applied Regression Analysis*. 3 ed. NY: Wiley, 704p.
ENDO, W.; PERES, C. A.; HAUGAASEN, T. 2016. Flood pulse dynamics affects exploitation of both aquatic and terrestrial prey by Amazonian floodplain settlements. *Biological Conservation*, 201: 129-136.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). 2016. *ArcGIS Release 10.4*. Redlands, CA.

FABRÉ, N. N.; CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; BATISTA, V. S. 2017. Fishing and drought effects on fish assemblages of the central Amazon Basin. *Fisheries Research*, 188: 157-165.

FERNANDES, C. C. 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish*, 6: 36-44.

FREITAS, C. E. C.; RIVAS, A. A. F.; CAMPOS, C. P.; SANT'ANA, I.; KAHN, J. R.; CORREA, M. A. A.; CATARINO, M. F. 2013. The potential impacts of global climatic changes and dams on Amazonian fish and their fisheries. In: TÜRKER, H. (Org.). *New Advances and Contributions to Fish Biology*. 1 ed. Croacia: INTECH, 1: 176-195.

FURCH, K.; JUNK, W. J. 1997. Physicochemical conditions in the floodplains. In: JUNK, W. J. (Ed.). *The Central Amazon floodplain: Ecology of a Pulsing System*. New York: Springer Verlag, Ecological Studies, 126: 69-108.

GARCEZ, D. S.; BOTERO, J. I. S.; FABRÉ, N. N. 2009. Caracterização das pescarias de subsistência ecomercial praticadas por ribeirinhos de áreas de várzea em Manacapuru, baixo Solimões, Amazonas, Brasil. *Boletim Técnico Científico do Cepnor*, 9(1): 43-65.

GARCEZ, R. G. C.; SOUZA, L. A.; FRUTUOSO, M. E.; FREITAS, C. E. C. 2017. Seasonal dynamic of amazonian small-scale fisheries is dictated by the hydrologic pulse. *Boletim do Instituto da Pesca*, 43 (2): 207-221.

GILBERT, R. O. 1987. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. New York: John Wiley & Sons, 336p.

GOULDING, M. 1980. *The fishes and the forest*. Explorations in Amazonian natural history. Berkeley: University of California Press, 280p.

GUIMBERTEAU, M. P.; CIAIS, A.; DUCHARNE, J. P.; BOISIER, A. P.; DUTRA AGUIAR, H.; BIEMANS, H.; DE DEURWAERDER, H.; GALBRAITH, D.; KRUIJT, B.; LANGERWISCH, F.; POVEDA, G.; RAMMIG, A.; RODRIGUEZ, D. A.; TEJADA, G.; THONICKE, K.; VON RANDOW, C.; VON RANDOW, R. C. S.; ZHANG, K.; VERBEECK, H. 2017. Impacts of Future Deforestation and Climate Change on the Hydrology of the Amazon Basin: A Multi-Model Analysis with a New Set of Land-Cover Change Scenarios. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(3): 1455-75.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.

HOGGARTH, D. D.; ABEYASEKERA, S.; ARTHUR, R. I.; BEDDINGTON, J. R.; BURN, R. W.; HALLS, A. S.; KIRKWOOD, G. P.; MCALLISTER, M.; MEDLEY, P.; MEES, C. C.; PARKES, G. B.; PILLING, G. M.; WAKEFORD, R. C.; HURD, L. E.; SOUSA, R. G. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; COOPER, G. J.; KAHN, J. R.; FREITAS, C. E. C. 2016. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biological Conservation*, 195: 118-127.

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

ISAAC, V. J.; ALMEIDA, M. C. 2011. *El consumo de pescado en la Amazonía Brasileña*. COPESCAALC Documento Ocasional. Roma: FAO, 13: 43p.

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

ISAAC, V. J.; DA SILVA, C. O.; RUFFINO, M. L. 2008. The artisanal fishery fleet of the Lower Amazon. *Fisheries Management and Ecology*, 15:179-187.

ISAAC, V. J.; FABRÉ, N. N.; SILVA, C. O.; RUFFINO, M. L.; SAINT-PAUL, U. 2012. Ecologia da fauna ictíica. In: BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J. (Orgs.). *Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada*. Brasília: IBAMA/ProVárzea, p. 207-249.

ISAAC, V. J.; RUFFINO, M. L.; MILSTEIN, A. 1998. Fisheries ecology in the Lower Amazon: A typical artisanal practice in the tropics. *Ecotropica*, 4: 99-114.

JUNK, W. J. 1984. Ecology, fisheries and fish culture in Amazonia. In: SIOLI, H. (Ed.). *The Amazon, limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht: Dr. W. Junk, p. 443-476.

JUNK, W. J. 1993. Wetlands of tropical South America. In: WHIGHAM, D. F.; DYKYJOVÁ, D.; HEJNÝ, S. (Eds.). *Wetlands of the World I: Inventory, Ecology and Management*. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 679-739.

JUNK, W. J. 1997. *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Ecological Studies. Berlin, Germany: Springer Verlag, 12: 625p.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in riverfloodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.

LOBÓN-CERVIÁ, J.; HESS, L. L.; MELACK, J. M.; ARAUJO-LIMA, C. A. R. M. 2015. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain, *Hydrobiologia*, 750(1): 245-255.

MAPBIOMAS. 2017. *Coleção 2 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil*. Disponível em: http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection>. Acesso em: fevereiro de 2018.

MARTELO, J.; LORENZEN, K.; CROSSA, M.; McGRATH, D. G. 2008. Habitat associations of exploited fish species in the Lower Amazon river-floodplain system. *Freshwater Biology*, 53: 2455-2464.

- MATTHEWS, W. J.; MARSH-MATTHEWS, E. 2003. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology*, 48: 1232-1253.
- McGRATH, D. G.; CARDOSO, A.; ALMEIDA, O. T.; PEZZUTI, J. 2009. Políticas e instituições: uma abordagem ecossistêmica de manejo da várzea do Baixo Amazonas. *Papers do NAEA*, 243: 1-37.
- MÉRONA, B. 1990. Fish communities and fishing in a floodplain lake of central Amazonia. *Bulletin d'Écologie*, 21(3): 71-76.
- MÉRONA, B. 1995. Ecologia da pesca e manejo pesqueiro na região Amazônica. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Antropologia*, 11(2): 167-183.
- MÉRONA, B.; GASCUEL, D. 1993. Effects of flood regime and fishing effort on the overall abundance of an exploited fish community in the Amazon floodplain. *Aquatic Living Resources*, 6(1): 97-108.
- NOLAN, K. S.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S. 2009. Landscape variables affecting fishery yield in lake systems of the Central Amazon region, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(3): 294-298.
- OLIVEIRA, A. C. B.; SOARES, M. G. M.; MARTINELLI, L. A.; MOREIRA, M. Z. 2006. Carbon sources of fish in an Amazonian floodplain lake. *Aquatic Sciences*, 68(2): 229-238.
- PEREIRA, J. C.; LEANDRO, R. A.; PETRERE JR., M.; NISHIDA, T. 2009. Comparing three indices of catch per unit effort using Bayesian geostatistics. *Fisheries Research*, 100(3): 200-209.
- PETRERE JR., M. 1978. Pesca e esforço de pesca no Estado do Amazonas. I - Esforço e captura por unidade de esforço. *Acta Amazonica*, 8 (3): 439-454.
- PETRERE JR, M. 1986. Amazon fisheries II - Variation in the relative abundance of tucunaré (*Cichla ocellaris*, *C. temensis*) based on catch and effort data of the trident fisheries. *Amazoniana*, 10(1): 1-13.
- PETRERE JR., M.; BATISTA, V. S.; FREITAS, C. E. C.; ALMEIDA, O. T.; SURGIK, A. C. S. 2007. Amazônia: ambientes, recursos e pesca. In: PETRERE Jr., M. (Coord.). *O setor pesqueiro na Amazônia: situação atual e tendências*. Manaus: IBAMA/ProVárzea, p. 11-17.
- PETRERE JR., M.; GIACOMINI, H. C.; DE MARCO JR., P. 2010. Catch-per-unit-effort: which estimator is best? *Brazilian Journal of Biology*, 70(3): 483-491.

PHILLIPS, O. L.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LEWIS, S. L.; FISHER, J. B.; LLOYD, J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, G.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; PEACOCK, J.; QUESADA, C. A.; VAN DER HEIJDEN, G.; ALMEIDA, S.; AMARAL, I.; ARROYO, L.; AYMARD, G.; BAKER, T. R.; BÁNKI, O.; BLANC, L.; BONAL, D.; BRANDO, P.; CHAVE, J.; DE OLIVEIRA, Á. C. A.; CARDOZO, N. D.; CZIMCZIK, C. I.; FELDPAUSCH, T. R.; FREITAS, M. A.; GLOOR, E.; HIGUCHI, N.; JIMÉNEZ, E.; LLOYD, G.; MEIR, P.; MENDOZA, C.; MOREL, A.; NEILL, D. A.; NEPSTAD, D.; PATIÑO, S.; PEÑUELA, M. C.; PRIETO, A.; RAMÍREZ, F.; SCHWARZ, M.; SILVA, J.; SILVEIRA, M.; THOMAS, A. S.; STEEGE, H. T.; STROPP, J.; VÁSQUEZ, R.; ZELAZOWSKI, P.; DÁVILA, E. A.; ANDELMAN, S.; ANDRADE, A.; CHAO, K.-J.; ERWIN, T.; DI FIORE, A.; KEELING, E. H. C., H.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; CRUZ, A. P.; PITMAN, N. C. A.; VARGAS, P. N.; RAMÍREZ-ANGULO, H.; RUDAS, A.; SALAMÃO, R.; SILVA, N.; TERBORGH, J.; TORRES-LEZAMA, A. 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*, 323(5919): 1344-1347.

PINAYA, W. H. D.; LOBON-CERVIA, F. J.; PITA, P.; BUSS DE SOUZA, R.; FREIRE, J.; ISAAC, V. J. 2016. Multispecies Fisheries in the Lower Amazon River and its Relationship with the Regional and Global Climate Variability. *PLoS ONE*, 11(6): e0157050.

R CORE TEAM. 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RADAMBRASIL. 1978. *Levantamentos dos recursos naturais: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*. Folha AS 20 Manaus. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, 623p.

RENÓ, V. F.; NOVO, E. M. L. M.; ALMEIDA-FILHO, R.; SUEMITSU, C. 2011. Mapeamento da antiga cobertura vegetal de várzea do Baixo Amazonas a partir de imagens históricas (1975-1981) do Sensor MSS-Landsat. *Acta Amazonica*, 41 (1): 47-56.

RENÓ, V. R.; NOVO, E. M. L. M.; ESCADA, M. I. S. 2016. Forest Fragmentation in the Lower Amazon Floodplain: Implications for Biodiversity and Ecosystem Service Provision to Riverine Populations. *Remote Sensing*, 8(11): 1-26.

RIBEIRO, M. C. L. B.; PETRERE JR., M. 1990. Fisheries ecology and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus taeniurus*, *S. insignis*) in Central Amazonia. *Regulated Rivers: Research and Management*, 5: 195-215.

RICKER, W. E. 1975. *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations*. Ottawa: Buletin of the Fisheries Research Board Canada, 191: 382p.

RUFFINO, M. L. 2004. *A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira*. Manaus: IBAMA/ProVárzea, 262p.

SAINT-PAUL, L.; ZUANON, J. A.; VILLACORTA CORREA, M. A.; GARCIA, M.; FABRÉ, N. N.; BERGER, U.; JUNK, W. J. 2000. Fish Communities in central Amazonian white- and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 235-250.

SILVANO, R. A. M.; HALLWASS, G.; LOPES, P. F.; RIBEIRO, A. R.; LIMA, R. P.; HASENACK, H.; JURAS, A. A.; BEGOSSI, A. 2013. Co-management and Spatial Features Contribute to Secure Fish Abundance and Fishing Yields in Tropical Floodplain Lakes. *Ecosystems*, 17: 271-285.

SOUZA JR., C. 2017. MapBiomass Coleção 2 (2000-2016). 2º Seminário Anual *MapBiomass*: As Transformações do Território Brasileiro no Século XXI. Brasília: IMAZON-CGI, 21p.

WELCOMME, R. L. 1990. Status of fisheries in South American rivers. *Interciencia*, 15(6): 337-345.

CAPÍTULO 2

Variações sazonais e interanuais nos recursos pesqueiros da Amazônia: o caso do curimatã (*Prochilodus nigricans* Agassiz, 1829)

RESUMO

O curimatã (*Prochilodus nigricans*) é uma espécie migradora, reofílica e de grande importância para a pesca da bacia Amazônica. A compreensão da variabilidade deste recurso é de interesse para formular medidas para sua proteção e manejo. Neste trabalho, a variabilidade hidrológica do rio sobre as capturas do curimatã em ambientes de várzea do Baixo Amazonas, entre 1993 a 2004 foi analisada através de uma Análise de Covariância (ANCOVA) e Função de Correlação Cruzada (FCC), buscando responder de que forma as variações do ciclo hidrológico dos rios influenciam nas suas pescarias. A ANCOVA explicou 92% das variações na captura total do curimatã a qual foi significativamente associada com o esforço de pesca, cota máxima do rio, tipo de ambiente (rio e lago) e ano de captura. A dinâmica sazonal da pesca do curimatã segue as variações do ciclo hidrológico do rio e a espécie apresenta dois picos de produção: um no final da enchente (março) e um maior no período seco (novembro). A captura e o esforço de pesca apresentaram tendências decrescentes ao longo dos anos estudados. A análise de correlação cruzada indicou que dado um ano de grandes inundações 15 meses depois a captura e o esforço aumentam. Isto porque, maiores cotas anuais resultam em maiores áreas de inundação o que influencia as taxas de sobrevivência e crescimento, devido a maior disponibilidade de alimentos e habitats, implicando em maior sucesso do recrutamento.

Palavras-chave: Peixes, Áreas alagadas, Defasagem temporal, Amazônia.

1. INTRODUÇÃO

As espécies do gênero *Prochilodus* têm grande importância na pesca comercial e de subsistência da América do Sul (WELCOMME, 1990; RUFFINO e ISAAC, 1995; MPA, 2013; ANDERSON et al., 2009; SILVA e STEWART, 2006). O curimatã (*Prochilodus nigricans* Agassiz, 1829) (família Prochilodontidae) habita principalmente o rio Amazonas e seus tributários de águas brancas, bem como a planície de inundação da bacia amazônica do Brasil, Colômbia, Equador, Peru e Bolívia (ARAÚJO-LIMA e RUFFINO, 2003; CASTRO e VARI, 2004; SILVA e STEWART, 2006). A espécie é migradora e detritívora também de grande importância ecológica (CASTRO e VARI, 2004), pois modulam o fluxo energético e a ciclagem de nutrientes dos ecossistemas aquáticos (ARAÚJO-LIMA et al. 1986; TAYLOR et al., 2006), servindo de alimento para grandes predadores tal como *Aparaima* sp. (CARVALHO et al., 2017) e *Brachyplatystoma* sp. (SILVA e STEWART, 2017), que são espécies de alto valor de mercado na região amazônica.

P. nigricans tem grande destaque em todos os pontos de desembarques ao longo do sistema Solimões/Amazonas (BARTHEM e FABRÉ, 2004) e junta-se aos jaraquis (*Semaprochilodus* sp.) e pacus (*Mylossoma* sp.), na Amazônia Central, e aos maparás (*Hypophthalmus* sp.) e a dourada (*Brachyplatystoma* sp.) no estado do Pará, para formar a atual base de produção pesqueira da Amazônia (BATISTA et al., 2012). A espécie geralmente está entre as três principais espécies mais vendidas e consumidas na região (GONÇALVEIS e BATISTA, 2008; BATISTA et al., 2012; DORIA et al., 2012), com produção estimada em aproximadamente 22 mil toneladas entre 2001 a 2004 ao longo da calha do Solimões/Amazonas (BATISTA et al., 2012b).

O curimatã vive nos lagos da planície de inundação ou no canal do rio, durante o período seco (CASTELLO, 2008). No início da enchente, a espécie deixa esses ambientes para desovar em águas abertas do canal principal dos rios (GOULDING, 1980; SIVASUNDAR et al., 2001). Após a desova ocorrem migrações tróficas, nas quais os peixes migram lateralmente para os habitats vegetados da planície de inundação em busca de alimento (ARAÚJO-LIMA e RUFFINO, 2003), e as larvas derivam rio abaixo por até 15 dias, quando posteriormente são carregadas para as áreas alagadas através de canais, paranás e igarapés. Nesses ambientes, encontram abundante alimento e abrigo até a fase juvenil (ARAÚJO-LIMA e OLIVEIRA, 1998). Na vazante, os adultos formam grandes cardumes com destino ao canal principal dos

rios, onde iniciam as suas migrações reprodutivas (FERNANDES, 1997; MOTA e RUFFINO, 1997).

A captura dessa espécie pela pesca ocorre predominantemente com redes de emalhe nos lagos de várzea e nos ambientes que conectam o lago com o canal principal do rio (MOTA e RUFFINO, 1997; ANDERSON et al., 2009). As capturas se intensificam durante os períodos de migração e desova, com safra a partir dos períodos de vazante e com picos em meses de seca (BATISTA et al., 2012).

O recrutamento dos juvenis em cardumes migrantes provavelmente ocorre de um a dois anos depois da desova (BATISTA et al., 2012). Segundo Bayley et al. (2018), o tamanho da população do *Prochilodus nigricans* aos 29 meses de idade está positivamente relacionado com a habitat de várzea disponível no início do mesmo ano, quando os peixes tinham de 21 a 27 meses de idade. De acordo com Santana e Freitas (2013), *P. nigricans* só começa a ser capturado por volta de três anos de idade.

A abundância e sucesso da reprodução da maioria das espécies de peixes amazônicos dependem fortemente da extensão e duração do ciclo de inundações (GOMES e AGOSTINHO, 1997; WINEMILLER, 2004). A intensidade e a duração das inundações variam de um ano para outro, afetando as características abióticas dos ambientes fluvio-lacustres da Amazônia e influenciando fortemente a sua biota. Para os peixes migradores, as inundações estão diretamente relacionadas com o período de desova, pois promovem um ambiente adequado para a sobrevivência das larvas e juvenis (MÉRONA, 1995).

Flutuações interanuais do pulso de inundação influenciam fortemente no rendimento pesqueiro, pois atuam no sucesso da desova e recrutamento dos peixes (KING et al., 2003). Em anos de grandes inundações ocorrem um aumento nas taxas de sobrevivência e crescimento dos peixes, favorecido pela maior heterogeneidade do habitat e oferta alimentar (FABRÉ et al., 2017), resultando no aumento da produtividade pesqueira algum tempo depois (CASTELLO et al., 2015).

As flutuações interanuais do nível da água foram investigadas para a pesca multiespecífica na Amazônia Central (MÉRONA e GASCUEL, 1993) e no Baixo Amazonas (CASTELLO et al., 2015) em relação a diferentes grupos tróficos e espécies com diferentes longevidades (ISAAC et al., 2016). Em geral esses trabalhos indicam que o aumento ou a diminuição do nível da água de um dado ano afetará a atividade pesqueira dois ou três anos depois, com mudanças na biomassa dos peixes. Espera-se que, essa influência de secas e/ou cheias intensas no rendimento da pesca

do curimatã deva ser menor, pois a espécie é de pequeno porte, com altas taxas de crescimento e mortalidade, maturação precoce e de vida curta (r-estrategista) (ISAAC et al., 2016).

Há poucos trabalhos relativos diretamente à pesca do *P. nigricans* na Amazônia (MOTA e RUFFINO, 1997; FREITAS et al., 2007; BAYLEY et al., 2018). A maioria dos estudos encontrados na literatura discursa sobre a biologia da espécie e seu ciclo de vida (RUFFINO e ISAAC, 1995), estimam a relação peso-comprimento (CORREIA e FREITAS, 2013; CATARINO et al., 2014), a relação idade/comprimento e a idade máxima, bem como taxas de crescimento e sobrevivência (LOUBENS e PANFILI, 1992; PETRERE JR. et al., 1991; SILVA e STEWART, 2006). Outros tratam sobre a alimentação (YOSSA e ARAÚJO-LIMA, 1998; MOUNIC-SILVA e LEITE, 2013) e sobre aspectos da reprodução (DIONICIO, 1992; GARCÍA et al., 1997; RIOFRÍO, 2002).

A dinâmica da pesca do *Prochilodus nigricans*, escolhida como estudo de caso por sua importância ecológica e socioeconômica para a região amazônica, pode servir como modelo para entender o sucesso das pescarias de outras espécies de ciclo de vida curto e que são dependentes das planícies de inundações. Além disso, com as crescentes ameaças de degradação ambiental causadas pelas construções de barragens, desmatamento e mudanças climáticas, espera-se efeitos negativos na sobrevivência e crescimento dos peixes, principalmente por alterar a dinâmica hidrológica dos ambientes de várzea.

As barragens mudam o tempo e a intensidade do fluxo dos rios, alterando a temperatura da água, o transporte de sedimentos e nutrientes e impedem a migração dos peixes (FREITAS et al., 2013). O desmatamento influencia no balanço hídrico local e nos padrões de chuvas regionais (FEARNSIDE, 2008; 2009) e afeta principalmente as fases iniciais de desenvolvimento, devido à falta de alimento e abrigo contra predadores (CASTELLO e MACEDO, 2016). As mudanças climáticas afetaram o ciclo hidrológico através de mudanças na precipitação, temperatura e evaporação, causando alterações na entrada de detritos e nutrientes, e na frequência e intensidade de secas e inundações (LAKE et al., 2000; ERWIN, 2009), o que pode interferir no sucesso reprodutivo de várias espécies de peixes (SILVA e STEWART, 2017).

O curimatã, por se tratar de um estoque que apresenta complexa estratégia de migrações laterais e longitudinais, ainda pouco compreendida, alterações na magnitude e sazonalidade do fluxo dos rios podem determinar variações drásticas na

sua abundância. Nesse sentido, mais estudos são necessários para compreender melhor a dinâmica da pesca do curimatã, em particular a influência intra e interanual do nível da água, o qual é direta e indiretamente afetado pelos impactos antrópicos na região. Logo, estudos como este, podem contribuir também com o planejamento de ações de conservação e manejo do *Prochilodus nigricans* na bacia amazônica e possuem, portanto, além do interesse científico/acadêmico, importantes informações a serem consideradas pelos tomadores de decisões e outros públicos interessados.

No presente trabalho busca-se entender qual a forma em que a captura de curimatã responde a mudanças no regime hidrológico. Nesse contexto, a pesquisa pretende responder as seguintes questões: (1) Como o esforço de pesca, o nível do rio, o tipo de ambiente e o fator ano determinam as capturas de espécies de importância comercial como o curimatã? (2) Quanto tempo leva para que o efeito hidrológico de um período de seca ou de inundação extrema seja percebido na produtividade pesqueira do curimatã?

2. METODOLOGIA

2.1. ÁREA DE ESTUDO

Neste trabalho foram analisados os dados de pescarias coletados numa extensão de aproximadamente 480 km em linha reta ao longo do rio Amazonas, e abrangendo nove municípios pertencentes à região do Baixo Amazonas, Brasil (Figura 1). A amplitude média anual de variação da cota do rio é de aproximadamente 6 m, com o nível máximo da água em maio e o mínimo em novembro (Figura 2A).

As águas do rio Amazonas são consideradas como águas brancas na classificação de Sioli (1968). Apresentam-se turvas de cor marrom e caracterizam-se por apresentar condutividade elevada, baixa transparência e pH quase neutro. São originárias das regiões Andina e pré-Andina (áreas elevadas de origem geológica recente), onde o relevo irregular favorece os processos de erosão e, portanto, são ricas em sedimentos e sais minerais dissolvidos (STALLARD e EDMOND, 1983). O ecossistema de várzea inundado por essas águas ricas e barrentas consiste em um mosaico de comunidades de plantas (herbáceas, macrófitas aquáticas, arbustos e florestas), lagos e canais (JUNK e PIEDADE, 1997; HESS et al., 2003).

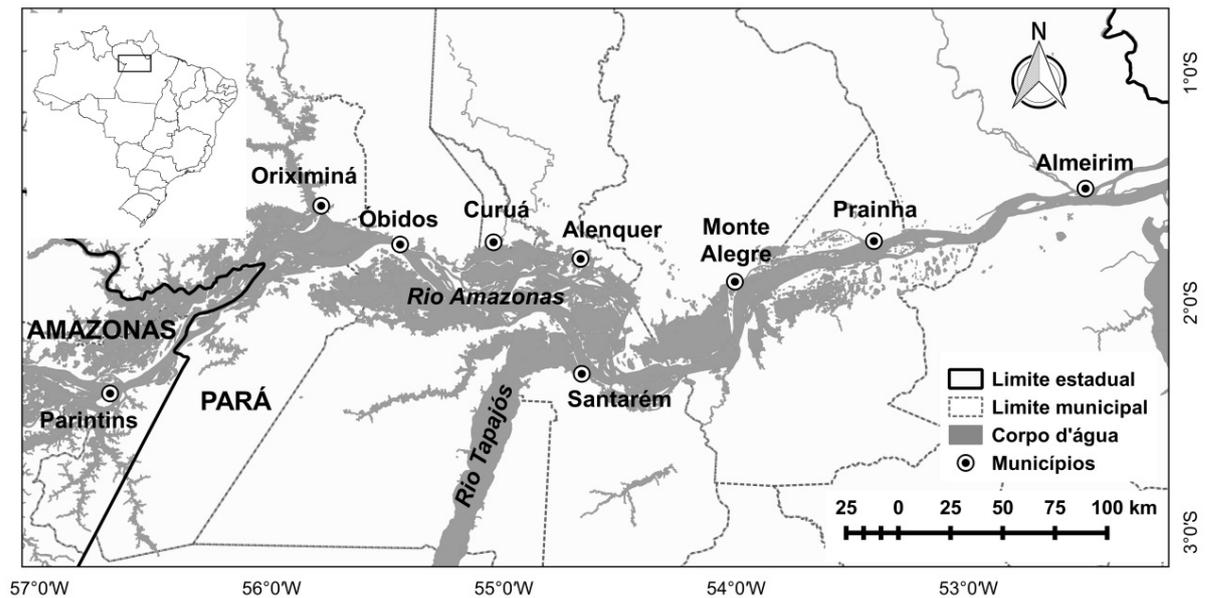


Figura 1 - Localização da área de estudo e das sedes dos municípios onde foram coletados os dados de desembarque pesqueiro ao longo do rio Amazonas.

2.2. COLETA DOS DADOS

Os dados de pesca foram retirados dos bancos de dados da estatística pesqueira dos projetos: Administração dos Recursos Pesqueiros do Médio Amazonas (Iara/IBAMA) e Manejo dos Recursos Naturais da Várzea (ProVárzea/IBAMA). Esses dados foram coletados diariamente (excluídos os domingos) entre janeiro de 1993 a dezembro de 2004, através de entrevistas tipo mapas de bordo com os donos ou encarregados das embarcações. Nessas fichas há informações sobre a produção pesqueira por espécie (kg) desembarcada nos nove municípios ao longo da área de estudo (Figura 1), tipo de embarcação (barco ou canoa), ambiente de captura (rio ou lago), tipo de apetrecho de pesca e local de pesca. Informações sobre o esforço também foram coletadas como data de saída e chegada, local de saída e chegada, número de pescadores e dias de pesca.

Os dados de cota média e máxima mensal do rio (cm) do município de Óbidos entre os anos de 1993 a 2004 foram obtidos do Sistema de Informações Hidrológicas (HidroWEB), disponível no portal da Agência Nacional de Águas (ANA) (<http://hidroweb.ana.gov.br/>). As médias mensais do nível do rio também foram utilizadas para classificar os períodos hidrológico em enchente (Jan, Fev, Mar), cheia (Abr, Mai, Jun), vazante (Jul, Ago, Set) e seca (Out, Nov, Dez) (Figura 2A).

2.3. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Os dados de desembarque foram filtrados para extrair somente aqueles provindos de pescarias de barcos motorizados, que atuam diretamente pescando utilizando malhadeiras. Os filtros foram usados para tornar a capturabilidade constantes entre as amostras, para isso, as frotas e ou as artes de pesca não devem ser muito diferente (PETRERE Jr. et al., 2010). Posteriormente, foram também selecionados os desembarques pesqueiros nos quais houve capturas de curimatã, resultando em 11250 registros. Desses, foram utilizadas nas análises apenas as pescarias nas quais a produção de curimatã foi igual ou maior a 40% do total. Essa porcentagem foi escolhida heurísticamente com o objetivo de diminuir o ruído nas análises. Dessa forma supomos que escolhemos as viagens nas quais o curimatã é a espécie alvo. Isto resultou em 5548 registros de desembarques, os quais foram responsáveis por 66% do total da produção em peso de curimatã no período considerado.

A CPUE (Captura por Unidade de Esforço) foi estimada para cada mês e ano, dividindo-se a soma da captura mensal ($\sum C$) e anual pela correspondente soma do esforço ($\sum f$), ($cpue = \sum C / \sum f$) de acordo com as recomendações de Petrere Jr. et al. (2010). Posteriormente, foram realizadas análises exploratórias e descritivas para os dados médios mensais e anuais de captura (kg), esforço de pesca ($f = \text{pescador} \cdot \text{dia}$) e CPUE ($\text{kg} \cdot \text{pescador}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$). Todas essas médias provem de uma amostra $n = 274$ (para os meses) e $n = 12$ (para os anos). Com a finalidade de se verificar se as séries anuais apresentam tendência temporal, foi realizado o teste de Mann-Kendall ao nível de significância de 5% para os dados de captura, esforço e CPUE. Esse teste calcula o valor da estatística S ; se $S < 0$ a tendência será decrescente; se $S = 0$ não há nenhuma tendência e se $S > 0$ a tendência será crescente (GILBERT, 1987). Os cálculos foram executados pelo programa PAST® 3.10 (HAMMER et al., 2001).

Ao se utilizar a CPUE como índice de abundância de um estoque pesqueiro, devemos considerar se a relação entre a captura e o esforço é linear e se a linha de regressão passa pelo origem (proporcionalidade estrita); desse modo, a inclinação da reta mede a capturabilidade real do estoque (RICKER, 1975; PEREIRA et al., 2009; PETRERE JR. et al., 2010). Para tal, os dados de captura e de esforço de pesca foram transformados em raiz quarta para garantir os pressupostos de normalidade e homecedasticidade e posteriormente foram ajustados em um modelo linear simples.

Mas, apesar da linearização, a linha de regressão não passava pelo origem (Figura 2). Por isso, não calculamos a CPUE, devido representar, neste caso, estimativas viesadas da população. Por esse motivo usamos na análise a captura como variável resposta e o esforço de pesca como uma das covariáveis, de acordo com as recomendações de Petrere Jr. et al. (2010).

Para verificar o efeito das variáveis ambientais e pesqueira no rendimento do curimatã foi utilizada uma Análise de Covariância (ANCOVA). Na ANCOVA, utilizamos como variável resposta as capturas mensais de curimatã, e como variáveis explicativas foram utilizadas: o esforço de pesca (expresso como número de pescadores x dias de pesca), a cota máxima mensal e como fatores, o tipo de ambiente (rio e lago) e ano de captura. O fator ano foi usado como um proxy, que é uma variável que serve para descontar o efeito de outras variáveis normalmente desconhecidas e que não foram incluídas na ANCOVA, como por exemplo, o efeito El Niño e o efeito de oscilação do mercado. Para essa análise todas as variáveis foram transformadas em raiz quarta, para garantir os pressupostos de normalidade dos erros, verificada a partir do teste de Shapiro-Wilk e homogeneidade das variâncias, verificada visualmente pelo gráfico de dispersão dos resíduos studentizados versus os valores ajustados no intervalo padrão (-3, 3). Para essa análise usamos o programa computacional R versão 3.3.2 (R CORE TEAM, 2016).

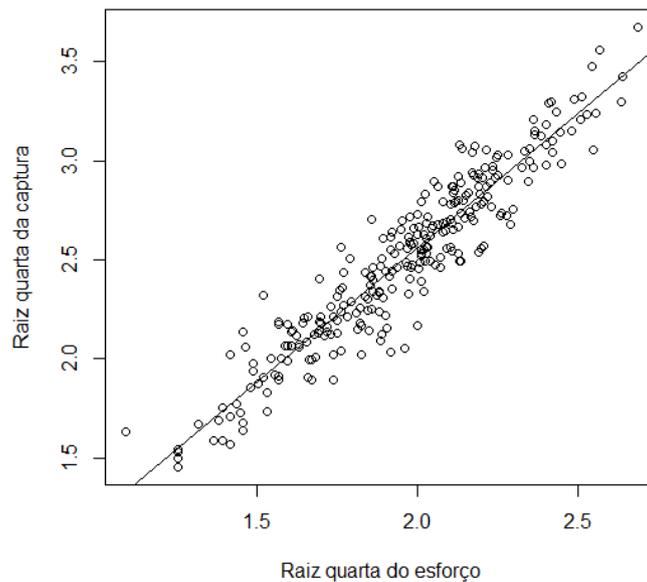


Figura 2 - Relação entre a transformação raiz quarta da captura e do esforço, onde $\sqrt[4]{Captura} = -0,38 + 1,74\sqrt[4]{Esforço}$ ($s_\alpha = 0,150$; $t_\alpha = -2,536$; $p = 0,012$ e $s_\beta = 0,037$; $t_\beta = 47,465$; $p < 0,001$).

A fim de produzir uma série de dados com média e variância constante, as anomalias padronizadas (Z) foram calculadas para os dados de capturas, esforço de pesca e da cota média do rio para os anos de 1993 até 2004, dividindo-se as diferenças entre os dados de cada mês (x) e a respectiva média (\bar{x}) da série pelo respectivo desvio padrão (S_x). Depois de calculadas as anomalias, o efeito da variabilidade temporal do nível do rio sobre a captura e esforço de pesca foram avaliados através de uma Função de Correlação Cruzada (FCC). A FCC possibilita identificar a defasagem temporal (lag) onde ocorre o valor máximo de correlação entre a variável explicativa (anomalia da cota do rio) e resposta (anomalias das capturas e do esforço de pesca) (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). A FCC é dada pela equação:

$$r_{xy}(k) = \frac{c_{xy}(k)}{S_x(k)S_y(k)} = \frac{\sum_{t=1}^{n-k}(x_{t+k} - \bar{x})(y_t - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{t=1}^{n-k}(x_{t+k} - \bar{x})^2 \sum_{t=1}^{n-k}(y_t - \bar{y})^2}}$$

Onde $r_{xy}(k)$ é o coeficiente de correlação cruzada; $c_{xy}(k)$ é o coeficiente de covariância cruzada; $S_x(k)$ e $S_y(k)$ é o desvio padrão da respectiva série; x_t e y_t são as séries temporais; \bar{x} e \bar{y} são as médias; k é o coeficiente de defasagem entre as séries ($k = 0, \pm 1, \pm 2, \pm 3, \dots$); n é o número de observações. A análise de correlação cruzada foi feita no programa PAST® 3.10 (HAMMER et al., 2001).

3. RESULTADOS

A média mensal de captura do curimatã e do esforço de pesca empregada na região do Baixo Amazonas foi de 2875 kg (± 4074) e 352 pescador*dia ($\pm 429,8$), respectivamente. A média mensal da CPUE foi de 7,4 kg*pescador⁻¹*dia⁻¹ ($\pm 4,1$).

A dinâmica mensal da pesca do curimatã segue a variabilidade do ciclo hidrológico do rio. No primeiro semestre do ano o rendimento pesqueiro do curimatã é menor em comparação com o segundo. No primeiro semestre, ocorre um pico na produção de curimatã no final do período da enchente (março) e na cheia ocorre o menor rendimento para a espécie (Figura 3B). O segundo semestre do ano é marcado por grande captura de curimatã. Nele ocorre um segundo pico de produção no mês de novembro (Figura 3B), que coincide com o período mais seco do ano (Figura 3A). O esforço segue um padrão similar (Figura 3B; 3C). A CPUE (Figura 3D) também teve dois picos de rendimento, um menor no final da enchente (março) e outro maior no

final da vazante (setembro). No mês de maio, o período da cheia do rio (Figura 3A), a CPUE apresentou o menor rendimento.

A média anual de captura do curimatã foi de 68990 kg (\pm 53031) e do esforço de pesca foi de e 8441 pescador*dia (\pm 6054). A média anual da CPUE foi de 8 kg*pescador⁻¹*dia⁻¹ (\pm 1,2). A maior captura do curimatã ocorreu em 1994 a menor em 1999 (Figura 4A). O esforço de pesca foi maior no ano de 1995 e menor no ano de 1999 (Figura 4B). A CPUE foi maior em 1994 e menor em 2003 (Figura 4C).

As tendências são corroboradas no teste de Mann-Kendall; a tendência temporal é significativa para os dados de captura ($S = -34$; $p < 0,001$; Figura 4A) e esforço de pesca ($S = -37$; $p < 0,001$; Figura 4B), porém os dados de CPUE não apresentaram tendência significativa na série histórica de 1993 a 2004 ($S = -42$; $p = 0,46$; Figura 4C).

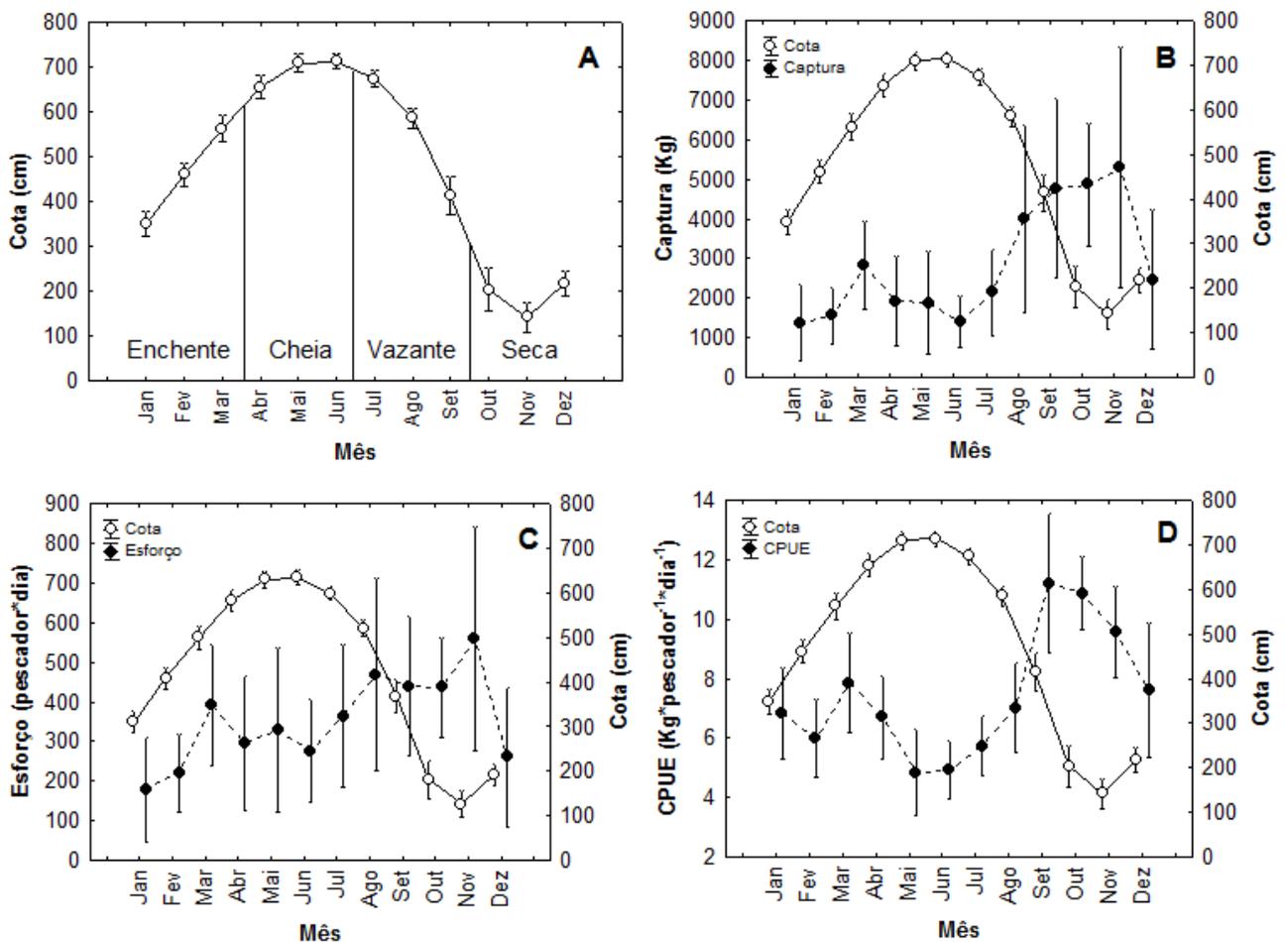


Figura 3 - Média mensal do nível da água em Óbidos, Pará (1993-2004) (A) e a média mensal da captura (B), esforço (C) e CPUE (D) para a região do Baixo Amazonas (1993-2004). As barras verticais representam 95% do intervalo de confiança.

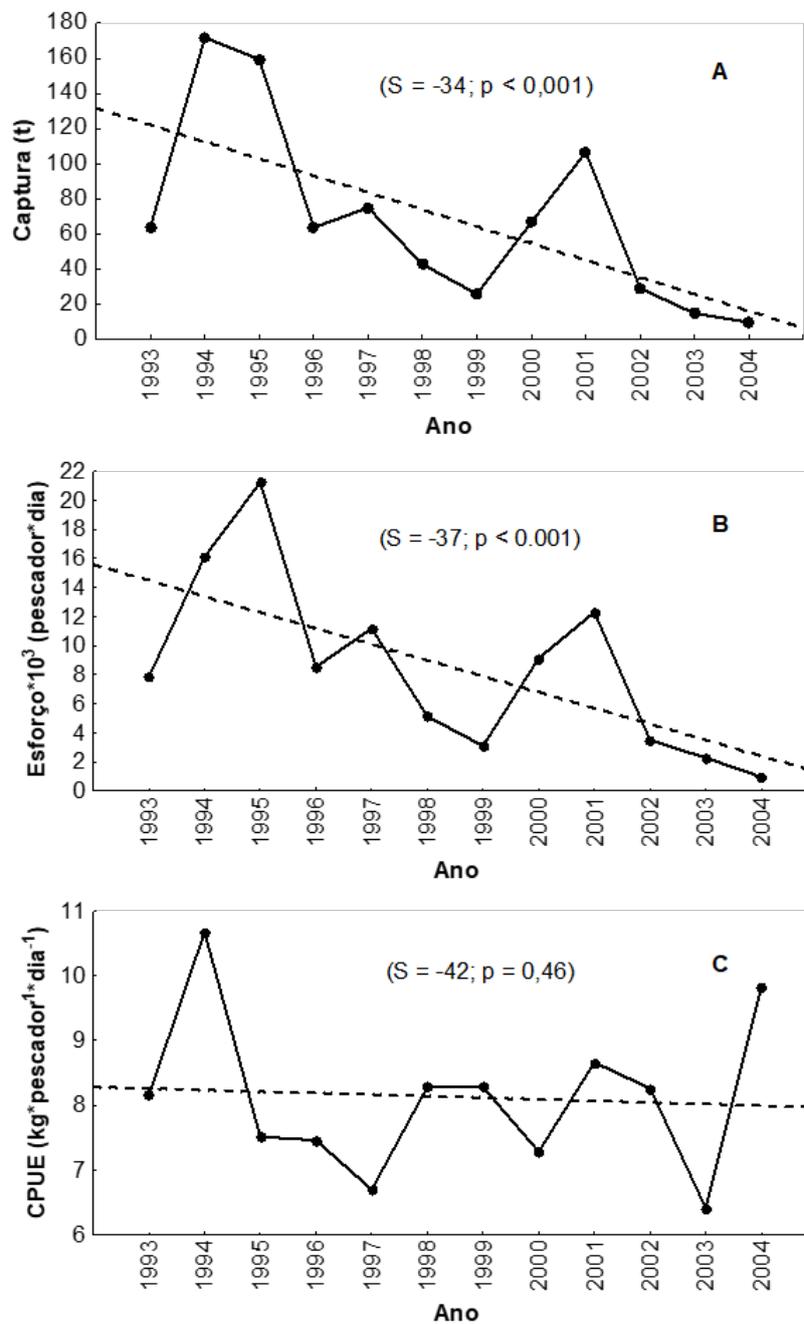


Figura 4 - Tendências temporais da captura (A), esforço de pesca (B) e CPUE (C) das pescarias de curimatã desembarcadas na região do Baixo Amazonas, durante o período de 1993 a 2004.

O modelo linear final apresentou significância global ($F = 226,30$; $p < 0,001$) e explicou 92% das capturas do curimatã no Baixo Amazonas. O rendimento do curimatã foi significativamente relacionado com o esforço de pesca ($F = 1819,33$; $p < 0,001$), cota máxima do rio ($F = 68,12$; $p < 0,001$), tipo de ambiente ($F = 9,76$; $p = 0,002$) e ano de desembarque ($F = 3,89$; $p < 0,001$) (Tabela 1). Todas as interações entre as covariáveis e os fatores ano e ambiente não foram significativas, por isso, foram excluídas do modelo final. A análise dos resíduos apresentou distribuição normal ($W = 0,99$; $p = 0,081$) e o gráfico dos resíduos studentizados versus os valores ajustados apresentou todos os pontos aleatoriamente distribuídos em torno de zero, sem nenhum comportamento ou tendência, indicando que a variância é homogênea.

Tabela 1 - Resultados da aplicação da ANCOVA para a produção de curimatã da região do Baixo Amazonas entre 1993 a 2004. Variáveis significativas ($\alpha < 0,05$) foram marcadas em negrito (gl = graus de liberdade; SQ = Soma dos quadrados).

	gl	SQ	F	p
Intercepto	1	0,38	24,80	<0,001
Esforço de pesca	1	27,80	1819,33	<0,001
Cota máxima	1	1,04	68,12	<0,001
Tipo de ambiente	1	0,15	9,76	0,002
Ano	11	0,65	3,89	<0,001
Resíduo	256	3,96		

A análise de correlação cruzada indicou um efeito positivo entre a cota média do rio e a captura de curimatã ($r = 0,40$) bem como da cota média do rio com o esforço de pesca ($r = 0,44$) (Figura 5). As maiores correlações ocorrem com uma defasagem (lag) de 15 meses ($p < 0,001$) (Figura 5). Estes resultados indicam que quando a cota do rio for muito alta, 15 meses depois a captura e o esforço da pesca aumentam, o que indica que nestes casos a abundância do recurso aumenta, produzindo, portanto, um maior esforço de pesca nesse período.

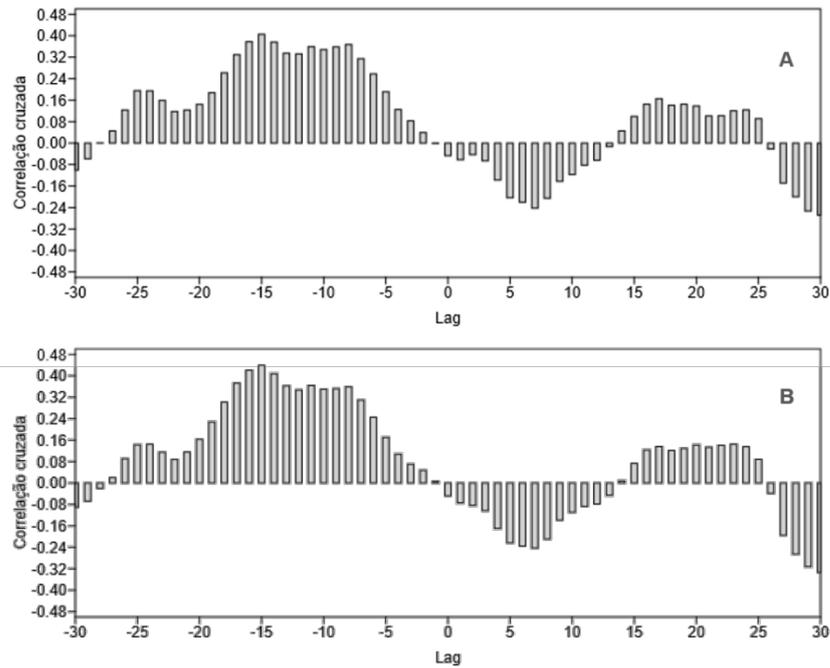


Figura 5 - Correlação cruzada da captura (A) e do esforço de pesca (B) em função da cota do rio.

4. DISCUSSÃO

O curimatã (*Prochilodus nigricans*) é uma espécie amplamente explorada pela pesca em toda a bacia Amazônica (BATISTA et al., 2012; CATARINO et al., 2014; HALLWASS e SILVANO, 2016), sendo um produto muito comercializado e consumido na região (BATISTA et al., 1998). Sua estratégia de pesca no Baixo Amazonas, está de acordo com o seu comportamento migratório, reprodutivo e alimentar da espécie, que por sua vez ocorre em resposta à dinâmica sazonal de inundação do rio (MOTA e RUFFINO, 1997; BATISTA et al., 2012).

A captura, esforço e CPUE do curimatã apresentam claramente dois picos de produção: um no final da enchente e outro maior no período de vazante-seca. No final do período de enchente, os adultos retornam para os tributários, lagos e florestas inundadas adjacentes ao canal principal do rio Amazonas, para repor as energias gastas durante o período de desova (MONTREUIL et al., 2001; SILVA e STEWART, 2017). Nessa época, os pescadores intensificam a atividade pesqueira se

aproveitando da oportunidade para capturar os peixes que estão entrando nos ambientes de várzeas (ISAAC et al., 1996).

No período de águas altas a vulnerabilidade por pesca é variável, pois depende da intensidade da enchente e da efetividade do aparelho de pesca (BARCO et al., 1993), o que justifica um menor pico captura, esforço de pesca e CPUE nesse período. Durante a cheia, todos os ambientes na área de várzea estão conectados (SOARES et al., 2008), o que contribui para a maior mobilidade dos peixes, diminuindo as taxas de mortalidades, natural e por pesca (ARAÚJO-LIMA e OLIVEIRA, 1998; MONTREUIL et al., 2001).

O maior pico da captura e do esforço de pesca visualizado no período mais seco do ano é explicada pela redução do volume de água, pois com a contração da água, os peixes ficam mais vulneráveis à pesca (BARTHEM e FABRE, 2004; MOTA e RUFFINO, 1997; McGRATH et al., 2005). A maior CPUE observada pouco antes do pico da captura pode estar relacionado ao fato de que na vazante os peixes formam cardumes, para se deslocarem em direção ao canal principal do rio Amazonas, passando por canais mais estreitos (FERNANDES, 1997), aumentando a eficiência do aparelho de pesca (BARCO et al., 1993), gerando rendimentos mais altos.

Nossos resultados indicam que as capturas do curimatã foram diferentes entre os anos. Anos atípicos como os de El Niño (1994-1995), determinam níveis de água anormalmente baixos do rio Amazonas, o que provavelmente explica maiores rendimentos e também maiores capturas e esforços. A concentração dos peixes em áreas alagadas menores durante o ano, como dissemos anteriormente, provoca um aumento na mortalidade por pesca (MÉRONA, 1995), devido ao incremento da taxa de capturabilidade. Por outro lado, os anos de La Niña ocasionam níveis da água do rio Amazonas acima do normal, como foi observado em 1999, coincidindo com as menores capturas. Neste caso as inundações aumentam e as taxas de capturabilidade diminuem, conduzindo a menores capturas.

Ao longo dos anos estudados (1993 a 2004) observamos uma forte tendência temporal decrescente tanto nas capturas como no esforço pesqueiro. Interpretamos isto como, além da diminuição do esforço ao longo do tempo, como também uma consequência do aumento da degradação ambiental, causada pela extração de madeira, agricultura e intensiva criação de gado e búfalo (RENÓ et al., 2001). Esses impactos antrópicos, reduziram em mais de 70% as florestas de várzeas entre 1970 e 2008 na região do Baixo Amazonas (RENÓ et al., 2016), implicando na redução da

oferta de alimento e abrigo para os peixes ao longo dos anos, conseqüentemente, diminuindo o estoque de pescado (CASTELLO e MACEDO, 2015). Essa redução também pode ter sido uma consequência da inclusão do curimatã desde 2002 na relação das espécies protegidas pelas portarias do defeso anual (BATISTA et al., 2012), assim como de outras medidas de restrições como área e artes de pesca, que podem ter contribuído para a redução do esforço e, conseqüente, redução das capturas.

O esforço pesqueiro é um importante componente que determina as quantidades de pescado. Quanto maior for o esforço, maior será a captura (BATISTA et al., 2012; CASTELLO et al., 2015). Entretanto, de acordo com Isaac et al. (2004), na região do Baixo Amazonas, o esforço pesqueiro é maior nos ambientes de lagos de várzea, sendo a pesca praticada o ano todo e de forma mais ou menos uniforme, mesmo que a produtividade seja menor em comparação aos ambientes fluviais, que incluem rios, furos e igarapés. Nos ambientes de rios, existe uma clara definição nas capturas, sendo a produção muito elevada nos meses de seca (ISAAC et al., 2004). O pescador busca sempre maximizar seu lucro combinando elementos do seu esforço como o barco mais apropriado, apetrecho, mão de obra ou combustível, enquanto a diferença entre renda e custo for positiva (ALMEIDA et al., 2012).

As capturas também foram relacionadas às maiores cotas. Cotas máximas possibilitam o acesso das larvas, juvenis e adultos de peixes a maiores áreas de florestas e a maiores quantidades de macrófitas, algas e plâncton, que servem como fontes direta ou indiretas de alimento (ARAÚJO-LIMA e OLIVEIRA, 1998; SANTOS et al., 2010). Além disso, a vegetação submersa disponibiliza locais de refúgio contra os predadores (WINEMILLER e JEPSEN, 1998), o que aumenta a sobrevivência das larvas e alevinos e o rápido crescimento dos juvenis (GARCÍA et al., 1997; ARAÚJO-LIMA e OLIVEIRA, 1998).

O curimatã é um recurso atrativo à exploração pesqueira comercial porque é abundante e tem boa aceitação no mercado. Como mencionamos, melhores condições devida a expansão dos ambientes aquáticos e disponibilidade de recursos alimentares por mais tempo aumentam as taxas de sobrevivência e crescimento do curimatã (SILVA e STEWART, 2006). Mas, seus efeitos só serão percebidos na pesca algum tempo depois.

Nossos resultados indicam que dado um ano com uma cota do rio muito alta, 15 meses depois a captura e o esforço da pesca aumentam. A correlação positiva

entre a cota média do rio e a captura de curimatã, com um atraso de 15 meses depois de cheias fortes, deve estar diretamente ligada ao aumento do sucesso do recrutamento (maiores taxas de sobrevivência e crescimento), devido ao aumento da conectividade entre a água e a floresta (HURD et al., 2016). Parece evidente que a quantidade de floresta alagada está positivamente associada com a produtividade pesqueira da região amazônica (LOBÓN-CERVIÁ et al. 2015; ARANTES et al. 2017; CASTELLO et al., 2017), e que é a floresta alagada que garante direta ou indiretamente as fontes de alimento para toda a biota aquática. Da mesma forma, o aumento na abundância e biomassa do curimatã acarreta no aumento do esforço pesqueiro. Por isso, o atraso detectado para o esforço de pesca também foi de 15 meses. Isto implica que os pescadores intensificam seus esforços para a espécie quando percebem que a abundância está mais alta.

Segundo Santana e Freitas (2013), o curimatã começa a ser capturado por volta de três anos de idade. Entretanto, Bayley et al. (2018), mostram relações positivas da espécie associada com o ambiente de várzea quando os peixes tinham de 21 a 27 meses de idade. De acordo com Isaac et al. (2016), as espécies de peixes de ciclo de vida curto, como o curimatã, têm um atraso médio de 22 meses depois de águas mais elevadas, para afetar as capturas. No entanto, no trabalho de Castello et al. (2015), não foi possível correlacionar o efeito de águas altas e baixas de anos anteriores na captura de peixes detritívoros quando o esforço de pesca foi levado em conta.

Nossos resultados mostram que os rendimentos pesqueiros para o curimatã aumentam 15 meses depois de condições ótimas do ambiente. Desse modo, acreditamos que os juvenis permanecem nos ambientes de várzeas por volta de 1 a 1,5 ano de idade quando o ambiente é favorável ao recrutamento. Visto que, os dados de desembarque da espécie na pesca comercial da Amazônia mostram que a espécie começa a ser recrutada à pesca com um comprimento mínimo de 20-21 cm (RUFFINO e ISAAC, 1995; MOTA e RUFFINO, 1997; CORREIA e FREITAS, 2013; CATARINO et al., 2014), coincidindo com o comprimento atingido (cerca de 20 cm) até o final do primeiro ano de idade (LOUBENS e PANFILI, 1995). Depois, o crescimento é mais lento devido a mudanças em sua dieta (SILVA e STEWART, 2006).

Portanto, parece evidente que a manutenção do estado atual de exploração e de boas condições do meio ambiente, são fundamentais para a atividade de pesca do curimatã seja mantida no futuro na região. Como se trata de uma espécie migradora

e dependente dos ambientes de várzea e do alagamento da floresta, acreditamos que alterações antrópicas sejam a principal ameaça para a espécie, mais do que o esforço pesqueiro atual. Os nossos resultados nos induzem a concluir que a manutenção e conservação desses ambientes é de importância crucial para o recrutamento do curimatã, o que se torna fundamental para a manutenção da produtividade pesqueira na região do Baixo Amazonas. O curimatã é a base da cadeia alimentar, servindo como presa para outras espécies de peixes de maior valor comercial, representando um papel importante na pesca comercial e de subsistência, atuando como principal fonte de alimento e renda para as populações ribeirinhas.

5. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *HidroWeb*: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>>. Acesso em: fevereiro de 2018.

ALMEIDA, O.; RIVERO, S.; OLIVEIRA JR., J. N. 2012. Aspectos Econômicos da Frota Pesqueira. In: BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J. (Orgs.). *Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada*. Brasília: IBAMA/ProVárzea, p. 73-103.

ANDERSON, E. P.; MONTOYA, M.; SOTO, A.; FLORES, H.; MCCLAIN, M. 2009. Challenges and Opportunities for Co-Management of a Migratory Fish (*Prochilodus nigricans*) in the Peruvian Amazon. *American Fisheries Society Symposium*, 69: 741-756.

ARANTES, C. C.; WINEMILLER, K. O.; PETRERE JR., M.; CASTELLO, L.; HESS, L. L.; FREITAS, C. E. C. 2017. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology*, 55(1): 386-395.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; OLIVEIRA, E. C. 1998. Transport of larval fish in the Amazon. *Journal of Fish Biology*, 53: 297-306.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; PORTUGAL, L. P. S.; FERREIRA, E. G. 1986. Fish-macrophytes relationship in the Anavilhanas Archipelago, a black-water system in the Central Amazon. *Journal of Fish Biology*, 29: 1-11.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; RUFFINO, M. L. 2003. Migratory fishes of the Brazilian Amazon. In: CAROLSFIELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Orgs.). *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Victoria: World Bank, p. 233-301.

BARCO, M. V.; PETRERE JR., M.; VILLAREAL, V. M.; URIBE, G. V. 1993. Parametros poblacionales (mortalidad, rendimento máximo sostenible) y estado de explotación del bocachico *Prochilodus magdalenae* (Steindachner, 1878; Prochilodontidae) del Bajo Río Magdalena (Colombia). *Saber Científico*, 1: 43-60.

BARTHEM, R. B.; FABRÉ, N. N. 2004. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: RUFFINO, M. L. (Coord.). *A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira*. Manaus: IBAMA/ProVárzea, p. 17-62.

BATISTA V. S.; INHAMUNS A. J.; FREITAS C. E. C.; FREIRE-BRASIL, D. 1998. Characterization of the fishery in river communities in the low-Solimões/high-Amazon region. *Fisheries Management and Ecology*, 5: 419-435.

BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J.; FABRÉ, N. N. 2012b. A Produção Desembarcada por Espécie e sua Variação por Macrorregião Amazônica. In: BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J. (Orgs.). *Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada*. Brasília: IBAMA/ProVárzea, p. 107-133.

- BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J.; FABRÉ, N. N.; GONZALEZ, J. C. A. 2012. Principais recursos pesqueiros: variações espaço-temporais e relações com o ambiente. In: BATISTA, V. S.; ISAAC, V. J. (Orgs.). *Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada*. Brasília: IBAMA/ProVárzea, p. 135-205.
- BAYLEY, P. B.; CASTELLO, L.; BATISTA, V. S.; FABRÉ, N. N. 2018 Response of *Prochilodus nigricans* to flood pulse variation in the central Amazon. *Royal Society Open Science*, 5: 172232.
- CARVALHO, F.; POWER, M.; FORSBERG, B. R.; CASTELLO, L.; MARTINS, E. G.; FREITAS, C. E. C. 2018. Trophic Ecology of *Arapaima* sp. in a ria lake-river-floodplain transition zone of the Amazon. *Ecology of Freshwater Fish*, 27(1): 237-246.
- CASTELLO, L. 2008. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. *Ecology of Freshwater Fish*, 17: 38-46.
- CASTELLO, L.; HESS, L.; THAPA, R.; ARANTES, C. C.; MCGRATH, D. G.; RENO, V.; ISAAC, V. 2017. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish and Fisheries*, 19(2): 431-440.
- CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; THAPA, R. 2015. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. *Royal Society Open Science*; 2: 150299-150299.
- CASTELLO, L.; MACEDO, M. N. 2015. Large-Scale Degradation of Amazonian Freshwater Ecosystems. *Global Change Biology*, 22 (3): 990-1007.
- CASTRO, R. M. C.; VARI, R. P. 2004. *Detritivores of the South American Fish Family Prochilodontidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes): A Phylogenetic and Revisionary Study*. Washington: Smithsonian Contributions to Zoology, 622: 189p.
- CATARINO, M. F.; CAMPOS, C. P.; GARCEZ, R. C. S.; FREITAS, C. E. C. 2014. Population Dynamics of *Prochilodus nigricans* Caught in Manacapuru Lake (Amazon Basin, Brazil). *Boletim do Instituto de Pesca*, 40: 589-595.
- CORREIA, G. B.; FREITAS, C. E. C. 2013. Relação Peso-Comprimento de *Colossoma macropomum* e *Prochilodus nigricans* a partir de Dados de Desembarque em Manacapuru - Am. *Scientia Amazonia*, 2: 15-19.
- DIONICIO, G. A. 1992. Reproduccion Inducida de "Boquichico" *Prochilodus nigricans* con Gn-Rh (A) en San Martin-Peru. *Folia Amazonica*, 4: 109-116.
- DORIA, C. R. C.; RUFFINO, M. L.; HIJAZI, N. C.; CRUZ, R. L. 2012. A pesca comercial na bacia do rio Madeira no estado de Rondônia, Amazônia brasileira. *Acta Amazonica*, 42: 29-40.
- ERWIN, K. L. 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, 17: 71-84.

- FABRÉ, N. N.; CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; BATISTA, V. S. 2017. Fishing and drought effects on fish assemblages of the central Amazon Basin. *Fisheries Research*, 188: 157-165.
- FEARNSIDE, P. M. 2008. Deforestation in Brazilian Amazonia and global warming. *Annals of Arid Zone*, 47(3-4): 1-20.
- FEARNSIDE, P. M. 2009. Global warming in Amazonia: Impacts and Mitigation. *Acta Amazonica*, 39(4): 1003-1012.
- FERNANDES, C. C. 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish*, 6: 36-44.
- FREITAS, C. E. C.; NASCIMENTO, F. A.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. 2007. Levantamento do Estado de Exploração dos Estoques de Curimatã, Jaraqui, Surubim e Tambaqui. In: PETRERE JR., M. (Coord.). *O Setor Pesqueiro na Amazônia: Análise da Situação Atual e Tendências do Desenvolvimento da Indústria da Pesca*. Manaus: IBAMA/ProVárzea, p. 77-100.
- FREITAS, C. E. C.; RIVAS, A. A. F.; CAMPOS, C. P.; SANT'ANA, I.; KAHN, J. R.; CORREA, M. A. A.; CATARINO, M. F. 2013. The potential impacts of global climatic changes and dams on Amazonian fish and their fisheries. In: TÜRKER, H. (Org.). *New Advances and Contributions to Fish Biology*. 1 ed. Croacia: INTECH, 1: 176-195.
- GARCÍA, A.; RODRÍGUEZ, R.; GUERRA, H.; TELLO, S. 1997. Madurez Sexual de Boquichico *Prochilodus nigricans*. In: FANG, T; BODMER, R.; AQUINO, R.; VALQUI, Y. M. (Eds). *Menejo de Fauna Silvestre en la Amazonía*. La Paz, Bolívia: OFAVIM, p. 217-221.
- GILBERT, R. O. 1987. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. New York: John Wiley & Sons, 336p.
- GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. 1997. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná River, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 4: 263-274.
- GONÇALVES, C; BATISTA, V. S. 2008. Avaliação do desembarque pesqueiro efetuado em Manacapurú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 38(1): 135-144.
- GOULDING, M. 1980. *The fishes and the forest*. Explorations in Amazonian natural history. Berkeley: University of California Press, 280p.
- HALLWASS, G.; SILVANO, R. A. M. 2016. Patterns of selectiveness in the Amazonian freshwater fisheries: implications for management. *Journal of Environmental Planning and Management*, 59(9): 1537-1559.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.

- HESS, L. L.; MELACK, J. M.; NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C.; GASTIL, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 87: 404-428.
- HURD, L. E.; SOUSA, R. G. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; COOPER, G. J.; KAHN, J. R.; FREITAS, C. E. C. 2016. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biological Conservation*, 195: 118-127.
- ISAAC, V. J.; CASTELLO, L.; SANTOS, P. R. B.; RUFFINO, M. L. 2016. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. *Fisheries Research*, 183: 352-359.
- ISAAC, V. J.; MILSTEIN, A.; RUFFINO, M. L. 1996. A pesca artesanal no Baixo Amazonas: Análise multivariada da captura por espécie. *Acta Amazonica*, 26(2): 185-208.
- ISAAC, V. J.; SILVA, C. O.; RUFFINO, M. L. 2004. A pesca no Baixo Amazonas. In: RUFFINO, M.L. (Ed.). *A pesca e os recursos pesqueiros na Amazonia brasileira*. Manaus: Edições ProVarzea/Ibama, p. 185-211.
- JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: JUNK, W. J. (Ed.). *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Berlin: Springer Verlag, p. 147-185.
- KING, A. J.; HUMPHRIES, P.; LAKE, P. S. 2003. Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(7): 773-786.
- LAKE, P. S.; PALMER, M. A.; BIRO, P.; COLE, J.; COVICH, A. P.; DAHM, C.; GIBERT, J.; GOEDKOOP, W.; MARTENS, K.; VERHOEVEN, J. 2000. Global Change and the Biodiversity of Freshwater Ecosystems: Impacts on Linkages between Above-Sediment and Sediment Biota. *BioScience*, 50(12): 1099-1107.
- LOBÓN-CERVIÁ, J.; HESS, L. L.; MELACK, J. M.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. 2015. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain, *Hydrobiologia*, 750(1): 245-255.
- LOUBENS, G.; PANFILI, J. 1992. Estimation de l'âge individuel de *Prochilodus nigricans* (Teleostei, Prochilodidae) dans le Béni (Bolivie): protocole d'étude eu application. *Aquatic Living Resources*, 5: 42-56.
- LOUBENS, G.; PANFILI, J. 1995. Biologie de *Prochilodus nigricans* (Teleostei: Prochilodontidae) dans le bassin du Mamoré (Amazonie Bolivienne). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 6: 17-32.
- McGRATH, D. G.; ALMEIDA, O. T.; CROSSA, M.; CARDOSO, A.; CUNHA, M. 2005. Working towards community-based ecosystem management of the lower Amazon floodplain. *PLEC News and Views*, 6: 3-10.

- MÉRONA, B. 1990. Fish communities and fishing in a floodplain lake of central Amazonia. *Bulletin d'Écologie*, 21(3): 71-76.
- MÉRONA, B. 1995. Ecologia da pesca e manejo pesqueiro na região Amazônica. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Antropologia*, 11(2): 167-183.
- MÉRONA, B.; GASCUEL, D. 1993. Effects of flood regime and fishing effort on the overall abundance of an exploited fish community in the Amazon floodplain. *Aquatic Living Resources*, 6(1): 97-108.
- MONTREUIL, V.; GARCIA, A.; RODRIGUEZ, R. 2001. Biología reproductiva de boquichico, *Prochilodus nigricans*, en la Amazonia Peruana. *Folia Amazónica*, 12(1-2): 5-13.
- MOTA, S. Q.; RUFFINO, M. L. 1997. Biología e pesca do curimatã (*Prochilodus nigricans* Agassiz, 1829) (Prochilodontidae) no médio Amazonas. *Revista UNIMAR*, 19(2): 493-508.
- MOUNIC-SILVA, C. E.; LEITE, R. G. 2013. Influência do rio Negro sobre o status nutricional de juvenis de curimatã *Prochilodus nigricans* (Characiformes; Prochilodontidae) no médio rio Solimões-Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 43: 371-376.
- PETREIRE JR., M.; BAYLEY, P. B.; PAULA, G. A. 1991. Influential Analysis of Individual Growth Rates from Five Populations of *Prochilodus* spp in South America. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia*, 7: 125-142.
- PETREIRE JR., M.; GIACOMINI, H. C.; DE MARCO JR., P. 2010. Catch-per-unit-effort: which estimator is best? *Brazilian Journal of Biology*, 70(3): 483-491.
- R CORE TEAM. 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- RENÓ, V. F.; NOVO, E. M. L. M.; ALMEIDA-FILHO, R.; SUEMITSU, C. 2011. Mapeamento da antiga cobertura vegetal de várzea do Baixo Amazonas a partir de imagens históricas (1975-1981) do Sensor MSS-Landsat. *Acta Amazonica*, 41 (1): 47-56.
- RENÓ, V. R.; NOVO, E. M. L. M.; ESCADA, M. I. S. 2016. Forest Fragmentation in the Lower Amazon Floodplain: Implications for Biodiversity and Ecosystem Service Provision to Riverine Populations. *Remote Sensing*, 8(11): 1-26.
- RIOFRÍO Q., J. C. 2002. Aspectos biométricos y reproductivos de Boquichico *Prochilodus nigricans* Agassiz, 1829 (Pisces: Prochilodontidae) en Ucayali. *Revista Peruana de Biología*, 9: 111-115.
- RUFFINO, M. L.; ISAAC, V. J. 1995. Life cycle and biological parameters of several brazilian amazon fish species. *NAGA, The ICLARM Quarterly*, 18(4): 41-45.

- SANTANA, I.; FREITAS, C. 2013. A time series analysis of *Prochilodus nigricans* landings caught by small-scale fisheries in the lower stretch of the Amazon River. *Brazilian Journal of Biology*, 73: 53-59.
- SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G.; VAL, A. L. 2010. Recursos pesqueiros e sustentabilidade na amazônica: fatos e perspectivas. *Hiléia - Revista do Direito Ambiental da Amazônia*, 8: 43-77.
- SILVA, E. A.; STEWART, D. J. 2006. Age structure, growth and survival rates of the commercial fish *Prochilodus nigricans* (bocachico) in North-Eastern Ecuador. *Environmental Biology of Fishes*, 77: 63-77.
- SILVA, E. A.; STEWART, D. J. 2017. Reproduction, feeding and migration patterns of *Prochilodus nigricans* (Characiformes: Prochilodontidae) in northeastern Ecuador. *Neotropical Ichthyology*, 15(3): e160171.
- SIOLI, H. 1968. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region. *Amazoniana*, 1(3): 267-277.
- SIVASUNDAR, A.; BERMINGHAM, E.; ORTÍ, G. 2001. Population structure and biogeography of migratory freshwater fishes (*Prochilodus*: Characiformes) in major South American rivers. *Molecular Ecology*, 10: 407-417.
- SOARES, M. G. M.; COSTA, E. L.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; ANJOS, H. D. B.; YAMAMOTO, K. C.; FREITAS, C. E. C. 2008. *Peixes de lagos do médio Rio Solimões*. 2 ed. Manaus: Instituto Piatam, 160p.
- STALLARD, R. F.; EDMOND, J. M. 1983. Geochemistry of the Amazon: 2. The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. *Journal of Geophysical Research*, 88: 9671-9688.
- TAYLOR, B. W.; FLECKER, A. S.; HALL, R. O. 2006. Loss of a harvested species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science*, 313: 833-836.
- WELCOMME, R. L. 1990. Status of fisheries in South American rivers. *Interciencia*, 15(6): 337-345.
- WINEMILLER, K. O. 2004. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. In: WELCOMME, R. L.; PETR, T. (Eds.). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Volume 2. Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok: RAP Publication, 16, p. 285-309.
- WINEMILLER, K. O.; JEPSEN, D. B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53 (Supplement A): 267-296.
- YOSSA, M. I.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. 1998. Detritivory in two Amazonian fish species. *Journal of Fish Biology*, 52: 1141-1153.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sucesso da atividade pesqueira nos ambientes de várzea depende de um conjunto de variáveis ambientais, que incluem a estrutura da paisagem e a densidade da floresta, a dinâmica e a intensidade da alagação, além da pressão da exploração pesqueira, expressa pela intensidade do esforço, como pelo isolamento do local de pesca. Esta diversidade de fatores, aumentam a complexidade do sucesso da atividade pesqueira em múltiplas escalas espaciais e temporais. Neste trabalho, buscamos compreender como ocorre a influência desses conjuntos de variáveis sobre as capturas das principais espécies exploradas e em particular sobre as capturas do curimatã na região do Baixo Amazonas.

O esforço de pesca é uma variável importante nesse estudo, pois determina a quantidade de peixes capturados. De maneira geral, no atual estado das pescarias, concluímos que quanto maior o esforço maior será a quantidade de pescado. Mas, essa relação também depende da variação do nível da água. Níveis mais altos ou mais baixos influenciam na vulnerabilidade dos peixes, que por sua vez, afetam o esforço pesqueiro. Nesse sentido, observou-se que há um ajuste dos pescadores, que aumentam o seu esforço de pesca quando o peixe está abundante e quando o ambiente é mais propício para maiores rendimentos pesqueiros. Com isso entende-se que eles buscam sempre otimizar o binômio custo-benefício.

Os resultados indicaram que as capturas e o esforço de pesca dos 13 taxa mais explorados e do curimatã mostraram tendências decrescentes, ao longo dos anos estudados, bem como as áreas de floresta nos lagos considerados. Os lagos são ambientes importantes para a sobrevivência e o crescimento das espécies de peixes, pois atuam como berçários principalmente para as espécies migradoras de grande relevância para a atividade pesqueira. Nesse sentido, o acesso dos peixes as áreas de florestas dentro dos lagos têm um papel fundamental, pois fornece alimento e refúgio contra predadores que beneficia o recrutamento.

Maiores níveis da água dos rios aumentam o acesso dos peixes a maiores áreas de florestas inundadas, isso aumenta o sucesso do recrutamento, pois fornece para os peixes maior quantidade de recursos derivados da floresta, que por sua vez, reflete em maiores rendimentos pesqueiros, algum tempo depois. O curimatã, que é uma espécie migradora, que alterna entre os ambientes inundados e dos canais dos rios ao longo do ano, é um bom exemplo dessa relação. Os resultados desta pesquisa

nos permitem concluir que quando o nível da água do rio for muito alto, 15 meses depois a captura e o esforço de pesca aumentam, contribuindo para maiores rendimentos. Isto confirma a relevância dos maiores níveis de alagamento nos ambientes de várzea para o sucesso do recrutamento.

A dinâmica de alagação do rio Amazonas tem alterações entre anos, sendo influenciado por fatores naturais como os fenômenos de El Niño e La Niña que intensificam as variações dos níveis das águas dos rios, e desta forma afetam a quantidade de peixe disponível para a pesca ao longo dos anos. Mas, os extremos entre os níveis mais baixos e altos podem ser intensificados com o avanço dos impactos antropogênicos que interferem nos ciclos hidrológicos dos rios, como construções de barragens para a obtenção de energia elétrica, o desmatamento para o avanço da agricultura e pecuária e até mesmo as mudanças climáticas podem alterar a dinâmica normal de alagação dos rios e com isso influenciando negativamente na produtividade pesqueira.

Atualmente, o desmatamento é o impacto antropogênico que gera maiores preocupações para a atividade pesqueira, pois como observado neste estudo, os lagos com menores áreas de florestas possuem menores rendimentos pesqueiros do que lagos com maiores áreas florestadas. Ademais, a ocupação desordenada e a pressão pesqueira seletiva na região impactam negativamente os lagos. Aqueles que estão mais próximos dos centros urbanos, certamente são alvo de maiores taxas de desmatamento, maior intensidade de uso para a criação de gado, búfalos e agricultura. Provavelmente estes fatores explicam porque os lagos mais próximos apresentam menores rendimentos pesqueiros.

Estudos anteriores indicam que o desmatamento reduz a riqueza, abundância e a biomassa dos peixes. Neste estudo, foi possível prever a influência do desmatamento sobre a produtividade pesqueira na região do Baixo Amazonas. Foi comprovado que lagos que possuem menores áreas florestadas, são menos resilientes quanto os efeitos das taxas de mortalidade natural e por pesca, possuindo menos disponibilidade de peixes para as frotas pesqueiras. Assim, concluímos que o avanço do desmatamento poderá reduzir a produtividade pesqueira no futuro, prejudicando as populações humanas que dependem da atividade pesqueira.

Acreditamos que esse efeito possa ser melhor confirmado se analisarmos no futuro uma série temporal mais longa. Uma das maiores dificuldades deste estudo foi mapear as áreas de florestas em ambientes de várzeas, mas com o avanço do

sensoriamento remoto e o acesso gratuito de áreas já mapeadas para a região amazônica foi possível obter esses resultados até então, nunca provados. Atualmente uma série temporal maior de áreas mapeadas para toda a região amazônica está disponível no site MapBiomias (<http://mapbiomas.org/>), o que pode contribuir para maior compreensão sobre os efeitos do avanço do desmatamento no rendimento pesqueiro em trabalhos futuros.

O grande desafio para os estudos futuros está em incluir os efeitos das mudanças climáticas na produtividade pesqueira. Pois, como observado neste estudo as variáveis explicativas analisadas não atuam de forma isolada, pois uma depende da outra, como já foi dito, maiores níveis da água aumentam o acesso dos peixes a ambientes de várzea mais favoráveis para a sobrevivência e crescimento, que por sua vez, aumenta o recrutamento e como consequência, contribui para os melhores rendimentos.

Mas, as mudanças climáticas também podem reduzir o rendimento pesqueiro no futuro, como os efeitos do El Niño e La Niña são difíceis separar dos efeitos das mudanças climáticas. Acreditamos que estudos posteriores nessa temática são de grande relevância para a manutenção da atividade pesqueira, pois com o avanço do desmatamento e o contínuo impactos antrópicos que alteram o clima da região amazônica, podem provocar sérias ameaças a biologia dos peixes e a produtividade pesqueira. Mas, estudos nessa temática necessitariam de uma grande série de dados, que para região amazônica ainda são escassos. Nesse sentido, é de grande importância o contínuo monitoramento da atividade pesqueira que até o momento é pouco considerado como atividade econômica importante no nosso país.

Portanto, o pescado é uma proteína de grande qualidade e de baixo custo que merece mais atenção dos nossos governantes. O rendimento pesqueiro é influenciado pelos efeitos negativos dos impactos antropogênicos e que podem ser drasticamente reduzidos se os impactos continuarem. Com isso, grande parte das populações de peixes e humanas estariam prejudicadas, dificultando a sobrevivência e diminuindo o tamanho dos peixes e agravando a constante necessidade de alimento e renda das populações humanas. Nesse sentido, se faz necessário a delimitação de políticas públicas voltadas para a pesca na região do Baixo Amazonas para a conservação das áreas de florestas de várzeas e manutenção da atividade pesqueira.