



Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Instituto de Biociências

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Tese de doutorado



**Contribuições do conhecimento dos
pescadores no estudo da estrutura trófica de
peixes e da pesca em rios da Amazônia**

Paula Evelyn Rubira Pereyra

Orientador: Dr. Renato Azevedo Matias Silvano

Porto Alegre, Outubro de 2021

**Contribuições do conhecimento dos pescadores no estudo
da estrutura trófica de peixes e da pesca em rios da Amazônia**

Paula Evelyn Rubira Pereyra

Tese de Doutorado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia, do Instituto de
Biotecnologia, da Universidade
Federal do Rio Grande do Sul,
como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutora
em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Renato Azevedo Matias Silvano

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Alexandre Schiavetti (UESC)

Prof. Dra. Alpina Begossi (UNICAMP)

Prof. Dr. Luciano Montag (UFPA)

CIP - Catalogação na Publicação

Rubira Pereyra, Paula Evelyn

Contribuições do conhecimento dos pescadores no estudo da estrutura trófica de peixes e da pesca em rios da Amazônia / Paula Evelyn Rubira Pereyra. -- 2021.

166 f.

Orientador: Renato Azevedo Matias Silvano.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS, 2021.

1. conhecimento ecológico local. 2. ecologia de peixes. 3. ecologia humana. 4. isótopos estáveis. 5. posição trófica. I. Azevedo Matias Silvano, Renato, orient. II. Título.

Essa tese é dedicada a todos os povos da Amazônia que com coragem e bravura resistem!

Agradecimentos

Agradeço a Deus,

Aos meus pais Cristina e Avelino e a Soso por todo amor, suporte e incentivo.

Agradeço a todos os pescadores (as) que participaram da pesquisa, que me trataram com tanto respeito e carinho e que compartilharam seu tempo, ensinamentos e seus lares.

Gostaria de agradecer ao meu orientador Renato Silvano por todos os ensinamentos, amizade e oportunidades profissionais. Obrigada por me receber no seu laboratório, compartilhar todo o seu entusiasmo em relação à pesquisa e por sempre me responder prontamente. Espero que possamos continuar trabalhando juntos!

Ao Gustavinho Hallwass, que não é meu coorientador oficial, mas que sempre me apoiou muito. Fico feliz que nossos caminhos tenham se cruzado e que isso tenha me incentivado a vir para a UFRGS. Obrigada pelas conversas e amizade.

Aos meus amigos e colegas do Laboratório de ECologia HUmana e de PEixes, por todo o carinho, pelas conversas científicas e não científicas, pelos chimas, momentos de descontração e campos incríveis. Gostaria de agradecer especialmente a Pedrinho, Tati e Paula Austríaca que foram as primeiras pessoas que me acolheram em POA. Gostaria de agradecer a Márcia, Carolina e Camila pela oportunidade de ensinar e aprender com vocês e ao Kalu por se disponibilizar a me ajudar com a criação de tantos mapas bonitos. Aos companheiros de campo Prof. Marcelo Andrade por toda ajuda e ensinamentos sobre peixes e a Prof. Cristiane Cunha, Unifespa e o Ideflor por todo apoio e suporte logístico para a realização do campo no Tocantins.

A minha família por todo o carinho, em especial aos meus tios Raimundo e Zilá pelo acolhimento e por toda ajuda.

Aos amigos do Bomfimz Lab, Camana, Leoni, Pati, Prauchner e Rômulo, por vários cafés e momentos alegres.

A minha amiga e vizinha querida Kau, por sempre me ouvir, me ajudar e se fazer presente. Obrigada por você existir!!

As meninas do Clube Vivi, Bine, Dani, Flora e Lu por vários momentos divertidos.

Aos meninos da ECO Ricky, Maiquito, Lukita e Naka pela amizade e apoio.

Aos meus amigos de longa data Cindy, Duda, Fio, Pepe, Kero, Bia, Renan, Analu, Ana Mai pela irmandade e por estarmos juntos, mesmo distantes. Gracias Bia por todas as dicas sobre o TrophicPosition!!

Aos ictioamigos que contribuíram para minha formação acadêmica e pessoal.

As amigas da Oceano Lais, Nati e Carine por todos os momentos alegres e casuais na vida do Cassino e pelas grandes aventuras.

Ao professor Marco Mello por disponibilizar tantos materiais interessantes e importantes para começar no caminho incrível que é a Ecologia de Redes.

Ao PPG Ecologia, especialmente a Paula Flores por sempre ser muito solícita.

A prof. Sandra Hartz por todos os ótimos conselhos e contribuições para o meu trabalho e ao prof. Milton Mendonça por todas as conversas e campos que tive oportunidade de aprender grandemente.

Ao CNPq pela bolsa de estudos.

Aos financiadores Tracking Change, USAID, Eletronorte/ANEEL que possibilitaram as coletas de dados.

Agradeço aos professores, Alpina Begossi, Alexandre Schiavetti e Luciano Montag (banca examinadora) por aceitarem avaliar e contribuir com o meu trabalho.

RESUMO

Os ambientes de água doce podem ser considerados um dos mais alterados e ameaçados do mundo. Na Amazônia Brasileira, os organismos estão vulneráveis aos impactos que estão em ascensão, como represas, mineração, desmatamento e a pesca excessiva. A partir de abordagens ecológicas como a análise de isótopos estáveis (AIE) e redes de interação, é possível avaliar mudanças tanto naturais quanto de origem antropogênica que estão ocorrendo nas comunidades. No entanto, em ambientes tropicais o conhecimento sobre ecologia trófica dos peixes ainda é reduzido. Nesse sentido, o conhecimento ecológico local (CEL) dos pescadores pode contribuir no entendimento do uso dos recursos alimentares, visando avançar no entendimento da utilização dos recursos e mudanças ao longo do tempo. No capítulo 1, a partir de entrevistas (CEL dos pescadores) e AIE, o objetivo principal foi calcular a posição trófica de seis espécies de peixes importantes para a pesca nos rios Tapajós e Tocantins. Os níveis tróficos médios dos peixes não diferiram entre a AIE e o CEL dos pescadores em ambos os rios, exceto para o peixe aracu (*Leporinus fasciatus*) no rio Tapajós. Os principais alimentos consumidos pelos peixes de acordo com o CEL dos pescadores estavam de acordo com a literatura biológica. Além disso, os pescadores forneceram informações úteis sobre hábitos alimentares de predadores dos peixes. No capítulo 2, através de entrevistas com pescadores em três rios da Amazônia (Negro, Tapajós e Tocantins), foram construídas redes ecológicas com o objetivo de compreender a dieta de peixes frugívoros. Quando consideramos os três rios, os pescadores citaram um total de 98 itens consumidos por seis espécies de peixes frugívoros. O padrão mais aninhado da rede do rio Tocantins pode sugerir a perda de interações especializadas em comunidades que sofreram distúrbios, já à rede do rio Tapajós pode ser considerada mais robusta a mudanças devido a uma maior modularidade. No capítulo 3, o nosso objetivo foi compreender e

acessar mudanças na pesca no rio Tapajós com base no CEL dos pescadores a partir da abordagem de redes de interações. Os resultados demonstraram que menores valores de modularidade e maiores de aninhamento, que é o caso da rede baseada em informações de pescarias atuais, tendem a diminuir a persistência em caso de distúrbios, indicando uma menor resiliência do sistema. Não ocorreram mudanças nas espécies de peixes utilizadas pelos pescadores desde o início de suas atividades (passado) e atualmente. No entanto, atualmente ocorreu um forte rearranjo nas interações entre os pescadores e os recursos pesqueiros, ocorrendo um maior direcionamento para determinadas espécies-alvo, indicando possível aumento da pressão pesqueira.

Palavras-chave: conhecimento ecológico local, ecologia de peixes, ecologia humana, isótopos estáveis, posição trófica, redes ecológicas

ABSTRACT

Freshwater environments can be considered one of the most altered and threatened environments in the world. In the Brazilian Amazon, organisms are vulnerable to the impacts that are on the rise such as dams, mining, deforestation, and overfishing. Through ecological approaches such as stable isotope analysis (SIA) and interaction networks, it is possible to assess both natural and anthropogenic changes that are occurring in communities. However, in tropical environments knowledge about trophic ecology of fishes is still limited. In this regard, the local ecological knowledge (LEK) of fishers can contribute to the understanding of food resource use, aiming to advance the understanding of resource utilization and changes over time. In chapter 1, from interviews (fisher's LEK) and SIA, the main objective was to calculate the trophic position of six fish species important for fisheries in the Tapajós and Tocantins rivers. The mean trophic levels of the fish did not differ between the SIA and LEK of the

fishers in both rivers, except for the aracu fish (*Leporinus fasciatus*) in the Tapajós River. The principal foods consumed by the fish according to the fishers' LEK were in agreement with the biological literature. In addition, fishers provided useful information on the feeding habits of fish predators. In chapter 2, through interviews with fishers in three Amazonian rivers (Negro, Tapajós and Tocantins), ecological networks were constructed with the objective of understanding the diet of frugivorous fish. When considering the three rivers, the fishers cited a total of 98 items consumed by six species of frugivorous fish. The more nested pattern of the Tocantins River network may suggest the loss of specialized interactions in disturbed communities, whereas the Tapajós River network may be considered more robust to change due to greater modularity. In chapter 3, our goal was to understand and assess changes in the Tapajós River fisheries based on the fisher's LEK from the interaction networks approach. The results showed that lower modularity values and higher nesting values, which is the case for the network based on current fisheries information, tend to decrease persistence in case of disturbances, indicating lower system resilience. There have been no changes in the fish species used by the fishers from the beginning of their activities (past) and now. However, currently there has been a strong rearrangement in the interactions between fishers and fisheries resources, with a greater focus on certain target species, indicating a possible increase in fishing pressure.

Keywords: ecological networks, fish ecology, human ecology, local ecological knowledge, stable isotopes, trophic position

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	1
LISTA DE TABELAS.....	3
INTRODUÇÃO GERAL.....	6
Conhecimento Ecológico Local.....	6
Pesca artesanal de águas interiores.....	7
Pesca e impactos ambientais e a conservação na Amazônia.....	8
Redes de interação.....	9
Análise de isótopos estáveis e relações tróficas.....	11
Objetivos da tese.....	13
Referências bibliográficas.....	14
CAPÍTULO 1: ‘TAKING FISHERS’ KNOWLEDGE TO THE LAB’: AN INTERDISCIPLINARY APPROACH TO UNDERSTAND FISH TROPHIC RELATIONSHIPS IN THE BRAZILIAN AMAZON.....	29
Abstract.....	30
Introduction.....	31
Materials and Methods	35
<i>Study area</i>	35
<i>Study population</i>	35
<i>Interviews</i>	36
<i>Fish sampling</i>	34
<i>Processing</i>	38
<i>Data analysis</i>	40
Results.....	42
Discussion.....	50
Author contributions.....	57

Funding.....	57
Acknowledgement.....	57
References.....	58
Supplementary Materials.....	155
CAPÍTULO 2: CONTRIBUIÇÕES DO CONHECIMENTO DOS PESCADORES PARA ENTENDER A DIETA E REDES DE INTERAÇÃO ALIMENTARES DE PEIXES FRUGÍVOROS FLUVIAIS TROPICAIS.....	
	73
Resumo.....	74
Abstract.....	75
Introdução.....	76
Material & Métodos.....	80
<i>Área de estudo</i>	80
<i>Entrevistas</i>	81
<i>Análises de dados</i>	83
Resultados.....	84
Discussão.....	94
Agradecimentos.....	101
Referências bibliográficas.....	102
Material suplementar.....	163
CAPÍTULO 3: CAIU NA REDE É PEIXE: ALIANDO O CONHECIMENTO ECOLÓGICO LOCAL DOS PESCADORES E REDES DE INTERAÇÃO PARA AVALIAR MUDANÇAS NA UTILIZAÇÃO DOS RECURSOS PESQUEIROS EM UM RIO TROPICAL.....	
	117
Resumo.....	118
Abstract.....	119
Introdução.....	121
Material & Métodos.....	125

<i>Área de estudo</i>	125
<i>Entrevistas</i>	125
<i>Análises de dados</i>	127
Resultados.....	129
Discussão.....	134
Agradecimentos.....	139
Referências bibliográficas.....	139
Material suplementar.....	166
Considerações Finais.....	153

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1: ‘Taking fishers’ knowledge to the lab’: an interdisciplinary approach to understand fish trophic relationships in the Brazilian Amazon

Figura 1: Localização dos rios, comunidades e locais de amostragem de entrevistas e amostras de peixes para análise de isótopos estáveis nos rios Tapajós (a, c) e Tocantins (b, d), na Amazônia brasileira.38

Figura 2: Comparação pareada entre os níveis tróficos de espécies de peixes com base no conhecimento dos pescadores (CEL) e na análise de isótopos estáveis nos rios a) Tapajós ($t = -0,58$, $df = 5$, $p = 0,96$) e b) Tocantins ($t = 0,48$, $df = 4$, $p = 0,66$). As espécies de peixes analisadas foram Aracu (*Leporinus fasciatus*), Charuto (*Hemiodus unimaculatus*), Jaraqui (*Semaprochilodus* spp.) exceto no rio Tocantins, Pescada (*Plagioscion squamosissimus*), Piranha (*Serrasalmus rhombeus*), e Tucunaré (*Cichla pinima*).46

Figura 3: Comparação do número médio de citações de pescadores entre os rios Tapajós e Tocantins com relação ao número de a) presas de peixes ($t = 4,96$, $df = 97$, $p < 0,01$) e b) predadores de peixes ($t = 0,88$, $df = 97$, $p = 0,38$). O boxplot indica a mediana (linha escura dentro da caixa) e quartis (25% e 75%, linhas externas da caixa). A distribuição dos dados é indicada pela área colorida do violino.46

Figura 4: Diagrama representando as relações de alimentação dos peixes (teia alimentar simplificada) das espécies estudadas, com base no conhecimento ecológico local dos pescadores sobre presas de peixes (pergunta: O que este peixe come?) nos rios a) Tapajós ($n = 65$ pescadores) e b) Tocantins ($n = 33$ pescadores), na Amazônia brasileira. Os números são a porcentagem de pescadores entrevistados que mencionaram cada interação alimentar. A soma pode ser maior que 100%, pois os pescadores poderiam citar mais de um alimento para cada espécie de peixe estudada. As interações

alimentares que concordam com as relações de alimentação dos peixes relatadas na literatura biológica (Mérona et al., 2001; Mérona e Rankin-de-Mérona, 2004; Dary et al., 2017) são marcadas em amarelo e com *.....48

Figura 5: Diagrama representando as relações de alimentação de peixes (teia alimentar simplificada) das espécies de peixes estudadas, com base no conhecimento ecológico local dos pescadores sobre predadores de peixes (pergunta: Quem come este peixe?) nos rios a) Tapajós (n = 65 pescadores) e b) Tocantins (n = 33 pescadores), na Amazônia brasileira. Os números são a porcentagem de pescadores entrevistados que mencionaram cada interação alimentar. A soma pode ser maior que 100%, pois os pescadores poderiam citar mais de um alimento para cada espécie de peixe estudada. As interações alimentares que concordam com as relações de alimentação dos peixes relatadas na literatura biológica (Best, 1984; Silva et al., 2013; Dary et al., 2017; Jacobi et al., 2020) são marcadas em amarelo e com *.....49

CAPÍTULO 2: Contribuições do conhecimento dos pescadores para entender a dieta e redes de interação alimentares de peixes frugívoros fluviais tropicais

Figura 1: Localização das comunidades onde foram realizadas as entrevistas nos rios Negro, Tapajós e Tocantins, na Amazônia brasileira.....82

Figura 2: Rede de interação entre peixes e plantas baseada no conhecimento ecológico dos pescadores (n = 120) no rio Negro.....92

Figura 3: Rede de interação entre peixes e plantas baseada no conhecimento ecológico dos pescadores (n = 161) no rio Tapajós.....93

Figura 4: Rede de interação entre peixes e plantas baseada no conhecimento ecológico dos pescadores (n = 137) no rio Tocantins.....94

CAPÍTULO 3: Caiu na rede é peixe: Aliando o conhecimento ecológico local dos pescadores e redes de interação para avaliar mudanças na utilização dos recursos pesqueiros em um rio tropical

Figura 1: Mapa mostrando as 27 comunidades onde foram realizadas as entrevistas no rio Tapajós, Amazônia Brasileira. Números identificando as comunidades: 1 - Ponta de Pedras, 2 - Alter do Chão, 3 - Pindobal, 4 - Aramanaí, 5 - Maguari, 6 - Acaratinga, 7 - São Domingos, 8 - Piquiatuba, 9 - Pedreira, 10 - Pini, 11 - Prainha, 12 - Urucurituba, 13 - Fordlândia, 14 - Cauaçupeá, 15 - Brasília Legal, 16 - Barreiras, 17 - Pedra Branca, 18 - Miritituba, 19 - Itaituba, 20 - Boa Vista do Tapajós, 21 - Canaã, 22 - São Luiz do Tapajós, 23 - Jacareacanga, 24 - Vila do Amorim, 25 - Surucuá, 26 - Jauarituba, 27 - Boim.127

Figura 2: Rede de interação dos pescadores (esquerda) e peixes (direita) para quando os pescadores iniciaram as atividades de pesca, com base no CEL dos pescadores do rio Tapajós.....132

Figura 3: Rede de interação dos pescadores (esquerda) e peixes (direita) considerando as pescarias atuais, com base no CEL dos pescadores do rio Tapajós.....133

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1: ‘Taking fishers’ knowledge to the lab’: an interdisciplinary approach to understand fish trophic relationships in the Brazilian Amazon

Tabela 1: Média e desvio padrão (DP) de tamanho (comprimento total), número de amostras (n) e valores de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) de peixes e moluscos amostrados nos rios Tapajós e Tocantins.44

Tabela 2: Níveis tróficos calculados a partir do conhecimento ecológico local (CEL) dos pescadores e estimativas de níveis tróficos posteriores originados de modelos Bayesianos (valores médios e intervalo de credibilidade de 95%) baseados na análise de isótopos estáveis para as espécies de peixes estudadas nos rios Tapajós e Tocantins. Os valores dos níveis tróficos calculados a partir do CEL em negrito são aqueles dentro da faixa de credibilidade dos valores calculados através da análise de isótopos estáveis.....45

S1. Presas dos peixes baseado no conhecimento ecológico local dos pescadores. Os números são a porcentagem de citações dos pescadores de cada alimento em cada rio, Tapajós e Tocantins.....155

S2. Predadores dos peixes com base no conhecimento ecológico local dos pescadores. Os números são a porcentagem de citações de pescadores de cada predador em cada rio, Tapajós e Tocantins.....158

S3. Questionário utilizado nas entrevistas com os pescadores. Nem todas as perguntas foram analisadas neste estudo; as perguntas incluídas neste estudo estão marcadas em negrito.....160

CAPÍTULO 2: Contribuições do conhecimento dos pescadores para entender a dieta e redes de interação alimentares de peixes frugívoros fluviais tropicais

Tabela 1: Porcentagem de pescadores que citaram itens utilizados pelos frugívoros como alimento nos rios Negro (N, n= 120 pescadores), Tapajós (Tap, n = 161) e Tocantins (Toc, n= 137): Valores em negrito correspondem a mais de 10% dos entrevistados. Os dados foram utilizados para construção das redes de interação e cálculo de métricas86

Tabela 2: Métricas das redes de interação peixes-frutos segundo o conhecimento tradicional dos pescadores.....91

Tabela S1: Espécies de plantas citadas pelos pescadores nos rios Negro, Tapajós e Tocantins.163

CAPÍTULO 3: Caiu na rede é peixe: Aliando o conhecimento ecológico local dos pescadores e redes de interação para avaliar mudanças na utilização dos recursos pesqueiros em um rio tropical

Tabela 1: Espécies citadas pelos pescadores entrevistados (n=311) no rio Tapajós.....130

Tabela 2: Propriedades das redes de interações entre pescadores (n=311) e peixes no rio Tapajós.....131

Tabela S1: Média e desvio padrão (DP) da idade dos entrevistados e do tempo de experiência na pesca. UC= Está contida ou não em Unidade de conservação no rio Tapajós.....166

INTRODUÇÃO GERAL

Conhecimento ecológico local

O conhecimento ecológico local (CEL), em inglês (LEK ou TEK) também conhecido como conhecimento ecológico tradicional é gerado a partir das interações, prática e crenças das pessoas ao estarem em contato umas com as outras e com o meio ambiente (Boyd and Richerson, 1985; Berkes, 1999; Berkes et al., 2000; Albuquerque et al., 2021). Estudos abordando o CEL permitem avançar no conhecimento em regiões que carecem de informações por falta de investimento, em locais remotos e organismos que apresentam comportamentos complexos (Johannes et al., 2000; Turvey et al., 2013; Lin et al., 2019). Além disso, com base no CEL de populações locais e tradicionais é possível compreender sobre as interações ecológicas que ocorrem entre diversos organismos que são utilizados pelas populações humanas (Begossi et al., 1999, 2004; Silva et al., 2007; Andrade et al., 2021). Através do CEL podem ser obtidos novos dados sobre migração, reprodução, hábitos alimentares de peixes (Silvano and Begossi, 2010; Nunes et al., 2011, 2019; Herbst and Hanazaki, 2014; Bezerra et al., 2021; Pereyra et al., 2021), bem como fornecer informações sobre a pesca e mudanças temporais na utilização dos recursos pesqueiros (Bender et al., 2014; Fogliarini et al., 2021; Hallwass et al., 2020a; Zapelini et al., 2019, 2020) e na avaliação de impactos ambientais nos ambientes e nos organismos (Hallwass et al., 2013; Runde et al., 2020; Santos et al., 2020). As informações sobre a ecologia e história natural das espécies podem ser aperfeiçoadas, a partir do conhecimento específico da população local juntamente com informações científicas (Silvano and Begossi, 2010; Huntington et al., 2011; Wedemeyer-Strombel, 2019; Jacobi et al., 2020; Pereyra et al., 2021). Os estudos podem ser realizados com baixo custo (tempo e material) e podem ser amostrados através de metodologia simples, podendo ser obtidas informações em diferentes escalas

(espaciais e temporais) (Poizat and Baran, 1997). Além disso, o CEL pode auxiliar nas políticas de gestão dos recursos naturais (Campos-Silva and Peres, 2016; Ternes et al., 2016; Freitas et al., 2020; Berkes, 2021).

Pesca artesanal de águas interiores

A pesca de águas interiores é realizada em ambientes de água doce como: lagos, rios, riachos, lagoas, canais e represas (FAO, 2021). Mais de 90% da produção mundial da pesca de águas interiores é utilizada para consumo humano, principalmente em países em desenvolvimento (Welcomme et al., 2010). A pesca de águas interiores é altamente dispersa, com produtos que raramente são exportados, e geralmente são vendidos através de mercados informais ou trocados através de cadeias de fornecimento de alimentos (Welcomme et al., 2010). A partir da pesca de águas interiores acessam-se diferentes tipos de serviços ecossistêmicos como segurança nutricional, renda, coesão social (como construção de comunidades), manutenção de tradições e cultura, e lazer (Holmlund and Hammer, 1999; Lynch et al., 2016). No entanto, apesar dos inúmeros serviços ecossistêmicos prestados, os ambientes de água doce estão fortemente ameaçados (Vörösmarty et al., 2010; Reid et al., 2019), tendo como consequência um acelerado declínio da biodiversidade (Strayer and Dudgeon, 2010; Harrison et al., 2018).

Na bacia Amazônica, os rios podem ser classificados em três categorias devido a cor e propriedades físico-químicas da água (água negra, água branca e água clara), possuindo diferentes origens geológicas (Sioli, 1984; Junk et al., 2011). Os rios de água branca drenam os Andes e os solos pré-andinos com sedimentos de lagos e estuários e foram formados nos períodos Terciário e Pleistoceno, já os rios de águas claras e negras drenam o escudo Brasileiro ou escudo das Guianas (Sioli, 1984).

Pesca e impactos ambientais e a conservação na Amazônia

A Bacia Amazônica é o maior ecossistema de água doce do mundo, drenando uma área de 7.351.000km² (Junk et al., 2007). A pesca artesanal de pequena escala na Amazônia fornece cerca de 60% do total de desembarques de peixes comerciais e sustenta as comunidades locais que vivem na região (Bayley and Petrere, 1989). Grande parte do peixe que é pescado na Amazônia e consumido nas comunidades ribeirinhas e não chega a ser desembarcado e registrado nos mercados (Hallwass et al., 2011), algo que tem ocorrido em outras pescarias de águas interiores ao redor do mundo (Fluet-Chouinard et al., 2018). Monitoramentos são escassos na bacia, sendo historicamente existentes somente para os locais principais de desembarque (Manaus, Santarém e Belém) (Barthem and Fabré, 2004; Isaac et al., 2008; Pinaya et al., 2016). Algumas espécies de peixes, principalmente as que atingem maiores tamanhos, mostram tendências de pesca intensiva e diminuição do tamanho dos indivíduos e da população, principalmente próximo a ambientes urbanizados, mais próximas de cidades maiores (Tregidgo et al., 2017; Keppeler et al., 2018).

Uma das principais estratégias visando a conservação da biodiversidade é a criação de áreas protegidas (Engel et al., 2014; Harrison et al., 2016; Mintzer et al., 2020). A maior alocação de terras para conservação está centrada nas bacias hidrográficas do Trombetas, Xingu e Negro, onde as áreas destinadas a conservação ocupam 92,5%, 56,9% e 50,6% do total da bacia, respectivamente (Trancoso et al., 2010). Entretanto, são poucos os locais que foram projetados para proteger ecossistemas de água doce (Dagosta et al., 2020).

No entanto, apesar de existirem iniciativas de conservação, existem diferentes fontes de impactos antrópicos que os rios estão sofrendo além do aumento da pressão pesqueira, como a construção de hidrelétricas e o desmatamento. A expansão da

demanda energética tem aumentado o número de projetos de barragens (Finer and Jenkins, 2012) Atualmente, na Bacia Amazônica existem cerca de 158 barragens em operação ou que estão em construção e estão sendo planejadas em média 351 novas represas para os próximos 30 anos (Almeida et al., 2019). A construção de hidrelétricas pode ter inúmeros impactos no ambiente, como a modificação do ciclo hidrológico do rio (Agostinho et al., 2008), a diminuição dos nutrientes na planície de inundação (Zahar et al., 2008), bem como a fragmentação do habitat (Turgeon et al., 2019; Couto et al., 2021). As barragens podem bloquear as rotas de migração dos peixes, afetando o ciclo de vida das populações (Winemiller et al., 2016; VanDamme et al., 2019; Duponchelle et al., 2021). Além disso, a interrupção das rotas migratórias pode afetar a composição, a abundância e os atributos funcionais dos peixes (Agostinho et al., 1999; Oliveira et al., 2018).

O desmatamento reduz a abundância e diversidade de comunidades vegetais altamente produtivas que sustentam populações animais abundantes (Tregidgo et al., 2017). Em ambientes próximos a riachos e rios, o desmatamento pode diminuir a riqueza de peixes, diversidade e abundância (Castello et al., 2013; Lobón-Cervía et al., 2015), e a biomassa e a diversidade funcional (Arantes et al., 2019a). O desmatamento de ~50% das bacias do Tocantins-Araguaia aumentou a descarga de água em 25% durante todo o ano e deslocou o pulso de inundação por um mês nesses rios (Costa et al., 2003).

Redes de interação

As complexas teias alimentares em que as espécies interagem promoveram o uso da teoria de redes para melhor compreender as comunidades ecológicas (Jordano et al., 2003; Fortuna and Bascompte, 2006; Lewinsohn and Prado, 2006; Mello et al., 2019).

As abordagens de redes ecológicas podem contribuir para práticas de conservação, quantificando a importância das espécies dentro da comunidade (Tylianakis et al., 2008; McDonald-Madden et al., 2016; Fricke and Svenning, 2020). Historicamente, as redes têm sido descritas e analisadas pela teoria de grafos, uma importante área da matemática (Barabasi and Pósfai, 2016). Além disso, a abordagem de redes utiliza ferramentas e conceitos importados de outros campos, como a física, sociologia e a matemática (Ings and Hawes, 2018). Vários sistemas podem ser representados através de redes como a conectividade dentro da internet (Yook et al., 2002), o tráfego aéreo mundial (Guimerà et al., 2005), as migrações humanas (Simini et al., 2012; Deville et al., 2016), e co-autorias em artigos científicos (Barabási et al., 2002), pois apresentam uma estrutura comum nas quais todos os elementos (usuários, colaboradores ou espécies ecológicas) são os nós conectados pelos links. Alguns exemplos de redes são as do tipo mutualista visitante/polinizador (Memmott et al., 2004; Kaiser-Bunbury et al., 2010), redes planta-frugívoro (Vizentin-Bugoni et al., 2019; Araujo et al., 2020), as antagonistas podem ser do tipo teias alimentares (Paine, 1980; D’Alelio et al., 2019) ou redes hospedeiro-parasitóide (Grass et al., 2018). Basicamente, uma rede trófica representa interações como links que refletem o intercâmbio de energia entre os consumidores e os seus recursos (Barabasi and Pósfai, 2016). Os vínculos podem ser binários (quando são registrados presença ou ausência de interações), ou quando são caracterizadas a intensidade ou peso das interações, levando em consideração a força da interação (Blüthgen et al., 2008; Beckett, 2016). As redes do tipo bipartidas descrevem as interações em dois níveis das comunidades (Vázquez et al., 2007; Carman and Jenkins, 2016). As duas métricas mais comuns de estrutura de rede que tem sido estudadas mais intensamente são o aninhamento e a modularidade (Bascompte et al., 2003; Lewinsohn and Prado, 2006; Fortuna et al., 2010). Nas redes aninhadas, os links das espécies

especializadas são subconjuntos bem definidos dos links de generalistas (Bascompte et al., 2003). Já a modularidade descreve subconjuntos de espécies (módulos) que estão internamente altamente conectados, mas são menos conectados a outros subconjuntos de espécies (Olesen et al., 2007).

Análise de isótopos estáveis e relações tróficas

Tradicionalmente os estudos sobre ecologia alimentar utilizam a análise de conteúdo estomacal para inferir a alimentação dos peixes (Reys et al., 2009; Neves et al., 2015; Prudente et al., 2016). No entanto, embora seja uma técnica com uma alta resolução em termos taxonômicos, alguns itens podem ser refratários à digestão, principalmente aqueles de material rígido (como carapaças), sendo superestimados quando comparados a itens mais fáceis de digerir (Condini et al., 2015). Além disso, peixes piscívoros (peixes que se alimentam de outros peixes) apresentam uma grande quantidade de estômagos vazios, bem como peixes que se alimentam preferencialmente na coluna d' água (Vinson and Angradi, 2011). Nesse sentido, a análise de isótopos estáveis tem sido utilizada amplamente em estudos de alimentação, pois permite avaliar o que de fato foi assimilado aos tecidos do consumidor (Fry, 2006). Além disso, é possível ser integrada uma janela temporal de assimilação do recurso, que pode variar dependendo do caminho metabólico que o alimento percorre antes de ser integrado a algum tecido (Martinelli et al., 2009). Geralmente essa janela temporal pode ser de dois a três meses quando consideramos músculos de peixes (Mont'Alverne et al., 2016). A análise de isótopos estáveis é uma ferramenta útil que possui um amplo espectro de aplicações ecológicas, incluindo paleoecologia, estudos de migração e aspectos da ecologia trófica (Kelly, 2000; Jepsen and Winemiller, 2002; Hobson, 2005). Isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento químico (mesmo número de prótons) que possuem diferentes números de nêutrons, existem átomos mais pesados (e.g., ^{13}C , ^{15}N) e

mais leves (e.g., ^{12}C , ^{14}N) que ocorrem naturalmente como razões isotópicas (e.g., $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) em materiais de origem biológica e não biológica (Peterson and Fry, 1987). Os isótopos são consideráveis “estáveis” porque não sofrem decaimento radioativo (Martinelli et al., 2009). O isótopo estável de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) pode auxiliar no rastreamento das fontes de energia (como os tipos de recursos) que sustentam os consumidores e no uso de habitat (Araujo-Lima et al., 1986; Oliveira et al., 2006; Pereyra et al., 2016). As razões isotópicas (quantidade do isótopo mais pesado em relação ao mais leve) de carbono são bastante conservativas ao longo da teia trófica, variando entre 0,5‰ e 1‰ mais enriquecido que a fonte de matéria orgânica assimilada a cada nível trófico (DeNiro and Epstein, 1978; Fry, 2006). Já o isótopo de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) pode auxiliar no cálculo da posição trófica dos consumidores (Chiang et al., 2020; Costa et al., 2020). A razão do nitrogênio, geralmente, sofre um enriquecimento de modo mais significativo de cerca de 3‰ e 4‰ a cada nível trófico (Pinnegar and Polunin, 1999; Post, 2002). As diferenças nas razões isotópicas entre $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são chamadas de “fracionamento isotópico” ou “discriminação isotópica” (Caut et al., 2009). Para o cálculo das posições tróficas a partir de isótopos estáveis é necessário definir um valor de base (*baseline*), a qual determina um valor referência para o $\delta^{15}\text{N}$ em relação ao ambiente em questão e todas as estimativas de posição trófica serão calculadas utilizando como base esse valor (Bastos et al., 2017). Os estudos de relações tróficas aplicando a análise de isótopos estáveis são expressos pela notação delta (δ), relativas aos padrões de referência e expressas através da equação: $\delta X = [\text{Razão}_{\text{amostra}}/\text{Razão}_{\text{padrão}} - 1] * 1000$. Estudos utilizando essa abordagem têm sido realizados na Amazônia visando aumentar o entendimento sobre as fontes basais que sustentam os consumidores (Araujo-Lima et al., 1986; Forsberg et al., 1993; Oliveira et al., 2006; Mortillaro et al., 2015), as relações alimentares que ocorrem entre organismos

(Zuluaga-Gómez et al., 2016; Aguiar-Santos et al., 2018; Carvalho et al., 2018; Andrade et al., 2019), a posição trófica que os organismos ocupam nas teias alimentares (Pereyra et al., 2021), a variação espacial nas teias alimentares aquáticas (Arantes et al., 2019b), bem como a sobreposição e tamanho de nicho ocupado pelos peixes (Azevedo et al., 2021).

Objetivos da tese

O objetivo dessa tese de doutorado é compreender os aspectos mencionados a seguir: da alimentação de peixes, de seus predadores e avaliar mudanças no uso dos recursos pesqueiros. A tese possui três capítulos com diferentes objetivos. No capítulo 1 os principais objetivos foram: a) investigar a estrutura trófica da ictiofauna, através do cálculo do nível trófico de seis espécies de peixes com importância para pesca artesanal, comparando os dados provenientes da análise de isótopos estáveis com o conhecimento ecológico local dos pescadores e comparando entre dois rios de águas claras na Amazônia Brasileira (Tapajós e Tocantins) que diferem em histórico de impactos ambientais; b) elaborar diagramas para representar as teias tróficas das principais presas e predadores dos peixes baseado no conhecimento ecológico local dos pescadores e comparar esses dados com a literatura nos dois rios estudados; No capítulo 2 os objetivos do estudo foram: a) investigar a dieta e redes de interação de peixes frugívoros com as plantas consumidas através de redes de interações baseadas no CEL dos pescadores em três rios da Amazônia Brasileira (Negro, Tapajós e Tocantins); b) comparar a ecologia trófica dos peixes entre os três rios estudados, que possuem diferentes níveis de modificações ambientais (Tocantins mais impactado quando comparado ao Tapajós e Negro). O capítulo 3 tem como objetivo principal elaborar redes de interações e calcular métricas dessas redes baseadas no conhecimento ecológico local dos pescadores, visando avaliar mudanças temporais no uso dos

recursos pesqueiros, comparando dados de quando os pescadores iniciaram suas atividades de pesca (no passado) e atualmente, no rio Tapajós, na Amazônia brasileira.

Referências Bibliográficas:

- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., and Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian J. Biol.* 68, 1119–1132.
- Agostinho, A., Miranda, L., Bini, L., Gomes, L., Thomaz, S., and Suzuki, H. (1999). “Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging,” in *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*, eds. J. Tundisi and M. Straskraba (São Carlos: Internacional Institute of Ecology), 227–267.
- Aguiar-Santos, J., deHart, P. A. P., Pouilly, M., Freitas, C. E. C., and Siqueira-Souza, F. K. (2018). Trophic ecology of speckled peacock bass *Cichla temensis* Humboldt 1821 in the middle Negro River, Amazon, Brazil. *Ecol. Freshw. Fish* 27, 1076–1086. doi:10.1111/eff.12416.
- Albuquerque, U. P., Ludwig, D., Feitosa, Ivanilda Soares Moura, J. M. B. de, Gonçalves, P. H. S., da Silva, R. H., da Silva, T. C., et al. (2021). Integrating traditional ecological knowledge into academic research at local and global scales. *Reg. Environ. Chang.* 21. doi:10.1007/s10113-021-01774-2.
- Almeida, R. M., Shi, Q., Gomes-Selman, J. M., Wu, X., Xue, Y., Angarita, H., et al. (2019). Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning. *Nat. Commun.* 10, 1–9. doi:10.1038/s41467-019-12179-5.
- Andrade, J. H. de C., Rodrigues, J., Benites, A., Benites, C., Acosta, A., Benites, M., et al. (2021). Notes on current Mbyá-Guarani medicinal plant exchanges in southern Brazil. *J. Ethnobiol. Ethnomed.*, 1–15.
- Andrade, M. C., Fitzgerald, D. B., Winemiller, K. O., Barbosa, P. S., and Giarrizzo, T. (2019). Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the lower Xingu River, Brazilian Amazon. *Hydrobiologia* 829, 265–280. doi:10.1007/s10750-018-3838-y.

- Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Asher, A., Castello, L., Hess, L. L., Petrere, M., et al. (2019a). Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Sci. Rep.* 9, 1–13. doi:10.1038/s41598-019-52243-0.
- Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Petrere, M., and Freitas, C. E. C. (2019b). Spatial variation in aquatic food webs in the Amazon River floodplain. *Freshw. Sci.* 38, 213–228. doi:10.1086/701841.
- Araujo-Lima, C. A. R. M., Forsberg, B. R., Victoria, R., and Martinelli, L. (1986). Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science* (80-.). 234, 1256–1258. doi:10.1126/science.234.4781.1256.
- Araujo, J. M., Correa, S. B., Anderson, J., and Penha, J. (2020). Fruit preferences by fishes in a Neotropical floodplain. *Biotropica* 52, 1131–1141. doi:10.1111/btp.12790.
- Azevedo, L. S., Pestana, I. A., Almeida, M. G., Bastos, W. R., and Souza, C. M. M. (2021). Do fish isotopic niches change in an Amazon floodplain lake over the hydrological regime? *Ecol. Freshw. Fish*, 1–9. doi:10.1111/eff.12609.
- Barabási, A.-L., Jeong, H., Néda, Z., Ravasz, E., Schubert, A., and Vicsek, T. (2002). Evolution of the social network of scientific collaborations. *Phys. A Stat. Mech. its Appl.* 311, 590–614.
- Barabasi, A.-L., and Pósfai, M. (2016). Network science graph theory. 1–35.
- Barthem, R. B., and Fabr e, N. N. (2004). “Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia,” in *A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira*, ed. M. L. Ruffino (Manaus: Ibama/Prov rzea), 17–62.
- Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C. J., and Olesen, J. M. (2003). The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 100, 9383–9387. doi:10.1073/pnas.1633576100.
- Bastos, R. F., Corrêa, F., Winemiller, K. O., and Garcia, A. M. (2017). Are you what you eat? Effects of trophic discrimination factors on estimates of food assimilation and trophic position with a new estimation method. *Ecol. Indic.* 75, 234–241.

- Bayley, P. B., and Petrere, M. J. (1989). "Amazon Fisheries: Assessment Methods, Current Status and Management Points," in *Proceedings of the International Large River Symposium*, ed. D.P. Dodge (Ontario, Canada: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences), 385–398.
- Beckett, S. J. (2016). Improved community detection in weighted bipartite networks. *R. Soc. Open Sci.* 3. doi:10.1098/rsos.140536.
- Begossi, A., Hanazaki, N., and Ramos, R. M. (2004). Food chain and the reasons for fish food taboos among Amazonian and Atlantic Forest fishers (Brazil). *Ecol. Appl.* 14, 1334–1343. doi:10.1890/03-5072.
- Begossi, A., Silvano, R., Amaral, B. do, and Oyakawa, O. T. (1999). Uses of Fish and Game by Inhabitants of an Extractive Reserve (Upper Juruá, Acre, Brazil). *Environ. Dev. Sustain.* 1, 73–93.
- Bender, M. G., Machado, G. R., Silva, P. J. de A., Floeter, S. R., Monteiro-Netto, C., Luiz, O. J., et al. (2014). Local ecological knowledge and scientific data reveal overexploitation by multigear artisanal fisheries in the Southwestern Atlantic. *PLoS One* 9, e110332. doi:10.1371/journal.pone.0110332.
- Berkes, F. (1999). *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Philadelphia: Taylor and Francis.
- Berkes, F. (2021). *Toward A New Social Contract: Community-based Resource Management and Small-scale Fisheries*. TBTI Global.
- Berkes, F., Colding, J., and Folke, C. (2000). Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecol. Appl.* 10, 1251–1262.
- Bezerra, I. M., Hostim-Silva, M., Teixeira, J. L. S., Hackradt, C. W., Félix-Hackradt, F. C., and Schiavetti, A. (2021). Spatial and temporal patterns of spawning aggregations of fish from the Epinephelidae and Lutjanidae families: An analysis by the local ecological knowledge of fishermen in the Tropical Southwestern Atlantic. *Fish. Res.* 239, 105937. doi:10.1016/j.fishres.2021.105937.
- Blüthgen, N., Fründ, J., Vazquez, D. P., and Menzel, F. (2008). What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits? *Ecology* 89,

3387–3399. doi:10.1890/07-2121.1.

- Boyd, R., and Richerson, P. (1985). *Culture and the Evolutionary Process*. The University of Chicago Press.
- Campos-Silva, J. V., and Peres, C. A. (2016). Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. *Sci. Rep.* 6, 2–13. doi:10.1038/srep34745.
- Carman, K., and Jenkins, D. G. (2016). Comparing diversity to flower-bee interaction networks reveals unsuccessful foraging of native bees in disturbed habitats. *Biol. Conserv.* 202, 110–118. doi:10.1016/j.biocon.2016.08.030.
- Carvalho, F., Power, M., Forsberg, B. R., Castello, L., Martins, E. G., and Freitas, C. E. C. (2018). Trophic Ecology of *Arapaima* sp. in a ria lake—river—floodplain transition zone of the Amazon. *Ecol. Freshw. Fish* 27, 237–246. doi:10.1111/eff.12341.
- Castello, L., McGrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., et al. (2013). The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.* 6, 217–229. doi:10.1111/conl.12008.
- Caut, S., Angulo, E., and Courchamp, F. (2009). Variation in discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *J. Appl. Ecol.* 46, 443–453. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01620.x.
- Chiang, W. C., Chang, C. T., Madigan, D. J., Carlisle, A. B., Musyl, M. K., Chang, Y. C., et al. (2020). Stable isotope analysis reveals feeding ecology and trophic position of black marlin off eastern Taiwan. *Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 175. doi:10.1016/j.dsr2.2020.104821.
- Condini, M. V., Hoeinghaus, D. J., and Garcia, A. M. (2015). Trophic ecology of dusky grouper. *Hydrobiologia* 743, 109–125. doi:10.1007/s10750-014-2016-0.
- Costa, A. F., Botta, S., Siciliano, S., and Giarrizzo, T. (2020). Resource partitioning among stranded aquatic mammals from Amazon and Northeastern coast of Brazil revealed through Carbon and Nitrogen Stable Isotopes. *Sci. Rep.* 10, 12897. doi:10.1038/s41598-020-69516-8.

- Costa, M., Botta, A., and Cardille, J. (2003). Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River , Southeastern Amazonia. *J. Hidrol.* 283, 206–217. doi:10.1016/S0022-1694(03)00267-1.
- Couto, T. B. A., Messenger, M. L., and Olden, J. D. (2021). Safeguarding migratory fish via strategic planning of future small hydropower in Brazil. *Nat. Sustain.* 4, 409–416. doi:10.1038/s41893-020-00665-4.
- D’Alelio, D., Mele, B. H., Libralato, S., Ribera d’Alcalà, M., and Jordán, F. (2019). Rewiring and indirect effects underpin modularity reshuffling in a marine food web under environmental shifts. *Ecol. Evol.* 9, 11631–11646. doi:10.1002/ece3.5641.
- Dagosta, F. C. P., de Pinna, M., Peres, C. A., and Tagliacollo, V. A. (2020). Existing protected areas provide a poor safety-net for threatened Amazonian fish species. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 31, 1167–1189. doi:10.1002/aqc.3461.
- DeNiro, M. J., and Epstein, S. (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta* 42, 495–506. doi:10.1002/mop.25285.
- Deville, P., Song, C., Eagle, N., Blondel, V. D., Barabási, A. L., and Wang, D. (2016). Scaling identity connects human mobility and social interactions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 113, 7047–7052. doi:10.1073/pnas.1525443113.
- Duponchelle, F., Isaac, V. J., Doria, C. R. da C., Damme, P. A. Van, Herrera-R, G. A., Anderson, E. P., et al. (2021). Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 31, 1087–1105. doi:10.1002/aqc.3550.
- Engel, M. T., Marchini, S., Machado, R., and Oliveira, L. R. De (2014). Perceptions and attitudes of stakeholders towards the wildlife refuge of Ilha dos Lobos, a marine protected area in Brazil. *Mar. Policy*, 45–51. doi:10.1016/j.marpol.2013.11.012.
- FAO (2021). *WP Handbook of Fishery Statistical Standards*. Rome, Italy: Section G: Fishing Areas Available at: <http://www.fao.org/fishery/cwp/handbook/G/en>.
- Finer, M., and Jenkins, C. N. (2012). Proliferation of hydroelectric dams in the andean

- amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS One* 7, e35126. doi:10.1371/journal.pone.0035126.
- Fluet-Chouinard, E., Funge-Smith, S., and McIntyre, P. B. (2018). Global hidden harvest of freshwater fish revealed by household surveys. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, 7623–7628. doi:10.1073/pnas.1721097115.
- Fogliarini, C. O., Ferreira, C. E. L., Bornholdt, J., Barbosa, M. C., Giglio, V. J., and Bender, M. G. (2021). Telling the same story: Fishers and landing data reveal changes in fisheries on the Southeastern Brazilian Coast. *PLoS One* 16, e0252391. doi:10.1371/journal.pone.0252391.
- Forsberg, B. R., Araujo-Lima, C. A. R. M., Martinelli, L. A., Victoria, R. ., and Bonassi, J. . (1993). Autotrophic Carbon Sources for Fish of the Central Amazon. *Ecology* 74, 643–652.
- Fortuna, M. A., and Bascompte, J. (2006). Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. *Ecol. Lett.* 9, 281–286. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00868.x.
- Fortuna, M. A., Stouffer, D. B., Olesen, J. M., Jordano, P., Mouillot, D., Krasnov, B. R., et al. (2010). Nestedness versus modularity in ecological networks: Two sides of the same coin? *J. Anim. Ecol.* 79, 811–817. doi:10.1111/j.1365-2656.2010.01688.x.
- Freitas, C. T., Espírito-Santo, H. M. V., Campos-Silva, J. V., Peres, C. A., and Lopes, P. F. M. (2020). Resource co-management as a step towards gender equity in fisheries. *Ecol. Econ.* 176, 106709. doi:10.1016/j.ecolecon.2020.106709.
- Fricke, E. C., and Svenning, J. C. (2020). Accelerating homogenization of the global plant–frugivore meta-network. *Nature* 585, 74–78. doi:10.1038/s41586-020-2640-y.
- Fry, B. (2006). *Stable isotope ecology*. Springer doi:10.1016/B978-0-12-409548-9.10915-7.
- Grass, I., Jauker, B., Steffan-dewenter, I., Tschardtke, T., and Jauker, F. (2018). Past and potential future effects of habitat fragmentation on structure and stability of

- plant–pollinator and host–parasitoid networks. *Nat. Ecol. Evol.* 2, 1408–1417. doi:10.1038/s41559-018-0631-2.
- Guimerà, R., Mossa, S., Turtschi, A., and Amaral, L. A. N. (2005). The worldwide air transportation network: Anomalous centrality, community structure, and cities' global roles. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 102, 7794–7799. doi:10.1073/pnas.0407994102.
- Hallwass, G., Lopes, P. F., Juras, A. A., and Silvano, R. A. M. (2011). Fishing effort and catch composition of Urban market and rural villages in Brazilian Amazon. *Environ. Manage.* 47, 188–200. doi:10.1007/s00267-010-9584-1.
- Hallwass, G., Lopes, P. F., Juras, A. A., and Silvano, R. A. M. (2013). Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecol. Appl.* 23, 392–407. doi:10.1890/12-0429.1.
- Hallwass, G., Schiavetti, A., and Silvano, R. A. M. (2020). Fishers' knowledge indicates temporal changes in composition and abundance of fishing resources in Amazon protected areas. *Anim. Conserv.* 23, 36–47. doi:10.1111/acv.12504.
- Harrison, I., Abell, R., Darwall, W., Thieme, M. ., Tickner, D., and Timboe, I. (2018). The freshwater biodiversity crisis. *Science (80-.)*. 362, 1369.
- Harrison, I. J., Green, P. A., Farrell, T. A., Juffe-Bignoli, D., Sáenz, L., and Vörösmarty, C. (2016). Protected areas and freshwater provisioning: a global assessment of freshwater provision, threats and management strategies to support human water security. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 26, 103–120. doi:10.1002/aqc.2652.
- Herbst, D. F., and Hanazaki, N. (2014). Local ecological knowledge of fishers about the life cycle and temporal patterns in the migration of mullet (*Mugil liza*) in Southern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 12, 879–890. doi:10.1590/1982-0224-20130156.
- Hobson, K. A. (2005). Using Stable Isotopes to Trace Long-Distance Dispersal in Birds and Other Taxa. *Divers. Distrib.* 11, 157–164. doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00149.x.
- Holmlund, C. M., and Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish

- populations. *Ecol. Econ.* 29, 253–268. doi:10.1016/S0921-8009(99)00015-4.
- Huntington, H. P., Gearheard, S., Mahoney, A. R., and Salomon, A. K. (2011). Integrating traditional and scientific knowledge through collaborative natural science field research: Identifying elements for success. *Arctic* 64, 437–445. doi:10.14430/arctic4143.
- Ings, T. C., and Hawes, J. E. (2018). The History of Ecological Networks. *Ecol. Networks Trop.*, 15–28. doi:10.1007/978-3-319-68228-0_2.
- Isaac, V. J., Santo, R. V. D. E., and Nunes, J. L. G. (2008). A estatística pesqueira no litoral do Pará: Resultados divergentes. *Panam. J. Aquat. Sci.* 3, 205–213.
- Jacobi, C. M., Villamarín, F., Campos-Silva, J. V., Jardine, T., and Magnusson, W. E. (2020). Feeding of *Arapaima* sp.: integrating stomach contents and local ecological knowledge. *J. Fish Biol.* 97, 265–272. doi:10.1111/jfb.14372.
- Jepsen, D. B., and Winemiller, K. O. (2002). Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. *Oikos* 1, 46–55.
- Johannes, R. E., Freeman, M. M. R., and Hamilton, R. J. (2000). Ignore fishers' knowledge and miss the boat. *Fish Fish.* 1, 257–271. doi:10.1111/j.1467-2979.2000.00019.x.
- Jordano, P., Bascompte, J., and Olesen, J. M. (2003). Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. *Ecol. Lett.* 6, 69–81. doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00403.x.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., and Wittmann, F. (2011). A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31, 623–640. doi:10.1007/s13157-011-0190-7.
- Junk, W. J., Soares, M. G. M., and Bayley, P. B. (2007). Freshwater fishes of the Amazon River basin: Their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquat. Ecosyst. Heal. Manag.* 10, 153–173. doi:10.1080/14634980701351023.
- Kaiser-Bunbury, C. N., Muff, S., Memmott, J., Müller, C. B., and Caflisch, A. (2010). The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: A quantitative approach incorporating pollinator behaviour. *Ecol. Lett.* 13, 442–452.

doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01437.x.

- Kelly, J. F. (2000). Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Can. J. Zool.* 78, 1–27.
- Keppeler, F. W., de Souza, A. C., Hallwass, G., Begossi, A., de Almeida, M. C., Isaac, V. J., et al. (2018). Ecological influences of human population size and distance to urban centres on fish communities in tropical lakes. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 28, 1030–1043. doi:10.1002/aqc.2910.
- Lewinsohn, T. M., and Prado, P. I. (2006). Structure in plant-animal interaction assemblages. *Oikos* 113, 174–184.
- Lin, M., Xing, L., Fang, L., Huang, S. L., Yao, C. J., Turvey, S. T., et al. (2019). Can local ecological knowledge provide meaningful information on coastal cetacean diversity? A case study from the northern South China Sea. *Ocean Coast. Manag.* 172, 117–127. doi:10.1016/j.ocecoaman.2019.02.004.
- Lobón-Cervía, J., Hess, L. L., Melack, J. M., and Araujo-Lima, C. A. R. M. (2015). The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. *Hydrobiologia* 750, 245–255. doi:10.1007/s10750-014-2040-0.
- Lynch, A. J., Cooke, S. J., Deines, A. M., Bower, S. D., Bunnell, D. B., Cowx, I. G., et al. (2016). The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. *Environ. Rev.* 24, 115–121. doi:10.1139/er-2015-0064.
- Martinelli, L. A., Ometto, J. P. H. B., Ferraz, E. S., Victoria, R. L., Camargo, P. B. de, and Moreira, M. Z. (2009). *Desvendando Questões Ambientais com Isótopos Estáveis*. São Paulo: Oficina de Textos.
- McDonald-Madden, E., Sabbadin, R., Game, E. T., Baxter, P., Chades, I., and Possingham, H. P. (2016). Using food-web theory to conserve ecosystems. *Nat. Commun.* 7, 1–8. doi:10.1038/ncomms10245.
- Mello, M. A. R., Felix, G. M., Pinheiro, R. B. P., Muylaert, R. L., Geiselman, C., Santana, S. E., et al. (2019). Insights into the assembly rules of a continent-wide multilayer network. *Nat. Ecol. Evol.* 3. doi:10.1038/s41559-019-1002-3.
- Memmott, J., Waser, N. M., and Price, M. V. (2004). Tolerance of pollination networks

- to species extinctions. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 271, 2605–2611. doi:10.1098/rspb.2004.2909.
- Mintzer, V. J., da Silva, V. M. F., Martin, A. R., Frazer, T. K., and Lorenzen, K. (2020). Protected area evaluation for the conservation of endangered Amazon river dolphins (*Inia geoffrensis*). *Biol. Conserv.* 252, 108851. doi:10.1016/j.biocon.2020.108851.
- Mont'Alverne, R., Jardine, T. D., Pereyra, P. E. R., Oliveira, M. C. L. M., Medeiros, R. S., Sampaio, L. A., et al. (2016). Elemental turnover rates and isotopic discrimination in a euryhaline fish reared under different salinities: Implications for movement studies. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 480, 36–44. doi:10.1016/j.jembe.2016.03.021.
- Mortillaro, J. M., Pouilly, M., Wach, M., Freitas, C. E. C., Abril, G., and Meziane, T. (2015). Trophic opportunism of central Amazon floodplain fish. *Freshw. Biol.* 60, 1659–1670. doi:10.1111/fwb.12598.
- Neves, M. P., Delariva, R. L., Guimarães, A. T. B., and Sanches, P. V. (2015). Carnivory during Ontogeny of the Plagioscion squamosissimus: A successful non-native fish in a lentic environment of the Upper Paraná River Basin. *PLoS One* 10, e0141651. doi:10.1371/journal.pone.0141651.
- Nunes, D. M., Hartz, S. M., and Silvano, R. A. M. (2011). Conhecimento ecológico local e científico sobre os peixes na pesca artesanal no sul do Brasil. *Bol. do Inst. Pesca* 37, 209–223.
- Nunes, M. U. S., Hallwass, G., and Silvano, R. A. M. (2019). Fishers' local ecological knowledge indicate migration patterns of tropical freshwater fish in an Amazonian river. *Hydrobiologia* 833, 197–215. doi:10.1007/s10750-019-3901-3.
- Olesen, J. M., Bascompte, J., Dupont, Y. L., and Jordano, P. (2007). The modularity of pollination networks. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 19891–19896. doi:10.1073/pnas.0706375104.
- Oliveira, A. C. B., Soares, M. G. M., Martinelli, L. A., and Moreira, M. Z. (2006). Carbon sources of fish in an Amazonian floodplain lake. *Aquat. Sci.* 68, 229–238. doi:10.1007/s00027-006-0808-7.

- Oliveira, A. G., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., Dias, R. M., and Agostinho, A. A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshw. Biol.*, 1–13. doi:10.1111/fwb.13064.
- Paine, R. T. (1980). Food Webs: Linkage, Interaction Strength and Community Infrastructure. *J. Anim. Ecol.* 49, 666–685.
- Pereyra, P. E. R., Hallwass, G., Poesch, M., and Silvano, R. A. M. (2021). ‘Taking Fishers’ Knowledge to the Lab’: An Interdisciplinary Approach to Understand Fish Trophic Relationships in the Brazilian Amazon. *Front. Ecol. Evol.* 9, 1–15. doi:10.3389/fevo.2021.723026.
- Pereyra, P. E. R., Mont’Alverne, R., and Garcia, A. M. (2016). Carbon primary sources and estuarine habitat use by two congeneric ariid catfishes in a subtropical coastal lagoon. *Zoologia* 33, 1–7. doi:10.1590/S1984-4689zool-20150075.
- Peterson, B. J., and Fry, B. (1987). Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 18, 293–320.
- Pinaya, W. H. D., Lobon-Cervia, F. J., Pita, P., De Souza, R. B., Freire, J., and Isaac, V. J. (2016). Multispecies fisheries in the lower amazon river and its relationship with the regional and global climate variability. *PLoS One* 11, e0157050. doi:10.1371/journal.pone.0157050.
- Pinnegar, J. K., and Polunin, N. V. C. (1999). Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: Implications for the study of trophic interactions. *Funct. Ecol.* 13, 225–231. doi:10.1046/j.1365-2435.1999.00301.x.
- Poizat, G., and Baran, E. (1997). Fishermen’s knowledge as background information in tropical fish ecology: A quantitative comparison with fish sampling results. *Environ. Biol. Fishes* 50, 435–449. doi:10.1023/A.
- Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology* 83, 703–718. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2.
- Prudente, B. da S., Carneiro-Marinho, P., Valente, R. de M., and Montag, L. F. de A. (2016). Feeding ecology of *Serrasalmus gouldingi* (Characiformes: Serrasalminidae)

- in the lower Anapu River region, Eastern Amazon, Brazil. *Acta Amaz.* 46, 259–270. doi:10.1590/1809-4392201600123.
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., et al. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 849–873. doi:10.1111/brv.12480.
- Reys, P., Sabino, J., and Galetti, M. (2009). Frugivory by the fish *Brycon hilarii* (Characidae) in western Brazil. *Acta Oecologica* 35, 136–141. doi:10.1016/j.actao.2008.09.007.
- Runde, A., Hallwass, G., and Silvano, R. A. M. (2020). Fishers' Knowledge Indicates Extensive Socioecological Impacts Downstream of Proposed Dams in a Tropical River. *One Earth* 2, 255–268. doi:10.1016/j.oneear.2020.02.012.
- Santos, R. E., Pinto-Coelho, R. M., Drumond, M. A., Fonseca, R., and Zanchi, F. B. (2020). Damming Amazon Rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil's Madeira River according to local fishers' perception. *Ambio* 49, 1612–1628. doi:10.1007/s13280-020-01316-w.
- Silva, A. L., Tamashiro, J., and Begossi, A. (2007). Ethnobotany of Riverine Populations from the Rio Negro, Amazonia (Brazil). *J. Ethnobiol.* 27, 46–72.
- Silvano, R. A. M., and Begossi, A. (2010). What can be learned from fishers? An integrated survey of fishers' local ecological knowledge and bluefish (*Pomatomus saltatrix*) biology on the Brazilian coast. *Hydrobiologia* 637, 3–18. doi:10.1007/s10750-009-9979-2.
- Simini, F., González, M. C., Maritan, A., and Barabási, A. L. (2012). A universal model for mobility and migration patterns. *Nature* 484, 96–100. doi:10.1038/nature10856.
- Sioli, H. (1984). *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Springer Netherlands doi:10.1007/978-94-009-6542-3.
- Strayer, D. L., and Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *J. North Am. Benthol. Soc.* 29, 344–358. doi:10.1899/08-171.1.
- Ternes, M. L. F., Gerhardinger, L. C., and Schiavetti, A. (2016). Seahorses in focus:

- Local ecological knowledge of seahorse-watching operators in a tropical estuary. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 12, 1–12. doi:10.1186/s13002-016-0125-8.
- Trancoso, R., Carneiro Filho, A., Tomasella, J., Schietti, J., Forsberg, B. R., and Miller, R. P. (2010). Deforestation and conservation in major watersheds of the Brazilian Amazon. *Environ. Conserv.* 36, 277–288. doi:10.1017/S0376892909990373.
- Tregidgo, D. J., Barlow, J., Pompeu, P. S., Rocha, M. D. A., and Parry, L. (2017). Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 114, 8655–8659. doi:10.1073/pnas.1614499114.
- Turgeon, K., Turpin, C., and Gregory-Eaves, I. (2019). Dams have varying impacts on fish communities across latitudes: a quantitative synthesis. *Ecol. Lett.* 22, 1501–1516. doi:10.1111/ele.13283.
- Turvey, S. T., Risley, C. L., Moore, J. E., Barrett, L. A., Yujiang, H., Xiujiang, Z., et al. (2013). Can local ecological knowledge be used to assess status and extinction drivers in a threatened freshwater cetacean? *Biol. Conserv.* 157, 352–360. doi:10.1016/j.biocon.2012.07.016.
- Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J., and Wardle, D. A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 11, 1351–1363. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01250.x.
- VanDamme, P. A., Córdova-Clavijo, L., Baigún, C., Hauser, M., Doria, C. R. da C., and Duponchelle, F. (2019). Upstream dam impacts on gilded catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Bolivian Amazon. *Neotrop. Ichthyol.* 17, e190118. doi:10.1590/1982-0224-20190118.
- Vázquez, D. P., Melián, C. J., Williams, N. M., Blüthgen, N., Krasnov, B. R., and Poulin, R. (2007). Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. *Oikos* 116, 1120–1127. doi:10.1111/j.2007.0030-1299.15828.x.
- Vinson, M. R., and Angradi, T. R. (2011). Stomach Emptiness in Fishes: Sources of Variation and Study Design Implications. *Rev. Fish. Sci.* 19, 63–73. doi:10.1080/10641262.2010.536856.

- Vizentin-Bugoni, J., Tarwater, C. E., Foster, J. T., Drake, D. R., Gleditsch, J. M., Hruska, A. M., et al. (2019). Structure, spatial dynamics, and stability of novel seed dispersal mutualistic networks in Hawai'i. *Science* (80-.). 364, 78–82. doi:10.1126/science.aau8751.
- Vörösmarty, C., McIntyre, P., Gessner, M., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., et al. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467, 555–561. doi:10.1038/nature09440.
- Wedemeyer-Strombel, K. R. (2019). Fishers' ecological knowledge and stable isotope analysis: A social-ecological systems approach to endangered species conservation. Available at: https://scholarworks.utep.edu/open_etd/185.
- Welcomme, R. L., Cowx, I. G., Coates, D., Béné, C., Funge-Smith, S., Halls, A., et al. (2010). Inland capture fisheries. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365, 2881–2896. doi:10.1098/rstb.2010.0168.
- Winemiller, K. O., McIntyre, P., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., et al. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* (80-.). 351, 128–129.
- Yook, S. H., Jeong, H., and Barabási, A. L. (2002). Modeling the internet's large-scale topology. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 99, 13382–13386. doi:10.1073/pnas.172501399.
- Zahar, Y., Ghorbel, A., and Albergel, J. (2008). Impacts of large dams on downstream flow conditions of rivers: Aggradation and reduction of the Medjerda channel capacity downstream of the Sidi Salem dam (Tunisia). *J. Hydrol.* 351, 318–330. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.12.019.
- Zapelini, C., Schiavetti, A., Bender, M. G., and Giglio, V. J. (2019). Tracking interactions: Shifting baseline and fisheries networks in the largest Southwestern Atlantic reef system. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 1–15. doi:10.1002/aqc.3224.
- Zapelini, C., Silva, P. S. da, and Schiavetti, A. (2020). Shifting baseline syndrome highlighted by anecdotal accounts from snapper (*Ocyurus chrysurus*) fishery. *Ethnobiol. Conserv.* 9, 1–12. doi:10.15451/ec2020-03-9.07-1-12.

Zuluaga-Gómez, M. A., Fitzgerald, D. B., Giarrizzo, T., and Winemiller, K. O. (2016). Morphologic and trophic diversity of fish assemblages in rapids of the Xingu River, a major Amazon tributary and region of endemism. *Environ. Biol. Fishes* 99, 647–658. doi:10.1007/s10641-016-0506-9.

CAPÍTULO 1: ‘TAKING FISHERS’ KNOWLEDGE TO THE LAB’: AN INTERDISCIPLINARY APPROACH TO UNDERSTAND FISH TROPHIC RELATIONSHIPS IN THE BRAZILIAN AMAZON

Paula Evelyn Rubira Pereyra^{1*}, Gustavo Hallwass^{2,3}, Mark Poesch⁴, Renato Azevedo Matias Silvano^{1,3}

¹ Human Ecology and Fish Laboratory, Institute of Biosciences, Department of Ecology, Federal University of Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil

² Human Ecology, Fish, Fisheries and Conservation Laboratory, Institute of Biosciences, Federal University of Western Pará, Santarém, Brazil

³ Fisheries and Food Institute, Rio de Janeiro, Brazil

⁴ Fisheries and Aquatic Conservation Laboratory, Department of Renewable Resources, University of Alberta, Alberta, Canada

***Correspondence:**

Paula Evelyn Rubira Pereyra
paulinharubira@hotmail.com

Observação: Artigo publicado na revista *Frontiers in Ecology and Evolution*, para acessar o artigo: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.723026>

Abstract

Trophic levels can be applied to describe the ecological role of organisms in food webs and assess changes in ecosystems. Stable isotopes analysis can assist in the understanding of trophic interactions and use of food resources by aquatic organisms. The local ecological knowledge (LEK) of fishers can be an alternative to advance understanding about fish trophic interactions and to construct aquatic food webs, especially in regions lacking research capacity. The objectives of this study are: to calculate the trophic levels of six fish species important to fishing by combining data from stable isotopes analysis and fishers' LEK in two clear water rivers (Tapajós and Tocantins) in the Brazilian Amazon; to compare the trophic levels of these fish between the two methods (stable isotopes analysis and LEK) and the two rivers; and to develop diagrams representing the trophic webs of the main fish prey and predators based on fisher's LEK. The fish species studied were Pescada (*Plagioscion squamosissimus*), Tucunaré (*Cichla pinima*), Piranha (*Serrasalmus rhombeus*), Aracu (*Leporinus fasciatus*), Charuto (*Hemiodus unimaculatus*) and Jaraqui (*Semaprochilodus* spp.). A total of 98 interviews and 63 samples for stable isotopes analysis were carried out in both rivers. The average fish trophic levels did not differ between the stable isotopes analysis and the LEK in the Tapajós, nor in the Tocantins Rivers. The overall trophic level of the studied fish species obtained through the LEK did not differ from data obtained through the stable isotopes analysis in both rivers, except for the Aracu in the Tapajós River. The main food items consumed by the fish according to fishers' LEK did agree with fish diets as described in the biological literature. Fishers provided useful information on fish predators and feeding habits of endangered species, such as river dolphin and river otter. Collaboration with fishers through LEK studies can be a viable approach to produce reliable data on fish trophic ecology to improve fisheries

management and species conservation in tropical freshwater environments and other regions with data limitations.

Keywords: fish ecology, food webs, local ecological knowledge, stable isotopes, Tapajós river, Tocantins river

Introduction

Freshwater environments can be considered the most altered and threatened in the world (Geist, 2011; Reid et al., 2019; Albert et al., 2020). Due to the human interaction and dependence on riverine environments, populations of aquatic organisms are vulnerable to the effects of increasing environmental and anthropogenic changes, such as long and unusual periods of drought (climate change), dams, mining, habitat change (deforestation) and overfishing (Castilhos et al., 1998; Junk et al., 2007; Malhi et al., 2008; Latrubesse et al., 2017; Arantes et al., 2019a). The lack of available data, combined with scarce financial and human resources, are among the main current problems affecting the management of freshwater ecosystems (Castello et al., 2013; Cavole et al., 2015). Therefore, research on the ecology of freshwater environments is essential for the conservation of these aquatic ecosystems and the maintenance of their ecosystem services (Barletta et al., 2010).

One way to monitor and to evaluate environmental changes, both natural and anthropogenic, consists of studies on ecosystems' trophic structure (Newsome et al., 2010; Andrade et al., 2019; Melo et al., 2019). The trophic level consists on the position occupied by the organism in the food web (Lindeman, 1942). In this sense, the ecological role of organisms can be described through the calculation of their trophic level (Post, 2002; Quezada-Romegialli et al., 2018). The trophic level also allows for the assessment of ecological effects of fishing, to the extent that some organisms, such

as top predators (large fish), are selectively removed from the aquatic food webs (Pauly et al., 1998; Shin et al., 2005). These selective removals can alter the structure of the food webs, thus affecting the flow of matter and energy in the environments (Andersen and Pedersen, 2010; Loh et al., 2015). Some effects of these removals may be the trophic cascades (Scheffer et al., 2005; Myers et al., 2007), on which a consumer-resource interaction indirectly influences the other trophic levels (Paine, 1980; Estes et al., 2011). Another possible effect is the simplification of food webs, on which there is a decline in species with higher trophic levels (Estes et al., 2011). These effects (trophic cascades, simplification of food webs) can have consequences even for non-exploited species (Pauly et al., 1998; Estes et al., 2011).

A method that has been used to study aquatic food webs consists on the stable isotopes analysis, which can assist in the understanding of trophic interactions and use of food resources by organisms (Fry, 2006; Pereyra et al., 2016; Arantes et al., 2019b). The stable isotopes analysis allows a determination of the part of the diet that was consumed and assimilated by the organisms (De Niro and Epstein, 1978; Newsome et al., 2009; Carvalho et al., 2018). The carbon isotope allows to trace the main basal energy sources assimilated by the organisms (Fry, 2006; Correa and Winemiller, 2018; Costa et al., 2020). Conversely, nitrogen values predictably increase from prey to predator (Minagawa and Wada, 1984), being thus used to calculate the trophic position along the food chain, or the trophic level (Post, 2002; Olivar et al., 2018; Chiang et al., 2020).

However, the technique of stable isotopes analysis requires specialized machinery, detailed protocols and a considerably amount of processing time. Therefore, the local ecological knowledge (LEK) of fishers can be a reliable and alternative approach to advance understanding about fish trophic interactions and to construct

aquatic food webs (Silvano and Begossi, 2002; Gerhardinger et al., 2006; Batista and Lima, 2010; Nunes et al., 2011; Ramires et al., 2015; Souza Jr et al., 2020). Fishers' LEK, which can be propagated over time by cultural transmission (Berkes, 1999; Diamond, 2001), can provide useful information about aquatic animals and their behaviors (Huntington, 2000; Johannes et al., 2000; Herbst and Hanazaki, 2014). Such information from fishers' LEK, which can be mixed or incorporated into conventional research data, can be an important source for creating new ecological hypotheses (Silvano and Valbo-Jørgensen, 2008; Turvey et al., 2010). Among its many applications, fishers' LEK can contribute to identify environmental changes and assess impacts from development projects on fisheries resources (Hallwass et al., 2013; Baird et al., 2020; Runde et al., 2020; Santos et al., 2020), to calculate fish trophic level and to indicate patterns of mercury bioaccumulation in fish (Silvano and Begossi, 2016), besides providing needed data on the abundance patterns, occurrence and distribution of threatened species (Bender et al., 2014; Zapelini et al., 2017; Lopes et al., 2018; Freitas et al., 2020; Hallwass et al., 2020a; Ribeiro et al., 2021).

In the Amazon region, studies applying stable isotopes analysis to analyze trophic relationships have been conducted mainly in white and black water rivers (Araujo-Lima et al., 1986; Oliveira et al., 2006; Mortillaro et al., 2015; Aguiar-Santos et al., 2018; Carvalho et al., 2018), whereas fewer studies have been conducted in clear water rivers (Zuluaga-Gómez et al., 2016; Andrade et al., 2019). Clear water basins covering 27.3% of the total area of the Amazon basin and are the most impacted basins of the Amazon (Goulding et al., 2003). In the Brazilian Amazon, there are two large protected areas, besides indigenous lands, in the region of the Lower Tapajós, which is a clear water river (Keppeler et al., 2016). However, dams and other projects are planned in the upstream region of the Tapajós River and its tributaries, including some projects

already approved and built, which represent a challenge for the conservation of aquatic biodiversity (Fearnside, 2015a; Winemiller et al., 2016; Athayde et al., 2019; Runde et al., 2020). The Tocantins River, which is another clear water river, can be considered one of the most impacted sub-basins in the Brazilian Amazon (Barthem et al., 2005), mainly due to the high rates of deforestation and the construction of highways and dams, which have caused several environmental and social impacts affecting both fish and riverine people (Fearnside, 1999, 2001; Hallwass et al., 2013). The installation of several hydroelectric projects in the Tocantins-Araguaia river basin since the 1980s, associated with high rates of deforestation for agricultural expansion, can have numerous effects on the trophic ecology of animals, such as disruption of food webs, alterations on the abundance of prey and predators, altering the functional diversity of fish (Mérona et al., 2001; Arantes et al., 2019a; Melo et al., 2019).

The main objectives of this study are to investigate the trophic structure of the ichthyofauna by calculating the trophic level of six fish species relevant for small scale fisheries, to compare fish trophic level data obtained from different methods, stable isotopes analysis and fisher's LEK, and to compare fish trophic level values and trophic structure between two clear water rivers in the Brazilian Amazon (Tapajós and Tocantins) that differ on environmental integrity and history of environmental impacts. Another objective is to construct diagrams representing the trophic webs of the main prey and predators of fish based on the fisher's LEK and to compare these LEK data with the literature, in the two studied rivers. We tested the following hypotheses: 1) the trophic level of the fish obtained through the LEK will be consistent with the data obtained in the stable isotopes analysis. A previous study indicates that the trophic levels of fish species, including Amazonian fish, calculated through the fishers' LEK are consistent with the trophic levels recorded in the literature (Silvano and Begossi,

2016). In the present study, we will use an approach that considers what was assimilated by the organisms through the stable isotopes analysis (Newsome et al., 2009), thus calculating the trophic level based on nutrients assimilated to support the consumer fish (Fry, 2006), but from the same species in the same sites where we conducted the fishers' LEK survey; 2) Due to a more accentuated history of environmental impacts in the Tocantins river basin, we expect that fishers would mention less food items and predators for the studied fish in the Tocantins than in the Tapajós River.

Materials and Methods

Study area

The clear water rivers Tapajós and Tocantins have transparent and greenish waters with low amounts of sediments and dissolved solids (Junk and Piedade, 2010). The acidity of the waters in clear water rivers can vary between pH 5 and 6 depending on the river stretch (Sioli, 1984; Junk et al., 2007). Both the basins of the Tapajós River (490.000 km²) and the Tocantins-Araguaia River (757.000 km²) are entirely located within the Brazilian territory (Latrubesse et al., 2005). Both rivers originate in the central Brazilian plateau (Cerrado biome) and have their mouth and most of their course running through the Amazon Forest (Scoles, 2014). In the areas of flooded vegetation of these rivers there is a highly specialized flora with two types of vegetation: flooded rain forest (Salomão et al., 2007) and alluvial riparian vegetation (Veloso et al., 1991).

Study population

The population that was studied in both rivers belongs to the “caboclos” cultural group, who are also called “ribeirinhos” (riverine people). These people are descendants of indigenous Brazilians and Portuguese colonizers, but more recently there has been an immigration of people from the northeast of Brazil (Begossi, 1998). The small-scale fisheries are predominant in these tropical rivers in the Brazilian Amazon (Bayley and

Petrere, 1989; Hallwass et al., 2011, 2020b), where fishing is considered to be amongst the most important economic activities, both for subsistence and for commercialization, in addition to small-scale agriculture and livestock (McGrath et al., 2008; Runde et al., 2020). The level of formal education of fishers limits their reallocation to other economic activities not directly related to the use of natural resources (Lima et al., 2012).

Interviews

The interviews were conducted in eight fishing communities in the Tapajós River and five in the Tocantins River (13 communities in total, Fig. 1), respectively in September and October, 2018. The communities that were selected to be included in the study were located at least 5 km apart from each other and following a distance gradient from the largest cities: Itaituba (PA) in the Tapajós river and Marabá (PA) in the Tocantins river. When arriving in the communities, community leaders were initially contacted, the objectives of the work were explained to them, and agreement and permission to conduct our research in the community were requested. After agreeing with the research, the community leader indicated the first fishers to be interviewed, according to the minimum criteria for inclusion in the study: fishing as a main activity, being older than 18 years of age, and living in the region for at least 10 years. Fishers were interviewed individually, usually in their homes and before each interview the research was explained and consent was requested from the fisher to participate in the interview. After the interview, the interviewed fisher was solicited to indicate another fisher in the community who would fit the same criteria, through the snowball method, which has been successfully applied in previous studies on fisher's LEK in the Brazilian Amazon (Hallwass et al., 2013, 2020a; Runde et al., 2020). The interviews were based on a semi-structured questionnaire (Supplementary 3), in which photos of the fish were

shown, always in the same order, following previous methods of ethnoecological studies (Silvano and Begossi, 2002, 2012). The questions asked addressed the fisher's socioeconomic profile and the questions about fish analyzed in this study were: a) What is the name of this fish? b) What does this fish eat? c) Who eats this fish? Six species, or groups of species that receive the same popular name, were chosen, which occur both in the Tapajós river and in the Tocantins river, because these fish belong to different trophic level (according to the literature) and because they are important for fishing (trade or consumption) (Hallwass et al., 2011, 2013, 2020b; Runde et al., 2020). The fish species chosen were Pescada (*Plagioscion squamosissimus*), Tucunaré (*Cichla pinima*), Piranha (*Serrasalmus rhombeus*), Aracu (*Leporinus fasciatus*), Charuto (*Hemiodus unimaculatus*) and Jaraqui (*Semaprochilodus* spp.). The species Jaraqui (*Semaprochilodus* spp.) was not collected in the Tocantins river, hence it was not included in the stable isotopes analysis comparison. This study was approved by the ethics' committees for studies with people (CONEP/CAAE: 82355618.0.0000.5347) and animals (CEUA: 34186) at the Federal University of Rio Grande do Sul.

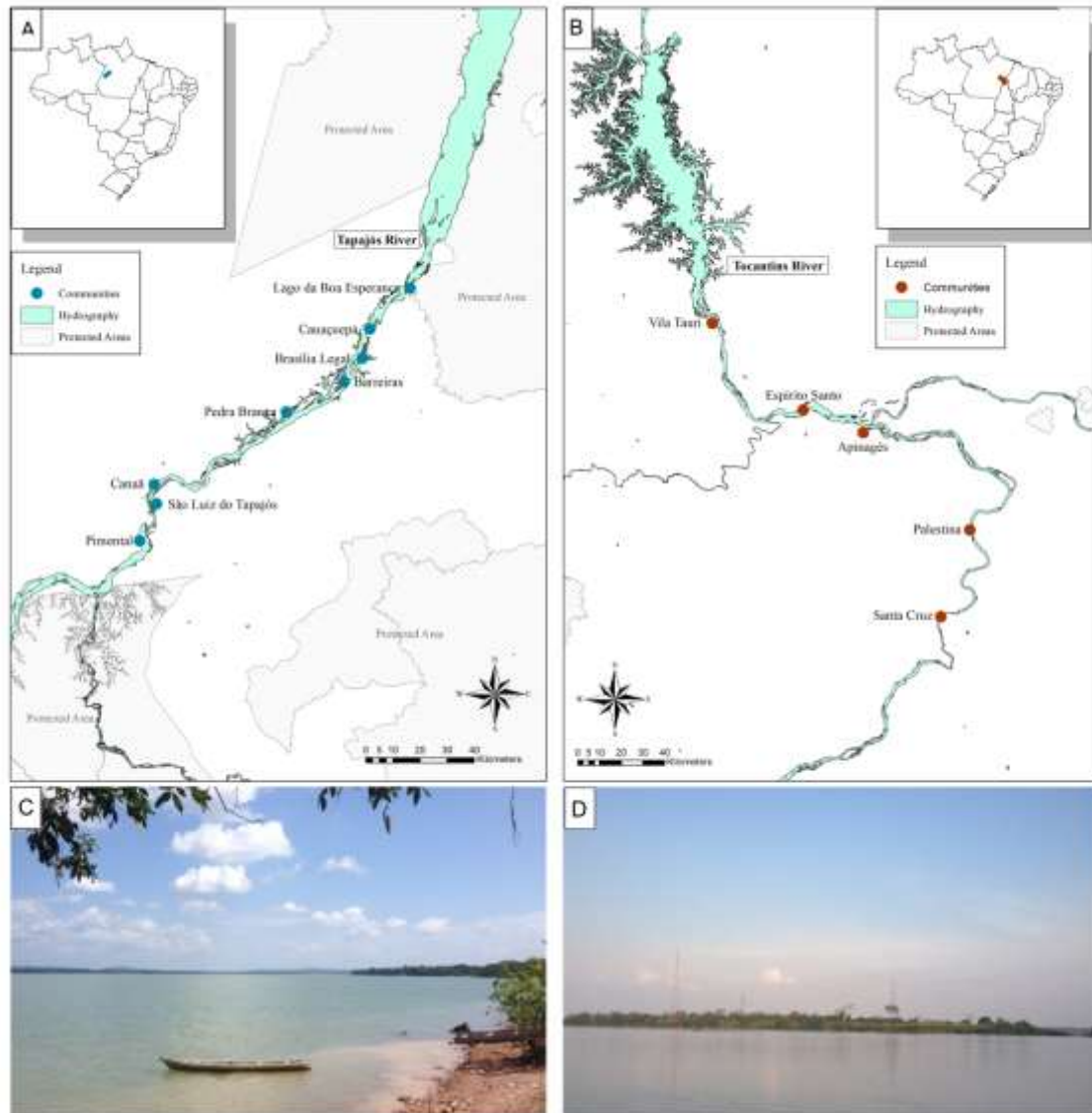


Figure 1: Location of rivers, communities and sampling sites of interviews and fish samples for stable isotopes analysis in the Tapajós (a, c) and Tocantins (b, d) rivers, in the Brazilian Amazon.

Fish sampling

The fish were collected from lakes or river stretches close to the communities where interviews were conducted (Fig. 1). The fish sampling was performed using two sets of fishing nets (420 m² each), each set with different mesh sizes (ranging from 15 to 80 mm between opposite nodes), over 24 hours. The specimens were identified at the species level and the standard length (SL-cm) and weight (g) were measured. In addition to fish, samples from the benthic macrofauna (mollusks) were manually

collected, to be used as a baseline in isotopic models. All samples were stored in plastic bags and preserved on ice until processed.

Processing

After collection, samples of antero-dorsal muscle tissue from fish and of adductor muscle from mollusks were removed for stable isotopes analysis. In the laboratory, these samples were washed with distilled water and inspected to remove only the tissue of interest. Afterwards, each sample was placed in a Petri dish, which was pre-sterilized in a hydrochloric acid bath for 24 hours, and then placed in the oven at 60° for 48 hours. After that, the samples were transformed into fine powder with a mortar and pestle and sub-samples (approximately 1 mg) were weighed on a precision scale (~ 1 mg) and stored in ultrapure tin capsules (Elemental-D-1008). Sample readings were performed with the Thermo iCAP6300 Duo isotope ratio mass spectrometer (Cambridge, United Kingdom) at the University of Alberta, Canada. The results were expressed in delta notation: $\delta^{13}\text{C}$ or $\delta^{15}\text{N} = [(\text{Ramostra} / \text{Standard}) - 1] * 1000$, where $R = {}^{12}\text{C} / {}^{13}\text{C}$ / or ${}^{14}\text{N} / {}^{15}\text{N}$. The values obtained were compared with reference standards for carbon (PeeDee Belemnite) and nitrogen (atmospheric air) and their isotopic ratios ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) expressed in per mil (‰) (Fry, 2006). The internal standard of known carbon and nitrogen composition was analyzed with each sequence to assess the accuracy of the instrument. The standard deviation was $\delta^{13}\text{C} = 0.05$ ‰ and $\delta^{15}\text{N} = 0.19$ ‰.

In some cases, samples may have a high lipid content, which can influence $\delta^{13}\text{C}$ values (De Niro and Epstein, 1978; Logan et al., 2008). There are two approaches to increase the accuracy of $\delta^{13}\text{C}$ measurements: lipids can be removed chemically (Mintenbeck et al., 2008), or mathematical corrections based on empirical equations can be used (Post et al., 2007). Lipid extraction can affect $\delta^{15}\text{N}$ values, as other non-lipid

materials can be removed (Pinnegar and Polunin, 1999; Sweeting et al., 2006; Mintenbeck et al., 2008). This method is also time-consuming and requires the use of hazardous materials, such as chloroform (Elliott et al., 2014). Due to these limitations, mathematical corrections have been quite effective and used for different types of animals (Post et al., 2007; Ehrich et al., 2011; Elliott et al., 2014; Olivar et al., 2018; Clark et al., 2019). Based on this, as all fish samples showed a C: N ratio equal to or greater than 3.5 a mathematical normalization was applied to correct the carbon values, by using the equation $\Delta\delta^{13}\text{C} = -3.32 + 0.99 \times \text{C: N}$ (Post et al., 2007).

Data analysis

The fish trophic level was calculated based on the fisher's LEK obtained through interviews by following the methodology adopted in a previous study (Silvano and Begossi, 2016). According to this methodology, food items were grouped into main categories and a trophic level value was assigned to each category: fruits and seeds (Trophic level = 2), other plants and flowers (aquatic plants, leaves, and other plant parts, Trophic level = 2), detritus (including mud and algae, Trophic level = 2), terrestrial invertebrates (insects, spiders, earthworms, Trophic level = 3), aquatic invertebrates (crustaceans, mainly shrimp, Trophic level = 3), terrestrial vertebrates (birds, frogs, and others, Trophic level = 4) and fish that could not be identified (Trophic level = 4). First, the trophic level of each food item was multiplied by the percentage of fishers who cited that item and the trophic level of all items were summed. This sum was then divided by the sum of the percentages of fisher who cited each item. For example, fishers on the Tapajós river cited that the fish Charuto (*H. unimaculatus*) eats vegetables (Trophic level = 2 cited by 13.65% of fishers), detritus (Trophic level = 2, 92.43% of fishers), invertebrates (Trophic level = 3, 9.09 of fishers) and Piaba (a general name for small fish) (Trophic level = 3.8, 1.52% of fishers).

Therefore, the Charuto trophic level was estimated as: $(2 * 13.65) + (2 * 92.43) + (3 * 9.09) + (3.8 * 1.52) = 245.26$, then $245.26 / 116.69 = 2.10$. Considering that the basal food items (plants) will have the value of 1, the lowest value of calculated trophic level of the studied fish would be 2 (for a strictly herbivorous fish) and the highest value would be 4 for a piscivorous fish. Whenever possible to identify the species of fish that were mentioned by fishers as prey, we calculated the trophic position of these prey fish considering the food items mentioned in the literature.

Fish trophic position value were also estimated through stable isotope data using the “tRophicPosition” package in R (Quezada-Romegialli et al., 2018). This method incorporates Bayesian inference to calculate the trophic level of consumers at the population level, considering the individual variability in the data of stable isotopes. The trophic level of each species was modeled using Monte Carlo via Markov chains (MCMC) with 20,000 interactions and 20,000 adaptive samples in JAGS 4.3.0, using both isotopes of carbon and nitrogen. Two baselines were used: the scraper mollusk of the genus *Doryssa* sp. was chosen to represent the benthic baseline and the herbivorous fish *Hemiodus unimaculatus* was chosen to be the baseline referring to the pelagic pathway. The isotopic fractionation values used for carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) were 0.39 ± 1.3 and 3.4 ± 0.98 , respectively (Post, 2002).

The paired t-test was calculated to determine if the average trophic level values for all fish species analyzed were significantly different between the fishers’ LEK data and the data generated in the models by stable isotopes analysis, in both rivers. This analysis has already been used in a previous study comparing fish trophic level between fishers’ LEK data and the biological literature (Silvano and Begossi, 2016). The t-test was performed to compare the average number of prey and fish predators cited by fishers between the two studied rivers. Before running t-tests, the Shapiro-Wilk and the

Levene tests both based on residuals were performed to check normality and variance homogeneity of data, respectively. All residuals' tests indicated normality and homogeneity of variances. All statistical analyzes were performed using the R 4.0.3 software (R Development Core Team, 2021).

Diagrams were constructed to represent the trophic webs of the main fish prey and predators based on the fisher's LEK and these data were compared with prey and predators of fish according to the biological literature (Silvano and Begossi, 2002, 2012). These trophic webs included all fish prey cited by fishers, whereas only those fish predators cited by more than 10% of fishers were included. This criterion was adopted to better visualize the relationships between predators and prey, given the higher variability of cited predators. The sum of cited prey or predators may exceed 100%, as fishers could cite more than one food item or predator for each fish species studied.

Results

A total of 98 fishers were interviewed, 65 in the Tapajós river and 33 in the Tocantins river, including 61 men and four women in Tapajós and 30 men and three women in the Tocantins. The average age of the fishers interviewed in the Tapajós River was 47.2 years (± 11.4 years), the average fishing experience (time since started fishing) was 25.5 years (± 11.9 years) and the time residing in the region was 36.8 years (± 15.3 years). The average age of the fishers interviewed in the Tocantins River was 56.5 years (± 14 years), the average fishing experience was 34.8 years (± 17.6 years) and the time residing in the region was 41.5 years (± 16.3 years).

A total of 63 samples of fish and mollusks were analyzed through stable isotopes analysis, including 40 samples from the Tapajós river (34 fish and six mollusks) and 23 samples from the Tocantins river (20 fish and three mollusks) (Tab.1). The mean

trophic level considering all studied fish species did not differ ($t = -0.58$, $df = 5$, $p = 0.96$) between data from stable isotopes analysis (2.84 ± 0.52) and fishers' LEK (2.83 ± 0.86) in the Tapajós river (Fig. 2a). Similarly, the mean trophic level did not differ ($t = 0.48$, $df = 4$, $p = 0.66$) between stable isotopes analysis (2.96 ± 0.33) and LEK (3.10 ± 0.88) in the Tocantins river (Fig. 2b). The trophic level values obtained through the LEK did not differ from those obtained through the stable isotopes analysis for all species in the Tocantins river and nearly all species in the Tapajós river, except for *Aracu L. fasciatus*, which had a lower trophic level according to LEK (Table 2).

Table 1: Mean and standard deviation (SD) of size (total length), number of samples (n) and values of stable isotopes of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) of fish and mollusks sampled in the Tapajós and Tocantins rivers.

Fish (species)	Common name	Ecological guild	Tapajós						Tocantins					
			n	size (+sd)	$\delta^{13}\text{C}$	SD	$\delta^{15}\text{N}$	SD	n	size (+sd)	$\delta^{13}\text{C}$	SD	$\delta^{15}\text{N}$	SD
<i>Cichla pinima</i>	Tucunaré Charuto,	Piscivorous	5	13.40±0.54	-29.94	1.32	13.02	0.73	3	10.53±0.06	-20.57	0.20	12.10	0.07
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Piau	Herbivore	6	13.77±0.86	-31.72	3.38	9.77	1.46	4	12.65±1.05	-23.36	2.00	10.18	1.63
<i>Leporinus fasciatus</i>	Aracu	Omnivorous	3	14.83±1.19	-31.56	1.08	11.71	0.23	4	16.09±2.82	-27.77	2.17	11.62	0.32
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Pescada	Piscivorous	6	23.62±1.97	-29.33	0.91	13.79	0.72	4	24.65±2.13	-28.75	1.76	13.27	1.77
<i>Semaprochilodus</i> spp.	Jaraqui Piranha	Detritivores	9	20.81±3.19	-30.32	1.64	10.18	0.66						
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	preta	Piscívoro	5	11.58±1.96	-27.40	1.49	14.03	0.24	5	10.46±2.84	-26.00	2.40	13.15	1.45
Mollusk (species)														
<i>Doryssa</i> spp.			6		-21.59	2.61	7.91	0.83	3		-26.33	0.09	8.05	0.07
Total			40						23					

Table 2: Trophic levels calculated from the local ecological knowledge (LEK) of fishers and posterior trophic level estimates originated from Bayesian models (mean values and 95% credibility interval) based on stable isotopes analysis for the fish species studied in the Tapajós and Tocantins rivers. Values of trophic levels calculated from LEK in bold are those within the credibility range of the values calculated through the stable isotopes analysis.

River	Specie	LEK	Stable isotopes analysis
Tapajós	<i>Cichla pinima</i>	3.62	3.07 (2.48-3.65)
	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	2.10	2.25 (2.00-2.75)
	<i>Leporinus fasciatus</i>	2.02	2.65 (2.09-3.11)
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	3.53	3.30 (2.77-3.82)
	<i>Semaprochilodus</i> spp.	2.00	2.27 (2.00- 2.64)
	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	3.68	3.47 (2.98-3.90)
Tocantins	<i>Cichla pinima</i>	3.76	2.84 (2.00-4.03)
	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	2.15	2.49 (2.00-3.79)
	<i>Leporinus fasciatus</i>	2.16	2.90 (2.14-3.30)
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	3.50	3.27 (2.04-4.24)
	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	3.95	3.28 (2.30-4.08)

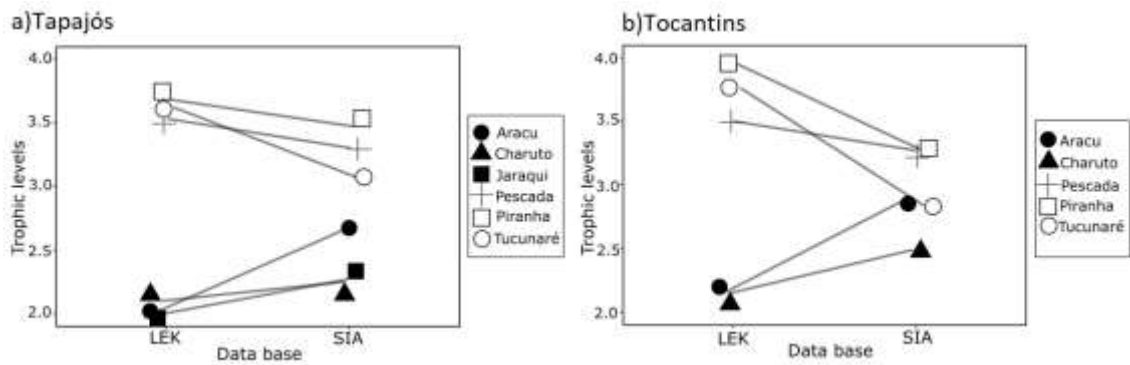


Figure 2: Paired comparison between trophic levels of fish species based on fisher's knowledge (LEK) and stable isotope analysis in the a) Tapajós river ($t = -0.58$, $df = 5$, $p = 0.96$) and b) Tocantins river ($t = 0.48$, $df = 4$, $p = 0.66$). The fish species analyzed were Aracu (*Leporinus fasciatus*), Charuto (*Hemiodus unimaculatus*), Jaraqui (*Semaprochilodus* spp.) except in the Tocantins river, Pescada (*Plagioscion squamosissimus*), Piranha (*Serrasalmus rhombeus*), and Tucunaré (*Cichla pinima*).

The interviewed fishers cited 57 prey items and 22 fish predators in the Tapajós River and 27 prey items and 18 fish predators in the Tocantins river (Tables S1 and S2). The average number of prey cited for the studied fish species differed ($t = 4.96$, $df = 97$, $p < 0.01$) between fishers interviewed in the Tapajós (1.97 ± 0.46) and Tocantins (1.47 ± 0.45) rivers (Fig. 3a). Conversely, the average number of predators cited did not differ ($t = 0.88$, $df = 97$, $p = 0.38$) between fishers interviewed in the Tapajós (1.82 ± 0.68) and Tocantins (1.69 ± 0.65) rivers (Fig. 3b).

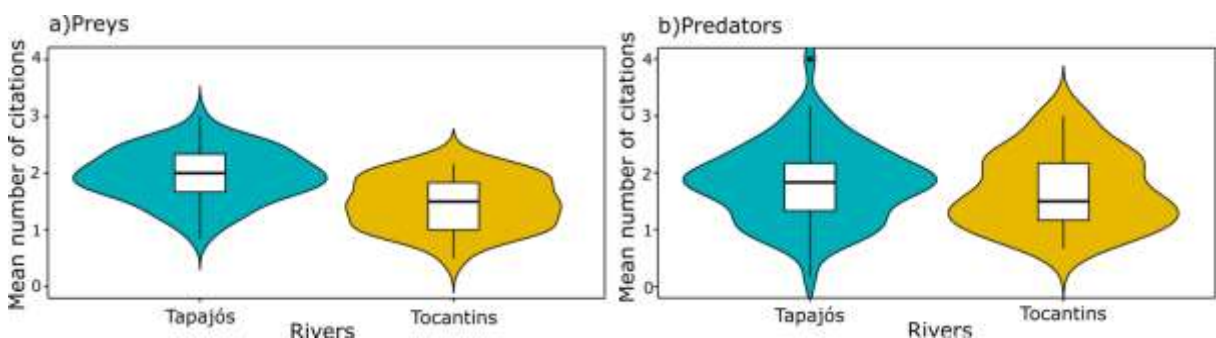


Figure 3: Comparison of the average number of fishers' citations between the Tapajós and Tocantins rivers regarding the number of a) fish prey ($t = 4.96$, $df = 97$, $p < 0.01$) and b) fish predators ($t = 0.88$, $df = 97$, $p = 0.38$). Boxplot indicates the median (dark line inside box) and quartiles (25% and 75%, outer lines of the box). Data distribution is indicated by violin-colored area.

Simplified food webs were built based on fishers' citations on fish prey (Fig. 4) and predators (Fig. 5) in the Tapajós (Figs 4a and 5a) and Tocantins (Figs 4b and 5b) rivers. According to the fisher's LEK, fish species such as Pescada (*P. squamosissimus*), Tucunaré (*C. pinima*) and Piranha (*S. rhombeus*) can be considered mainly piscivorous in both rivers (Fig. 4). According to most fishers interviewed in the Tapajós (Fig. 4a) and in the Tocantins (Fig. 4b) Rivers, detritus was the main food for the fishes Charuto (*H. unimaculatus*) and Jaraqui (*Semaprochilodus* spp.). The fish Aracu (*L. fasciatus*) can be considered as herbivorous or omnivorous species according to the fishers' LEK in both rivers, as this fish can feed on different items, but it eats mainly fruits (Fig. 4). One of the fish predators most cited by fishers in both rivers was the red dolphin *Inia* spp. (Fig. 5). In both rivers, the piranha (*Serrasalmus* spp.) was the main predatory fish mentioned by the interviewed fishers (Fig. 5). Other fish identified as fish predators by the interviewed fishers were the Pirarara (*Phractocephalus hemioliopus*), Pirarucu (*Arapaima gigas*) and Surubim (*Pseudoplatystoma* spp.) in the Tapajós river (Fig. 5a), as well as the Jáu (Pimelodidae) and peixe-cachorro (*Acestrorhynchus* spp., *Raphiodon vulpinus* and *Hydrolicus* spp.) in the Tocantins River (Fig. 5b).

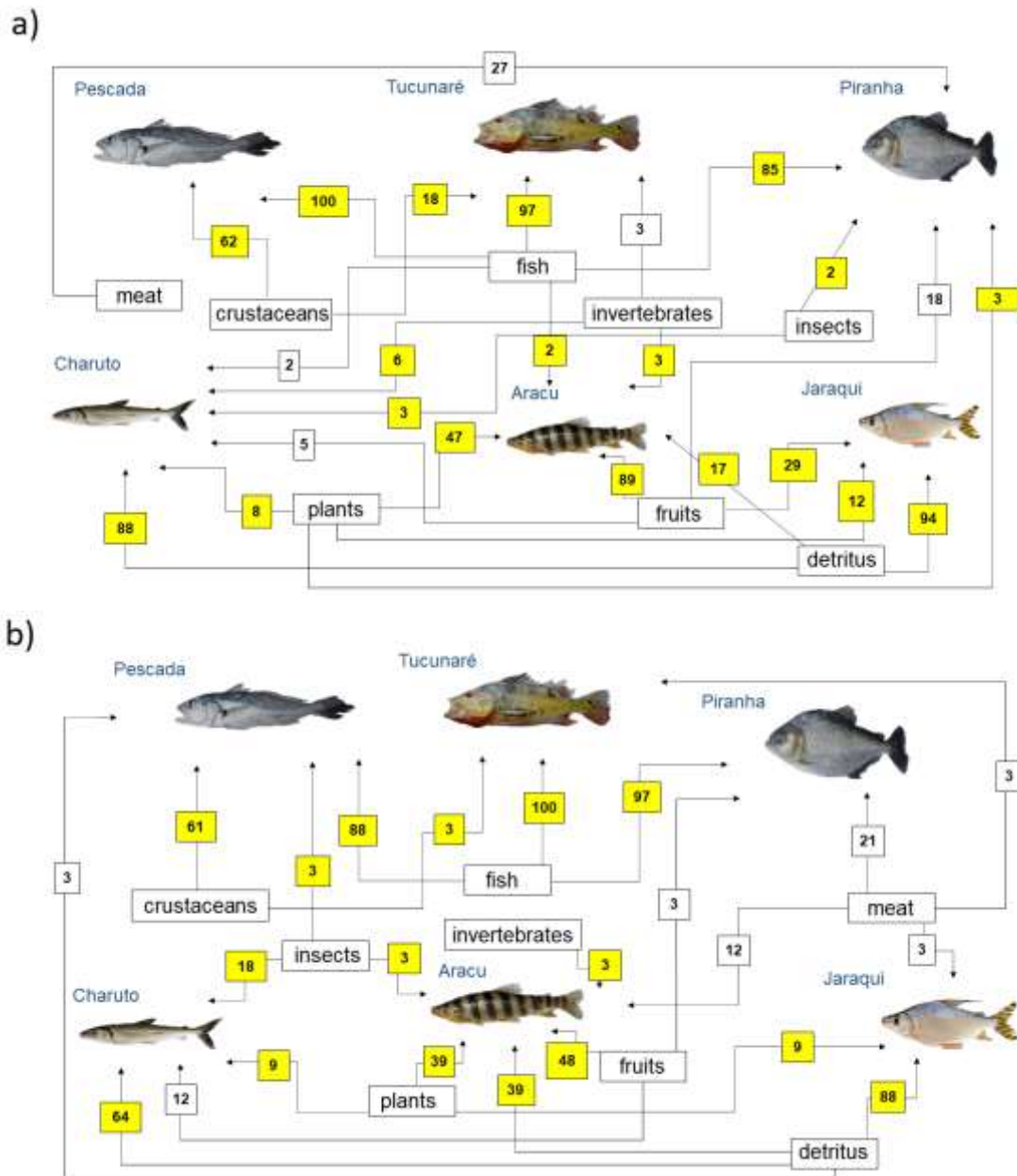


Figure 4: Diagram representing fish feeding relationships (simplified food web) of the studied fish species, based on fishers' local ecological knowledge about fish prey (question: What this fish eats?) in the rivers a) Tapajós (n = 65 fishers) and b) Tocantins (n = 33 fishers), in the Brazilian Amazon. The numbers are the percentage of interviewed fishers who mentioned each feeding interaction. The sum may be greater than 100%, as fishers could cite more than one food item for each studied fish species. Those food interactions that agree with fish feeding relationships reported in the biological literature (Mérona et al., 2001; Mérona and Rankin-de-Mérona, 2004; Dary et al., 2017) are marked in yellow and with *.

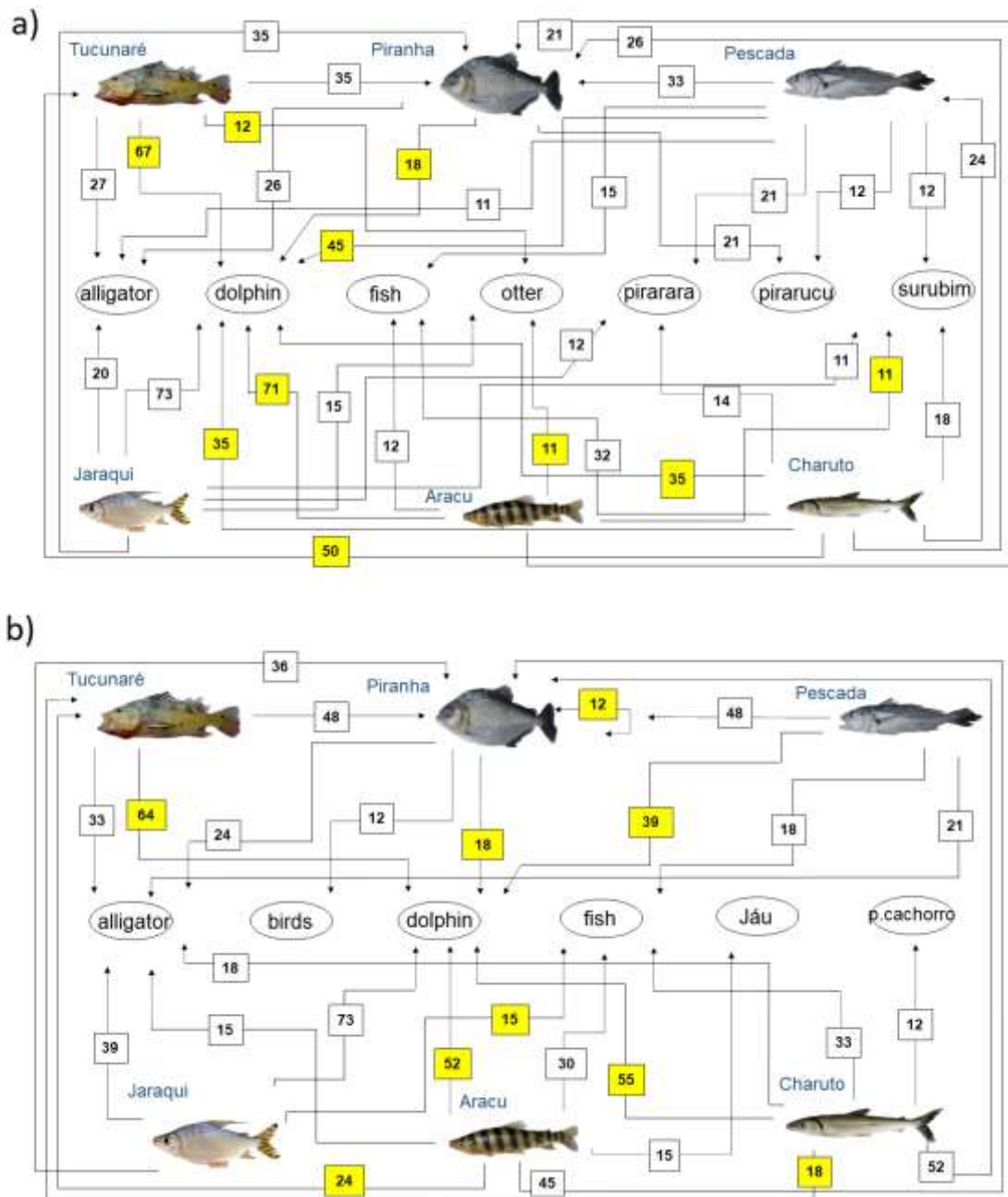


Figure 5: Diagram representing fish feeding relationships (simplified food web) of the studied fish species, based on fishers' local ecological knowledge about fish predators (question: Who eats this fish?) in the rivers a) Tapajós (n = 65 fishers) and b) Tocantins (n = 33 fishers), in the Brazilian Amazon. The numbers are the percentage of interviewed fishers who mentioned each feeding interaction. The sum may be greater than 100%, as fishers could cite more than one food item for each studied fish species. Those food interactions that agree with fish feeding relationships reported in the biological literature (Best, 1984; Silva et al., 2013; Dary et al., 2017; Jacobi et al., 2020) are marked in yellow and with *.

Discussion

Fishers' LEK was a robust estimator of trophic level in relation to stable isotopes analysis in both rivers. Ten of a total of the eleven trophic levels estimated based on LEK were within the credibility interval of estimates of trophic levels through the stable isotopes analysis. This result further demonstrates that fisher's LEK can be a promising rapid and low cost alternative to obtain reliable data for studies on fish trophic ecology, as observed in previous studies (Ramires et al., 2015; Silvano and Begossi, 2016).

Fishers can acquire knowledge about fish diets by observing fish stomach contents while manipulating and gutting fish (Silvano and Begossi, 2002). Furthermore, fishers constantly manipulate food items to be used as baits, thus gaining knowledge about food preferences of fish, considering that those food items cited as part of fish diets are also commonly used as baits (Silvano and Begossi, 2005; Baird, 2007; Ramires et al., 2015). On the other hand, fish predators preying fish on gill nets may be commonly observed by fishers, thus fishing activity can be an important source of knowledge about the feeding behavior of fish and other animals (Silvano and Begossi, 2002; Ramires et al., 2015).

Despite an overall agreement, there were small differences between the trophic level estimates based on LEK and stable isotopes analysis: the trophic level based on the LEK of the fish Aracu fell outside the credibility interval and was thus lower than the trophic level of this fish estimated through the stable isotopes analysis model in the Tapajós river. This and other slight differences between LEK and stable isotopes analysis regarding the estimated trophic levels can be explained by the fact that fishers make their inferences about fish diets through observation of fish stomach contents, besides direct observation of fish behavior. Therefore, LEK is mostly based on what was ingested by fish, not on what was actually assimilated in fish tissues, as measured

by stable isotopes analysis. Indeed, some of the food items present in fish stomachs may be refractory to digestion (e.g. vegetation, fruits, shells) and may not be digested nor assimilated by the consumer. Furthermore, the differences in trophic levels between the LEK and stable isotopes analysis observed in the present study can be at least partially attributed to the temporal differences in the methods being compared. The data from the stable isotopes analysis indicate what has been assimilated and transformed into tissues by the consumer fish, considering a time span of approximately 90 days from consumption (Mont'Alverne et al., 2016). On the other hand, data obtained through the fishers' LEK may include a much longer time window on fish diets, as fishers can acquire this knowledge through the accumulation of observations over several years of fishing activity, along their experience in contact with the environment (Silvano and Begossi, 2002), besides the transmission of knowledge among fishers (Johnson, 2006). Therefore, these two methods or approaches can be used concurrently in studies of trophic ecology. For example, the simultaneous use of LEK and stable isotopes analysis has been successfully applied to assess habitat use by turtles in estuarine environments (Wedemeyer-Strombel, 2019).

Considering the diversity of species in the Brazilian Amazon basin (Dagosta and de Pinna, 2019), detailed information on fish feeding habits may be relatively scarce (Mérona et al., 2001; Mérona and Rankin-de-Mérona, 2004; Silvano and Begossi, 2016; Dary et al., 2017). Moreover, studies on fish trophic ecology may show some limitations, such as small sample sizes, geographically restricted sampling and not including seasonal variation. Conventional studies based on the method of stomach content analysis may have, among their main limitations, a large number of empty stomachs of piscivorous fish (Vinson and Angradi, 2011) and the difficulty to identify certain items, which may be very digested and are often only bones, not allowing

identification at the species level. These limitations can complicate the identification of the diets of piscivores, such as piranhas (Prudente et al., 2016) and alligators (Magnusson et al., 1987). However, in the present study, fishers cited potential fish prey of these two species of predators, in some cases identifying even more refined taxonomic levels than those generally described in the biological literature. Another advantage of including fishers' LEK in studies on trophic ecology is the possibility of building conceptual models of food interactions, which can be used in different environments, such as freshwater and marine (Silvano and Begossi, 2002, 2012; Le Fur et al., 2011). Furthermore, the LEK based data can be also applied in ecosystem modeling studies, aiming to improve management of fisheries resources in environments that need management, but lack data (Ainsworth and Pitcher, 2005; Bevilacqua et al., 2016; Bentley et al., 2019).

The results of this and previous studies provide evidence that fisher's LEK has clear potential to “fit the pieces” and fill knowledge gaps regarding ecosystem function of fish, especially in remote tropical regions where scientific knowledge is still incipient. Moreover, information about the diet of fish and large predatory species is usually scarce in the scientific literature, as well as studies addressing the interactions between trophic ecology and fishing resources. In the present study, all food items most mentioned by fishers as being important to the diet of the studied fish corroborated with data from the literature. In both rivers, the general food items mentioned for piscivorous fish, such as Pescada and Tucunaré, were fish and crustaceans, whereas fishers mentioned fish being eaten by Piranha, fruits and plants as food of the Aracu and detritus as the main food item of Jaraqui. Therefore, fishers' LEK can help to better understand the trophic ecology of fish that may receive a higher fishing pressure and thus more urgently demand management and conservation actions, such as some large

piscivorous and herbivorous fishes in the Brazilian Amazon and elsewhere (Pauly et al., 1998; Welcomme, 1999; Hallwass et al., 2020a). Furthermore, the detailed information revealed by fishers' LEK regarding the diet and trophic interactions of freshwater fishes can be useful to identify, and hence to maintain, some of the important ecosystem services provided by fish, such as seed dispersal (Lucas, 2008; Anderson et al., 2009; Horn et al., 2011), nutrient cycling (Flecker, 1996; Winemiller et al., 2006) and the food security of riverine populations (Isaac and Almeida, 2011; Begossi et al., 2019).

The fishers' LEK can assist in understanding ecological aspects of emblematic species, such as the endangered red dolphin or boto, *Inia* spp. (Silva et al., 2018; Vidal et al., 2019; Campbell et al., 2020). In this study, fishers reported that the boto consumes the fish Tucunaré, Pescada, Aracu and Charuto, all of which corroborate with a study on the boto diet carried out in the 1980s, through stomach content analysis (Best, 1984). However, the Jaraqui fish was also mentioned as being consumed by the boto by 73% of the interviewed fishers in both rivers, but this fish has not been mentioned in the literature as being part of the boto diet. Similarly, a previous study also shows that fishers mention the river dolphin as important predators of the fish Jaraqui in the Central Amazon (Batista and Lima, 2010). This hypothesis of Jaraqui predation by botos or other freshwater dolphins can be investigated in more detail in the future, given the importance of Jaraqui for small-scale fisheries throughout the Brazilian Amazon (Hallwass and Silvano, 2015; Hallwass et al., 2020a, 2020b; Runde et al., 2020). Therefore, the potential predation of Jaraqui by the boto, as evidenced by the interviewed fishers, indicates a possible overlap between the resources used by this river dolphin and humans (fishers), which can become a source of conservation related conflicts (Loch et al., 2009; Kelkar et al., 2010). The interviewed fishers mentioned some fish, such as Aracu, Jaraqui and Tucunaré, as being consumed by the river otter,

and these same fish have been described as being part of the river otter diet through the analysis of fecal samples in the Negro River Basin, in the Brazilian Amazon (Silva et al., 2013).

Some discrepancies between fishers' LEK and the biological literature were recorded in relation to fish predators. Fishers indicated Pescada and Piranha as being consumed by the Pirarucu, however, these species have not yet been recorded in studies on the feeding of Pirarucu. These differences between the two knowledge bases (LEK and biological) may occur due to the natural variation in the availability and occurrence of food items throughout the aquatic ecosystems in the Amazon, since the existing studies on trophic ecology of Pirarucu have not been conducted in the same rivers addressed in this study (Tapajós and Tocantins).

Studies on trophic ecology are even more relevant in the context of the Amazon biome, which is highly dynamic and which has undergone numerous changes during the last few years (Dagosta et al., 2020; Latrubesse et al., 2020). The Tocantins-Araguaia river basin is considered as an important and priority area for conservation, due both to the high presence of endemic species and the high number of dams (Dagosta et al., 2020). Dams can alter the abundance of prey and predators in the environment (Mérona et al., 2001), besides influencing and modifying fish feeding habits due to lack of food (Melo et al., 2019). The impacts and changes to fish and fisheries already observed in the Tocantins River (Mérona et al., 2001; Hallwass et al., 2013) can be repeated in the Tapajós river in the near future, as this river is targeted for development projects directed to energy production and enhancing navigation for the export of soy and meat (Fearnside, 2015a; Latrubesse et al., 2020). Even considering that the Tapajós River basin has a high diversity of species (Dagosta and de Pinna, 2019) and several protected areas, there is a rapid loss in the forest area, especially in the region of the Lower

Tapajós River (Dagosta et al., 2020), that may affect all food web of the river, mainly the large-bodied fish species as the top predators (Capitani et al., 2021). Besides these potential future impacts, there have been mining activities in the middle and upper Tapajós River since the mid-1980s, thus affecting both human populations and aquatic organisms due to mercury contamination, including contamination of fish consumed by people (Harada et al., 2001; Faial et al., 2015; Vasconcellos et al., 2021). A previous study demonstrates that fish trophic levels estimated by LEK, which are equivalent to trophic levels according to literature data, are also related to mercury content on fish, thus showing the potential of fishers' LEK as an indicator of fish trophic level in bioaccumulation studies (Silvano and Begossi, 2016). The present study corroborated and advance these previous findings on the potential value of fishers' LEK to indicate fish trophic levels and associated ecological properties (Silvano and Begossi, 2016). The previous study compared trophic levels estimated through the LEK with those from biological literature (Silvano and Begossi, 2016), whereas this study compared trophic levels estimated by LEK with data showing what was indeed assimilated by the organisms through the use of stable isotopes analysis (Newsome et al., 2009) for the same fish species and in the same sites where the interviews with fishers were conducted. Therefore, by adopting a more refined and accurate comparison, this study showed a very close agreement between fishers' LEK and biological data on fish trophic levels, paving the way for a collaboration between fishers and scientists to develop ecological and ecotoxicological indicators.

Contrary to the initial hypothesis, the overall fishers' LEK about the trophic levels and feeding interactions of fish did not differ between the two studied rivers, even though they have a distinct history and intensity of environmental impacts. For example, there were no differences on the number of fish predators cited by fishers

between the Tapajós (22 predators) and the Tocantins (18 predators) rivers. This may be partially due to some degree of plasticity in the feeding behavior of at least some aquatic species, which may adapt to environmental changes that are occurring over time. Alternatively, it may be that fish and aquatic predators had not changed their feeding habits yet in the more altered Tocantins River, so impacts had not lead to perceived modifications in the diet of these organisms. These suggestions or hypotheses need to be checked in future studies aimed to understand the influences of river modification on fish diets and trophic ecology. However, as expected according to the proposed hypothesis, a greater number of food items was cited by fishers in the Tapajós river (57 items) when compared to the Tocantins river (27 items). This difference may be possibly due to the lower availability of some food items, such as fruits, in the Tocantins River, as a consequence of a more intense deforestation in this river basin. The results provided from fishers' LEK thus reinforce the need to prioritize conservation and restoration strategies for aquatic environments in the Tocantins-Araguaia river basin.

The combination of both approaches (LEK and stable isotopes analysis) can advance the knowledge base on diet and trophic interactions of fish species with greater reliability, by producing accurate data, in a fast and effective way. Although such combination is desirable whenever possible, the stable isotopes analysis technique requires financial resources, specialized machinery, and considerable processing time, which may be beyond the reach of many researchers and communities in tropical developing countries. In such a context, this study adds to previous research to show that fishers' LEK can provide useful information on fish trophic ecology and that such information based on LEK is closely related to biological data. The fishers' LEK can

thus be reliably applied to improve fisheries management and species conservation in those regions of the world that have data limitations but need urgent management.

Author contributions

Conceived and designed the experiment: PERP, RAMS. Conducted the field work: PERP, GH, RAMS. Conducted the lab work and processed the stable isotope samples: PERP. Reading of isotope samples: MP. Performed all the statistical analyses: PERP. PERP wrote the first draft of the manuscript, and all authors contributed to subsequent versions and revisions.

Funding

We thank to the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for the PhD scholarship of P.E.R.P (140957 / 2017-0) and for the research scholarship of R.A.M.S (303393 / 2019-0). R.A.M.S. thanks a scholarship from the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES-PRINT, 88887.467553 / 2019-00). This study was funded by Canada's Social Science and Humanities Research Council (SSHRC) (Project Tracking Change: RES0027949).

Acknowledgement

We would like to thanks all fishers on the Tapajós and Tocantins rivers for their cooperation and contribution to the research. We thank to Alexandre M. Garcia, Priscila F. M. Lopes and Sandra M. Hartz for useful comments on a previous version of this work. We would like to thank all colleagues in the Human Ecology and Fish Laboratory at the Federal University of Rio Grande do Sul, who assisted in field trips and interviews, especially Caroline Dutra, Carolina Batista and Camila Flores for helping with the processing of the fish samples.

Conflict of Interest

The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

References:

- Aguiar-Santos, J., deHart, P. A. P., Pouilly, M., Freitas, C. E. C., and Siqueira-Souza, F. K. (2018). Trophic ecology of speckled peacock bass *Cichla temensis* Humboldt 1821 in the middle Negro River, Amazon, Brazil. *Ecol. Freshw. Fish* 27, 1076–1086. doi:10.1111/eff.12416.
- Ainsworth, C. H., and Pitcher, T. J. (2005). Using Local Ecological Knowledge in Ecosystem Models. *Fish. Assess. Manag. Data-Limited Situations*, 289–304. doi:10.4027/famdis.2005.17.
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., et al. (2020). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio* 50, 85–94. doi:10.1007/s13280-020-01318-8.
- Andersen, K. H., and Pedersen, M. (2010). Damped trophic cascades driven by fishing in model marine ecosystems. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 277, 795–802. doi:10.1098/rspb.2009.1512.
- Anderson, J. T., Rojas, S. J., and Flecker, A. S. (2009). High-quality seed dispersal by fruit-eating fishes in Amazonian floodplain habitats. *Oecologia* 161, 279–290. doi:10.1007/s00442-009-1371-4.
- Andrade, M. C., Fitzgerald, D. B., Winemiller, K. O., Barbosa, P. S., and Giarrizzo, T. (2019). Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the lower Xingu River, Brazilian Amazon. *Hydrobiologia* 829, 265–280. doi:10.1007/s10750-018-3838-y.
- Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Asher, A., Castello, L., Hess, L. L., Petrere, M., et al. (2019a). Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Sci. Rep.* 9, 1–13. doi:10.1038/s41598-019-52243-0.
- Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Petrere, M., and Freitas, C. E. C. (2019b). Spatial

- variation in aquatic food webs in the Amazon River floodplain. *Freshw. Sci.* 38, 213–228. doi:10.1086/701841.
- Araujo-Lima, C. A. R. M., Forsberg, B. R., Victoria, R., and Martinelli, L. (1986). Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science* (80-.). 234, 1256–1258. doi:10.1126/science.234.4781.1256.
- Athayde, S., Duarte, C. G., Gallardo, A. L. C. F., Moretto, E. M., Sangoi, L. A., Dibo, A. P. A., et al. (2019). Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. *Energy Policy* 132, 265–271. doi:10.1016/j.enpol.2019.05.003.
- Baird, I. G. (2007). Fishes and forests: The importance of seasonally flooded riverine habitat for Mekong River fish feeding. *Nat. Hist. Bull. Siam Soc.* 55, 121–148.
- Baird, I. G., Manorom, K., Phenow, A., and Gaja-Svasti, S. (2020). What about the tributaries of the tributaries? Fish migrations, fisheries, dams and fishers' knowledge in North-Eastern Thailand. *Int. J. Water Resour. Dev.* 36, 170–199. doi:10.1080/07900627.2019.1611549.
- Barletta, M., Jaureguizar, A. J., Baigun, C., Fontoura, N. F., Agostinho, A. A., Almeida-Val, V. M. F., et al. (2010). Fish and aquatic habitat conservation in South America: A continental overview with emphasis on neotropical systems. *J. Fish Biol.* 76, 2118–2176. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x.
- Barthem, R., Marques, M., Charvet-Almeida, P., and Montag, L. F. A. (2005). Amazon River Basin : I – characterization and environmental impacts due to deforestation. *Ecosyst. Sustain. Dev.* V 81, 615–625.
- Batista, V. S., and Lima, L. G. (2010). In search of traditional bio-ecological knowledge useful for fisheries co-management: The case of jaraquis *Semaprochilodus* spp. (Characiformes, Prochilodontidae) in Central Amazon, Brazil. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 6, 1–9. doi:10.1186/1746-4269-6-15.
- Bayley, P. B., and Petrere, M. J. (1989). “Amazon Fisheries: Assessment Methods, Current Status and Management Points,” in *Proceedings of the International Large River Symposium*, ed. D.P. Dodge (Ontario, Canada: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences), 385–398.

- Begossi, A. (1998). “Cultural and ecological resilience among caiçaras of the Atlantic Forest and caboclos of the Amazon, Brazil,” in *Linking social and cultural systems for resilience*, eds. C. Folke and F. Berkes (Cambridge, UK), 129–157.
- Begossi, A., Salivonchyk, S. V., Hallwass, G., Hanazaki, N., Lopes, P. F. M., Silvano, R. A. M., et al. (2019). Fish consumption on the Amazon: a review of biodiversity, hydropower and food security issues. *Brazilian J. Biol.* 79, 345–357.
- Bender, M. G., Machado, G. R., Silva, P. J. de A., Floeter, S. R., Monteiro-Netto, C., Luiz, O. J., et al. (2014). Local ecological knowledge and scientific data reveal overexploitation by multigear artisanal fisheries in the Southwestern Atlantic. *PLoS One* 9, e110332. doi:10.1371/journal.pone.0110332.
- Bentley, J. W., Hines, D. E., Borrett, S. R., Serpetti, N., Hernandez-Milian, G., Fox, C., et al. (2019). Combining scientific and fishers’ knowledge to co-create indicators of food web structure and function. *ICES J. Mar. Sci.* 76, 2218–2234. doi:10.1093/icesjms/fsz121.
- Berkes, F. (1999). *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Philadelphia: Taylor and Francis.
- Best, R. C. (1984). The aquatic mammals and reptiles of the Amazon. 371–412. doi:10.1007/978-94-009-6542-3_15.
- Bevilacqua, A. H. V., Carvalho, A. R., Angelini, R., and Christensen, V. (2016). More than anecdotes: Fishers’ ecological knowledge can fill gaps for ecosystem modeling. *PLoS One* 11, 1–18. doi:10.1371/journal.pone.0155655.
- Campbell, E., Mangel, J. C., Alfaro-Shigueto, J., Mena, J. L., Thurstan, R. H., and Godley, B. J. (2020). Coexisting in the Peruvian Amazon: Interactions between fisheries and river dolphins. *J. Nat. Conserv.* 56, 125859. doi:10.1016/j.jnc.2020.125859.
- Capitani, L., Angelini, R., Keppeler, F. W., Hallwass, G., Azevedo, R., and Silvano, M. (2021). Food web modeling indicates the potential impacts of increasing deforestation and fishing pressure in the Tapajós River, Brazilian Amazon.
- Carvalho, F., Power, M., Forsberg, B. R., Castello, L., Martins, E. G., and Freitas, C. E.

- C. (2018). Trophic Ecology of Arapaima sp. in a ria lake—river—floodplain transition zone of the Amazon. *Ecol. Freshw. Fish* 27, 237–246. doi:10.1111/eff.12341.
- Castello, L., McGrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., et al. (2013). The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.* 6, 217–229. doi:10.1111/conl.12008.
- Castilhos, Z. C., Bidone, E. D., and Lacerda, L. D. (1998). Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajos river region, Para State, Amazon. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61, 202–209. doi:10.1007/s001289900749.
- Cavole, L. M., Arantes, C. C., and Castello, L. (2015). How illegal are tropical small-scale fisheries? An estimate for arapaima in the Amazon. *Fish. Res.* 168, 1–5. doi:10.1016/j.fishres.2015.03.012.
- Chiang, W. C., Chang, C. T., Madigan, D. J., Carlisle, A. B., Musyl, M. K., Chang, Y. C., et al. (2020). Stable isotope analysis reveals feeding ecology and trophic position of black marlin off eastern Taiwan. *Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 175. doi:10.1016/j.dsr2.2020.104821.
- Clark, C. T., Horstmann, L., and Misarti, N. (2019). Lipid normalization and stable isotope discrimination in Pacific walrus tissues. *Sci. Rep.*, 1–13. doi:10.1038/s41598-019-42095-z.
- Correa, S. B., and Winemiller, K. (2018). Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. *Oecologia* 186, 1069–1078. doi:10.1007/s00442-018-4093-7.
- Costa, A. F., Botta, S., Siciliano, S., and Giarrizzo, T. (2020). Resource partitioning among stranded aquatic mammals from Amazon and Northeastern coast of Brazil revealed through Carbon and Nitrogen Stable Isotopes. *Sci. Rep.* 10, 12897. doi:10.1038/s41598-020-69516-8.
- Dagosta, F. C. P., and de Pinna, M. (2019). The Fishes of the Amazon: Distribution and Biogeographical patterns, with a Comprehensive list of Species. *Bull. Am. Museum Nat. Hist.*, 163.

- Dagosta, F. C. P., de Pinna, M., Peres, C. A., and Tagliacollo, V. A. (2020). Existing protected areas provide a poor safety-net for threatened Amazonian fish species. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 31, 1167–1189. doi:10.1002/aqc.3461.
- Dary, E. P., Ferreira, E., Zuanon, J., and Röpke, C. P. (2017). Diet and trophic structure of the fish assemblage in the mid-course of the Teles Pires river, Tapajós river basin, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 15, 1–14. doi:10.1590/1982-0224-20160173.
- De Niro, M. J., and Epstein, S. (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42.
- Diamond, J. (2001). Unwritten knowledge. *Nature* 410, 90095.
- Ehrich, D., Tarroux, A., and Killengreen, S. T. (2011). Stable isotope analysis: modelling lipid normalization for muscle and eggs from arctic mammals and birds. doi:10.1111/j.2041-210X.2010.00047.x.
- Elliott, K. H., Davis, M., and Elliott, J. E. (2014). Equations for Lipid Normalization of Carbon Stable Isotope Ratios in Aquatic Bird Eggs. 9, 33–36. doi:10.1371/journal.pone.0083597.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., et al. (2011). Trophic downgrading of planet earth. *Science* (80-.). 333, 301–306. doi:10.1126/science.1205106.
- Faial, K., Deus, R., Deus, S., Neves, R., Jesus, I., Santos, E., et al. (2015). Mercury levels assessment in hair of riverside inhabitants of the Tapajós River, Pará State, Amazon, Brazil: Fish consumption as a possible route of exposure. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 30, 66–76. doi:10.1016/j.jtemb.2014.10.009.
- Fearnside, P. M. (1999). Social Impacts of Brazil's Tucuruí Dam. *Environ. Manage.* 24, 483–495.
- Fearnside, P. M. (2001). Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in amazonia. *Environ. Manage.* 27, 377–396. doi:10.1007/s002670010156.
- Fearnside, P. M. (2015). Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. *Ambio* 44, 426–439. doi:10.1007/s13280-015-0642-z.

- Flecker, A. S. (1996). Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology* 77, 1845–1854. doi:10.2307/2265788.
- Freitas, C. T., Espírito-Santo, H. M. V., Campos-Silva, J. V., Peres, C. A., and Lopes, P. F. M. (2020). Resource co-management as a step towards gender equity in fisheries. *Ecol. Econ.* 176, 106709. doi:10.1016/j.ecolecon.2020.106709.
- Fry, B. (2006). *Stable isotope ecology*. Springer doi:10.1016/B978-0-12-409548-9.10915-7.
- Geist, J. (2011). Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecol. Indic.* 11, 1507–1516. doi:10.1016/j.ecolind.2011.04.002.
- Gerhardinger, L. C., Freitas, M. O., Bertocini, Á. A., Borgonha, M., and Hostim-Silva, M. (2006). Collaborative approach in the study of the reproductive biology of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Perciformes: Serranidae). *Acta Sci. - Biol. Sci.* 28, 219–226.
- Goulding, M., Barthem, R., and Ferreira, E. J. G. (2003). *The Smithsonian atlas of the Amazon*. Washington, D.C: Smithsonian Books doi:10.4324/9780203028049.
- Hallwass, G., Lopes, P. F., Juras, A. A., and Silvano, R. A. M. (2011). Fishing effort and catch composition of Urban market and rural villages in Brazilian Amazon. *Environ. Manage.* 47, 188–200. doi:10.1007/s00267-010-9584-1.
- Hallwass, G., Lopes, P. F., Juras, A. A., and Silvano, R. A. M. (2013). Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecol. Appl.* 23, 392–407. doi:10.1890/12-0429.1.
- Hallwass, G., Schiavetti, A., and Silvano, R. A. M. (2020a). Fishers' knowledge indicates temporal changes in composition and abundance of fishing resources in Amazon protected areas. *Anim. Conserv.* 23, 36–47. doi:10.1111/acv.12504.
- Hallwass, G., Silva, L. H. T. da, Nagl, P., Clauzet, M., and Begossi, A. (2020b). “Small-scale fisheries, livelihoods and food security of riverine people,” in *Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon: People, Ecology and Conservation in Black and Clear Water Rivers* (São Paulo: Springer International Publishing), 23–40.
- Hallwass, G., and Silvano, R. A. M. (2015). Patterns of selectiveness in the Amazonian

- freshwater fisheries: Implications for Management. *J. Environ. Plan. Manag.* 0568, 2–21. doi:10.1080/09640568.2015.1081587.
- Harada, M., Nakanishi, J., Yasoda, E., Pinheiro, M. D. C. N., Oikawa, T., De Assis Guimarães, G., et al. (2001). Mercury pollution in the Tapajos River basin, Amazon mercury level of head hair and health effects. *Environ. Int.* 27, 285–290. doi:10.1016/S0160-4120(01)00059-9.
- Herbst, D. F., and Hanazaki, N. (2014). Local ecological knowledge of fishers about the life cycle and temporal patterns in the migration of mullet (*Mugil liza*) in Southern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 12, 879–890. doi:10.1590/1982-0224-20130156.
- Horn, M. H., Correa, S. B., Parolin, P., Pollux, B. J. A., Anderson, J. T., Lucas, C., et al. (2011). Seed dispersal by fishes in tropical and temperate fresh waters: The growing evidence. *Acta Oecologica* 37, 561–577. doi:10.1016/j.actao.2011.06.004.
- Huntington, H. P. (2000). Using traditional ecological knowledge in science: Methods and applications. *Ecol. Appl.* 10, 1270–1274. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[1270:UTEKIS]2.0.CO;2.
- Isaac, V. J., and Almeida, M. C. (2011). El Consumo de pescado en la Amazonía brasileña. Available at: www.fao.org/icalog/inter-e.htm.
- Jacobi, C. M., Villamarín, F., Campos-Silva, J. V., Jardine, T., and Magnusson, W. E. (2020). Feeding of *Arapaima* sp.: integrating stomach contents and local ecological knowledge. *J. Fish Biol.* 97, 265–272. doi:10.1111/jfb.14372.
- Johannes, R. E., Freeman, M. M. R., and Hamilton, R. J. (2000). Ignore fishers' knowledge and miss the boat. *Fish Fish.* 1, 257–271. doi:10.1111/j.1467-2979.2000.00019.x.
- Johnson, D. S. (2006). Category, narrative, and value in the governance of small-scale fisheries. 30, 747–756. doi:10.1016/j.marpol.2006.01.002.
- Junk, W. J., and Piedade, M. T. F. (2010). An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization. 3–25. doi:10.1007/978-90-481-8725-6_1.
- Junk, W. J., Soares, M. G. M., and Bayley, P. B. (2007). Freshwater fishes of the

- Amazon River basin: Their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquat. Ecosyst. Heal. Manag.* 10, 153–173. doi:10.1080/14634980701351023.
- Kelkar, N., Krishnaswamy, J., and Choudhary, S. (2010). Coexistence of Fisheries with River Dolphin. 24, 1130–1140. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01467.x.
- Keppeler, F. W., Hallwass, G., and Silvano, R. A. M. (2016). Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river. *Oryx* 51, 268–279. doi:10.1017/S0030605316000247.
- Latrubesse, E. M., Arima, E. Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V. R., D’Horta, F. M., et al. (2017). Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* 546, 363–369. doi:10.1038/nature22333.
- Latrubesse, E. M., d’Horta, F. M., Ribas, C. C., Wittmann, F., Zuanon, J., Park, E., et al. (2020). Vulnerability of the biota in riverine and seasonally flooded habitats to damming of Amazonian rivers. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* doi:10.1002/aqc.3424.
- Latrubesse, E. M., Stevaux, J. C., and Sinha, R. (2005). Tropical rivers. *Geomorphology* 70, 187–206. doi:10.1016/j.geomorph.2005.02.005.
- Le Fur, J., Guilavogui, A., and Teitelbaum, A. (2011). Contribution of local fishermen to improving knowledge of the marine ecosystem and resources in the Republic of Guinea, West Africa. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 1454–1469. doi:10.1139/f2011-061.
- Lima, M. A. L., Doria, C. R. D. C., and Freitas, C. E. D. C. (2012). Pescarias artesanais em comunidades ribeirinhas na amazônia brasileira: Perfil socioeconômico, conflitos e cenário da atividade. *Ambient. e Soc.* 15, 73–90. doi:10.1590/S1414-753X2012000200005.
- Lindeman, R. L. (1942). The trophic-Dinamic Aspect of Ecology. *Ecology* 23, 399–417.
- Loch, C., Marmontel, M., and Simões-Lopes, P. C. (2009). Conflicts with fisheries and intentional killing of freshwater dolphins (Cetacea: Odontoceti) in the Western Brazilian Amazon. *Biodivers. Conserv.* 18, 3979–3988. doi:10.1007/s10531-009-9693-4.

- Logan, J. M., Jardine, T. D., Miller, T. J., Bunn, S. E., Cunjak, R. A., and Lutcavage, M. E. (2008). Lipid corrections in carbon and nitrogen stable isotope analyses: Comparison of chemical extraction and modelling methods. *J. Anim. Ecol.* 77, 838–846. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01394.x.
- Loh, T. L., McMurray, S. E., Henkel, T. P., Vicente, J., and Pawlik, J. R. (2015). Indirect effects of overfishing on Caribbean reefs: Sponges overgrow reef-building corals. *PeerJ* 2015. doi:10.7717/peerj.901.
- Lopes, P. F. M., Verba, J. T., Begossi, A., and Pennino, M. G. (2018). Predicting species distribution from fishers' local ecological knowledge: A new alternative for data-poor management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76, 1423–1431. doi:10.1139/cjfas-2018-0148.
- Lucas, C. M. (2008). Within Flood Season Variation in Fruit Consumption and Seed Dispersal by Two Characin Fishes of the Amazon. *Biotropica* 40, 581–589.
- Magnusson, W. E., Vieira Da Silva, E., and Lima, A. P. (1987). Diets of Amazonian crocodylians. *J. Herpetol.* 21, 85–95. doi:10.2307/1564468.
- Malhi, Y., Roberts, J. T., Betts, R. A., Killeen, T. J., Li, W., and Nobre, C. A. (2008). Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* (80-.). 319, 169–172. doi:10.1126/science.1146961.
- McGrath, D. G., Cardoso, A., Almeida, O. T., and Pezzuti, J. (2008). Constructing a policy and institutional framework for an ecosystem-based approach to managing the Lower Amazon floodplain. *Environ. Dev. Sustain.* 10, 677–695. doi:10.1007/s10668-008-9154-3.
- Melo, T., Torrente-Vilara, G., and Röpke, C. P. (2019). Flipped reductarianism: A vegan fish subordinated to carnivory by suppression of the flooded forest in the Amazon. *For. Ecol. Manage.* 435, 138–143. doi:10.1016/j.foreco.2018.12.050.
- Mérona, B. de, Mendes, G, dos S., and Gonçalves, R. de A. (2001). Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environ. Biol. Fishes* 60, 375–392. doi:10.1023/A:1011033025706.
- Mérona, B. de, and Rankin-de-Mérona, J. (2004). Food resource partitioning in a fish

- community of the central Amazon floodplain. *Neotrop. Ichthyol.* 2, 75–84.
- Minagawa, M., and Wada, E. (1984). Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta* 48, 1135–1140. doi:10.1016/0016-7037(84)90204-7.
- Mintenbeck, K., Brey, T., Jacob, U., Knust, R., and Struck, U. (2008). How to account for the lipid effect on carbon stable-isotope ratio ($\delta^{13}\text{C}$): sample treatment effects and model bias. *J. Fish Biol.* 72, 815–830. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01754.x.
- Mont'Alverne, R., Jardine, T. D., Pereyra, P. E. R., Oliveira, M. C. L. M., Medeiros, R. S., Sampaio, L. A., et al. (2016). Elemental turnover rates and isotopic discrimination in a euryhaline fish reared under different salinities: Implications for movement studies. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 480, 36–44. doi:10.1016/j.jembe.2016.03.021.
- Mortillaro, J. M., Pouilly, M., Wach, M., Freitas, C. E. C., Abril, G., and Meziante, T. (2015). Trophic opportunism of central Amazon floodplain fish. *Freshw. Biol.* 60, 1659–1670. doi:10.1111/fwb.12598.
- Myers, R. A., Baum, J. K., Shepherd, T. D., Powers, S. P., and Peterson, C. H. (2007). Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science* (80-.). 315, 1846–1850. doi:10.1126/science.1138657.
- Newsome, S. D., Ralls, K., Van Horn Job, C., Fogel, M. L., and Cypher, B. L. (2010). Stable isotopes evaluate exploitation of anthropogenic foods by the endangered San Joaquin kit fox (*Vulpes macrotis mutica*). *J. Mammal.* 91, 1313–1321. doi:10.1644/09-MAMM-A-362.1.
- Newsome, S. D., Tinker, M. T., Monson, D. H., Oftedal, O. T., Ralls, K., Staedler, M. M., et al. (2009). Using stable isotopes to investigate individual diet specialization in California sea otters (*Enhydra lutris nereis*). *Ecology* 90, 961–974.
- Nunes, D. M., Hartz, S. M., and Silvano, R. A. M. (2011). Conhecimento ecológico local e científico sobre os peixes na pesca artesanal no sul do Brasil. *Bol. do Inst. Pesca* 37, 209–223.
- Olivar, M. P., Bode, A., Lo, C., and Hulley, P. A. (2018). Trophic position of

- lanternfishes (Pisces: Myctophidae) of the tropical and equatorial Atlantic estimated using stable isotopes. doi:10.1093/icesjms/fsx243.
- Oliveira, A. C. B., Soares, M. G. M., Martinelli, L. A., and Moreira, M. Z. (2006). Carbon sources of fish in an Amazonian floodplain lake. *Aquat. Sci.* 68, 229–238. doi:10.1007/s00027-006-0808-7.
- Paine, R. T. (1980). Food Webs: Linkage, Interaction Strength and Community Infrastructure. *J. Anim. Ecol.* 49, 666–685.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., and Torres, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science* (80-.). 279, 860–863. doi:10.1126/science.279.5352.860.
- Pereyra, P. E. R., Mont'Alverne, R., and Garcia, A. M. (2016). Carbon primary sources and estuarine habitat use by two congeneric ariid catfishes in a subtropical coastal lagoon. *Zoologia* 33, 1–7. doi:10.1590/S1984-4689zool-20150075.
- Pinnegar, J. K., and Polunin, N. V. C. (1999). Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: Implications for the study of trophic interactions. *Funct. Ecol.* 13, 225–231. doi:10.1046/j.1365-2435.1999.00301.x.
- Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology* 83, 703–718. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2.
- Post, D. M., Layman, C. A., Arrington, D. A., Takimoto, G., Quattrochi, J., and Montaña, C. G. (2007). Getting to the fat of the matter: Models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia* 152, 179–189. doi:10.1007/s00442-006-0630-x.
- Prudente, B. da S., Carneiro-Marinho, P., Valente, R. de M., and Montag, L. F. de A. (2016). Feeding ecology of *Serrasalmus gouldingi* (Characiformes: Serrasalminae) in the lower Anapu River region, Eastern Amazon, Brazil. *Acta Amaz.* 46, 259–270. doi:10.1590/1809-4392201600123.
- Quezada-Romegialli, C., Jackson, A. L., Hayden, B., Kahilainen, K. K., Lopes, C., and Harrod, C. (2018). tRophicPosition, an R package for the Bayesian estimation of

- trophic position from consumer stable isotope ratios. *Methods Ecol. Evol.* 9, 1592–1599. doi:10.1111/2041-210X.13009.
- R Development Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. Available at: <https://www.r-project.org/>.
- Ramires, M., Clauzet, M., Barrella, W., Rotundo, M. M., Silvano, R. A. M., and Begossi, A. (2015). Fishers' knowledge about fish trophic interactions in the southeastern Brazilian coast. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 11, 1–11. doi:10.1186/s13002-015-0012-8.
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., et al. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 849–873. doi:10.1111/brv.12480.
- Ribeiro, A. R., Damasio, L. M. A., and Silvano, R. A. M. (2021). Fishers' ecological knowledge to support conservation of reef fish (groupers) in the tropical Atlantic. *Ocean Coast. Manag.* 204, 105543. doi:10.1016/j.ocecoaman.2021.105543.
- Runde, A., Hallwass, G., and Silvano, R. A. M. (2020). Fishers' Knowledge Indicates Extensive Socioecological Impacts Downstream of Proposed Dams in a Tropical River. *One Earth* 2, 255–268. doi:10.1016/j.oneear.2020.02.012.
- Salomão, R. D. P., Vieira, I. C. G., Suemitsu, C., Rosa, N. de A., de Almeida, S. S., do Amaral, D. D., et al. (2007). As florestas de Belo Monte na grande curva do Xingu, Amazônia Oriental. 57–153.
- Santos, R. E., Pinto-Coelho, R. M., Drumond, M. A., Fonseca, R., and Zanchi, F. B. (2020). Damming Amazon Rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil's Madeira River according to local fishers' perception. *Ambio* 49, 1612–1628. doi:10.1007/s13280-020-01316-w.
- Scheffer, M., Carpenter, S., and De Young, B. (2005). Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends Ecol. Evol.* 20, 579–581. doi:10.1016/j.tree.2005.08.018.
- Scoles, R. (2014). Caracterização ambiental da bacia do Tapajós. *Environ. Int.* 36, 593–608.
- Shin, Y. J., Rochet, M. J., Jennings, S., Field, J. G., and Gislason, H. (2005). Using size-

- based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 384–396. doi:10.1016/j.icesjms.2005.01.004.
- Silva, R. E., Rosas, F. C. W., and Zuanon, J. (2013). Feeding ecology of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) and the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in Jaú National Park, Amazon, Brazil. *J. Nat. Hist.* 48, 465–479. doi:10.1080/00222933.2013.800607.
- Silva, V. M. F., Freitas, C. E. C., Dias, R. L., and Martin, A. R. (2018). Both cetaceans in the Brazilian Amazon show sustained , profound population declines over two decades. 1–12.
- Silvano, R. A. M., and Begossi, A. (2002). Ethnoichthyology and Fish Conservation in the Piracicaba River (Brazil). *J. Ethnobiol.* 22, 0–0.
- Silvano, R. A. M., and Begossi, A. (2005). Local knowledge on a cosmopolitan fish Ethnoecology of *Pomatomus saltatrix* (Pomatomidae) in Brazil and Australia. *Fish. Res.* 71, 43–59. doi:10.1016/j.fishres.2004.07.007.
- Silvano, R. A. M., and Begossi, A. (2012). Fishermen’s local ecological knowledge on southeastern Brazilian coastal fishes: Contributions to research, conservation, and management. *Neotrop. Ichthyol.* 10, 133–147. doi:10.1590/S1679-62252012000100013.
- Silvano, R. A. M., and Begossi, A. (2016). From Ethnobiology to Ecotoxicology: Fishers’ Knowledge on Trophic Levels as Indicator of Bioaccumulation in Tropical Marine and Freshwater Fishes. *Ecosystems* 19, 1310–1324. doi:10.1007/s10021-016-0002-2.
- Silvano, R. A. M., and Valbo-Jørgensen, J. (2008). Beyond fishermen’s tales: Contributions of fishers’ local ecological knowledge to fish ecology and fisheries management. *Environ. Dev. Sustain.* 10, 657–675. doi:10.1007/s10668-008-9149-0.
- Sioli, H. (1984). *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Springer Netherlands doi:10.1007/978-94-009-6542-3.
- Souza Jr, O. G. de, Nunes, J. L. G., and Silvano, R. A. M. (2020). Biology, ecology and

- behavior of the acoupa weakfish *Cynoscion acoupa* (Lacepède, 1801) according to the local knowledge of fishermen in the northern coast of Brazil. *Mar. Policy* 115. doi:10.1016/j.marpol.2020.103870.
- Sweeting, C. J., Polunin, N. V. C., and Jennings, S. (2006). Effects of chemical lipid extraction and arithmetic lipid correction on stable isotope ratios of fish tissues. 595–601. doi:10.1002/rcm.2347.
- Turvey, S. T., Barrett, L. A., Yujiang, H., Lei, Z., Xinqiao, Z., Xianyan, W., et al. (2010). Cambios rápidos en las directrices en comunidades de pescadores de yangtze y en la memoria local de especies extintas. *Conserv. Biol.* 24, 778–787. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01395.x.
- Vasconcellos, A., Hallwass, G., Bezerra, J., Aciole, A., Meneses, H., Lima, M., et al. (2021). Health Risk Assessment from Consumption of Mercury-contaminated Fish in Mundurucu Indigenous Communities in Amazon. *Int. J. Environ. Res. Public Heal.* 18, 1–16.
- Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. R., and Lima, J. C. A. L. (1991). *Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal*.
- Vidal, M. D., Moura, M. F. de, and Muniz, G. P. S. (2019). Conhecimentos e crenças de pescadores artesanais sobre os golfinhos fluviais do Médio Rio Tapajós, Pará. *Rev. Bras. Biociências* 17, 53–60.
- Vinson, M. R., and Angradi, T. R. (2011). Stomach Emptiness in Fishes: Sources of Variation and Study Design Implications. *Rev. Fish. Sci.* 19, 63–73. doi:10.1080/10641262.2010.536856.
- Wedemeyer-Strombel, K. R. (2019). Fishers' ecological knowledge and stable isotope analysis: A social-ecological systems approach to endangered species conservation. Available at: https://scholarworks.utep.edu/open_etd/185.
- Welcomme, R. L. (1999). A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fish. Manag. Ecol.* 6, 1–19. doi:10.1046/j.1365-2400.1999.00137.x.
- Winemiller, K. O., McIntyre, P., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam,

- S., et al. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* (80-.). 351, 128–129.
- Winemiller, K. O., Montoya, J. V., Roelke, D. L., Layman, C. A., and Cotner, J. B. (2006). Seasonally varying impact of detritivorous fishes on the benthic ecology of a tropical floodplain river. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25, 250–262. doi:10.1899/0887-3593(2006)25[250:SVIODF]2.0.CO;2.
- Zapelini, C., Giglio, V. J., Carvalho, R. C., Bender, M. G., and Gerhardinger, L. C. (2017). Assessing Fishing Experts' Knowledge to Improve Conservation Strategies for an Endangered Grouper in the Southwestern Atlantic. *J. Ethnobiol.* 37, 478–493. doi:10.2993/0278-0771-37.3.478.
- Zuluaga-Gómez, M. A., Fitzgerald, D. B., Giarrizzo, T., and Winemiller, K. O. (2016). Morphologic and trophic diversity of fish assemblages in rapids of the Xingu River, a major Amazon tributary and region of endemism. *Environ. Biol. Fishes* 99, 647–658. doi:10.1007/s10641-016-0506-9.

CAPÍTULO 2: CONTRIBUIÇÕES DO CONHECIMENTO DOS PESCADORES PARA ENTENDER A DIETA E REDES DE INTERAÇÃO ALIMENTARES DE PEIXES FRUGÍVOROS FLUVIAIS TROPICAIS

Paula Evelyn Rubira Pereyra^{1*}, Gustavo Hallwass^{2,3}, Renato Azevedo Matias Silvano^{1,3}

¹ Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS),
Porto Alegre, Brasil

² Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Brasil

³ Fisheries and Food Institute (FIFO), Rio de Janeiro, Brasil

*Autor correspondente: paulinharubira@hotmail.com

Observação: as referências desse manuscrito foram formatadas de acordo com as normas da revista *Ecological Applications*. No entanto, as figuras e tabelas estão inseridas ao longo do texto para facilitar a leitura.

Resumo

A frugívoros e a dispersão de sementes por animais é uma interação mutualística que provê recursos alimentares aos dispersores e auxilia na regeneração e diversidade das plantas. No entanto, em ambientes tropicais, devido à grande biodiversidade, podem ocorrer interações ecológicas que são pouco documentadas em nível de comunidade. Nesse sentido, o conhecimento ecológico local (CEL) dos pescadores pode auxiliar no entendimento das relações entre os organismos, especialmente os peixes, devido ao contato diário dessas populações com os recursos naturais. O objetivo do presente estudo foi investigar a dieta e redes de interação de peixes frugívoros com base no CEL dos pescadores em três rios da Amazônia Brasileira (Negro, Tapajós e Tocantins). Foram entrevistados um total de 418 pescadores (373 homens e 45 mulheres) em um total de 24 comunidades (oito em cada rio). Os peixes estudados foram tambaqui (*Colossoma macropomum*), matrinxã (*Brycon* spp.), pacu (*Myloplus* spp.), pacu manteiga (*Mylossoma duriventre*), pirapitinga (*Piaractus brachypomus*), e jaraqui (*Semaprochilodus* spp.). Quando consideramos os três rios, os pescadores citaram um total de 98 itens consumidos pelos peixes frugívoros. A rede de interações do rio Tocantins possui um maior valor de aninhamento, a rede do rio Tapajós apresentou maiores valores de conectância e modularidade e a rede do Negro foi a mais especializada. A rede de interações que apresentou o maior número de interações entre frugívoros e plantas foi a rede construída a partir do CEL dos pescadores no rio Tapajós. O padrão mais aninhado da rede do rio Tocantins pode sugerir a perda de interações especializadas em comunidades que sofreram distúrbios. Portanto, dado as mudanças que estão ocorrendo no rio Tapajós, pode ocorrer uma diminuição nas interações entre frugívoros e plantas e, conseqüentemente, nos serviços ecossistêmicos realizados pelos peixes nessa região. A partir do presente estudo foi demonstrado que o

CEL dos pescadores pode contribuir para o entendimento da alimentação de peixes, e também pode auxiliar em outras regiões que também estão sofrendo rápidas transformações.

Palavras-chave: ecologia humana, pesca artesanal, interações ecológicas, serviços ecossistêmicos, Amazônia brasileira, impactos ambientais

Abstract

Frugivory and seed dispersal by animals is a mutualistic interaction that provides food resources to the dispersers and assists in plant regeneration and diversity. However, in tropical environments because of the great biodiversity, ecological interactions can occur that are poorly documented at the community level. In this sense, the local ecological knowledge (LEK) of fishers can help in the comprehension of the relationships among organisms, especially fish, due to the daily contact of these populations with natural resources. The present study aimed to investigate the diet and interaction networks of frugivorous fishes based on the LEK of fishers in three rivers of the Brazilian Amazon (Negro, Tapajós and Tocantins). A total of 418 fishers (373 men and 45 women) in a total of 24 communities (eight in each river) were interviewed. The fish studied were tambaqui (*Colossoma macropomum*), matrinxã (*Brycon* spp.), pacu (*Myloplus* spp.), pacu manteiga (*Mylossoma duriventre*), pirapitinga (*Piaractus brachypomus*), and jaraqui (*Semaprochilodus* spp.). When considering the three rivers, the fishers cited a total of 98 items consumed by the frugivorous fish. The Tocantins River interaction network has a higher value of nestedness, the Tapajós River network had greater values of connectance and modularity, and the Negro network was the most specialized. The interaction network that presented the highest number of interactions

between frugivores and plants was the network constructed from the fishers' LEK on the Tapajós River. The more nested pattern of the Tocantins River network may suggest the loss of specialized interactions in disturbed communities. Therefore, due to the changes that are occurring in the Tapajós River, there may be a decrease in the interactions between frugivores and plants and consequently in the ecosystem services performed by fish in this region. From the current study, it has been shown that fishers' LEK can contribute to the understanding of fish feeding, and can also help in other regions that are also undergoing rapid transformations.

Key-words: human ecology, artisanal fishing, ecological interactions, ecosystem services, Brazilian Amazon, environmental impacts

Introdução

A dispersão de sementes por animais através da frugívoros ou granívoros é uma interação mutualística que provê recursos alimentares aos dispersores e auxilia na regeneração e diversidade das plantas, consistindo em um importante serviço ecossistêmico (Wright 2002, Farwig and Berens 2012). A partir da dispersão de sementes e recomposição da floresta, ocorre o fornecimento de frutas comestíveis, medicamentos e a utilização da madeira das árvores para construção, navegação, dentre outras finalidades (Wittmann and Wittmann 2011, Londres et al. 2017), além do armazenamento de carbono (Fearnside 2008, Bello et al. 2015). Além disso, os peixes frugívoros fornecem importantes subsídios em termos de transporte de matéria e energia através dos ambientes aquáticos (Flecker et al. 2010). Inúmeros organismos podem ser possíveis dispersores, incluindo aves (Vizentin-Bugoni et al. 2019), morcegos (Mello et al. 2011), primatas (Hawes and Peres 2014) e peixes (Goulding 1983, Correa 2019).

No entanto, um dos grupos menos estudados em relação à utilização dos recursos alimentares são os peixes de água doce, que podem consumir frutos de cerca de 600 espécies de plantas neotropicais (Correa et al. 2015b, 2015a). Os peixes frugívoros são utilizados na pesca comercial, de subsistência e recreativa, principalmente na Bacia Amazônica (Isaac and Ruffino 1996, Batista and Júnior 2003, Hallwass and Silvano 2015, Nagl et al. 2021). A maioria dos estudos tem como enfoque os peixes frugívoros que atingem grandes tamanhos e que possuem importância comercial, como o tambaqui (*Colossoma macropomum*) e a pirapitinga (*Piaractus brachypomus*) (Galetti et al. 2008, Anderson et al. 2011, Correa et al. 2014, Costa-Pereira et al. 2017, Tregidgo et al. 2017). No entanto, os peixes frugívoros menores, pertencentes aos gêneros *Myloplus* e *Mylossoma*, também são utilizados para o consumo das famílias ribeirinhas (Fabr e and Alonso 1998). O tamanho da população de peixes frugívoros que atingem grandes tamanhos na Amazônia Brasileira diminuiram em até 90% desde os anos 1970 (Isaac and Ruffino 1996). Conseqüentemente, as remoções seletivas de peixes através da pesca (visando organismos que atingem maiores tamanhos), podem ter como efeito um déficit na quantidade e qualidade da dispersão de sementes, pois indivíduos maiores podem ter um maior sucesso em dispersar sementes de tamanhos maiores e um maior alcance de dispersão, quando comparados a peixes menores (Anderson et al. 2009, Correa et al. 2015a, Costa-Pereira et al. 2017, 2018).

Na Amazônia, além da pressão pesqueira, o desmatamento pode causar alteração na composição das comunidades de peixes, devido à remoção de estruturas que servem de habitat para os organismos (Lobón-Cervía et al. 2015, Arantes et al. 2019), e   diminuição na abundância e diversidade dos alimentos que sustentam essas espécies (Arantes et al. 2017). Adicionado a isto, a construção de barragens pode interromper a conectividade dos rios, causando a fragmentação dos habitats (Winemiller et al. 2016,

Turgeon et al. 2019). Essas modificações no ambiente podem ter como consequência a alteração das migrações longitudinais (Agostinho et al. 2008, VanDamme et al. 2019, Couto et al. 2021) e laterais dos peixes (Nilsson and Berggren 2000). As alterações nos pulsos de inundação (planícies de inundação que são periodicamente alagadas) (Junk et al. 1989), decorrentes da presença desses empreendimentos podem empobrecer os ambientes, causando mortalidade de espécies arbóreas (Assahira et al. 2017, Resende et al. 2019), afetando a disponibilidade de alimentos preferenciais dos frugívoros (Melo et al. 2019). Além disso, podem prejudicar as áreas berçário, reduzindo a sobrevivência de larvas de Characiformes, ordem que abrange grande número de frugívoros (Ponton and Vauchel 1998, Agostinho et al. 2004). Todas essas atividades antrópicas (pressão pesqueira, desmatamento, construção de barragens) podem impactar a dispersão de sementes por peixes (ictiocoria), causando redução no sucesso de recrutamento e alteração na composição das espécies vegetais (Valiente-Banuet et al. 2015).

Uma maneira de quantificar a complexidade dos ecossistemas e avaliar as consequências de perturbações ao nível da comunidade é através da utilização das redes de interações (Emer et al. 2019, Marjakangas et al. 2019, Vizentin-Bugoni et al. 2019, Carreira et al. 2020). A construção de redes de interação pode ser considerada desafiadora, pois as relações alimentares são complexas e influenciadas por inúmeros fatores como morfologia, comportamentos e mudanças ontogenéticas (Bueno et al. 2013, Maglianesi et al. 2014, Pinheiro et al. 2019). Esses desafios surgem especialmente quando estamos considerando como os ambientes aquáticos estão conectados e interagindo com os ambientes terrestres (Polis et al. 1997). A partir da criação de redes de interações é possível calcular métricas que permitem avaliar o uso dos recursos alimentares por frugívoros (Mello et al. 2011, Sarmiento et al. 2014, Correa et al. 2016, Carreira et al. 2020). No entanto, em ambientes com grande biodiversidade podem

ocorrer interações ecológicas que são pobremente documentadas em nível de comunidade (Vidal et al. 2013).

O conhecimento ecológico local (CEL), também conhecido como conhecimento ecológico tradicional reúne os saberes incorporados pelas populações tradicionais sobre os organismos e o ambiente devido à utilização e dependência dos recursos naturais, principalmente para subsistência (Berkes et al. 2000, Albuquerque et al. 2021, Berkes 2021). O CEL pode contribuir para a construção de banco de dados detalhados de interações ecológicas em ecossistemas com grande biodiversidade (Erler et al. 2015, Hawes and Peres 2015, Zapelini et al. 2019, Ong et al. 2021). Além disso, estudos abordando o CEL de pescadores podem auxiliar na compreensão da alimentação e interações tróficas dos peixes (Baird 2007, Silvano and Begossi 2012, 2016, Ramires et al. 2015, Pereyra et al. 2021), além de fornecer informações sobre a dieta de espécies que estão ameaçadas pela pesca intensiva e outras ações antrópicas, como o pirarucu (*Arapaima gigas*) (Jacobi et al. 2020). Assim, o CEL pode ser uma fonte alternativa de informações ecológicas, especialmente útil para melhorar as políticas de conservação e gestão dos recursos (Zapelini et al. 2017, Medeiros et al. 2018, Ribeiro et al. 2021).

Sendo assim, esse trabalho tem como objetivo principal investigar a dieta e redes de interação de peixes frugívoros com as plantas consumidas com base no CEL dos pescadores em três rios da Amazônia Brasileira (Negro, Tapajós e Tocantins). Baseado no maior nível de modificação ambiental da bacia do rio Tocantins, que possui uma maior área desmatada, várias hidrelétricas ao longo do seu curso e um menor número de áreas protegidas (Dagosta et al. 2020, Pelicice et al. 2021, Swanson and Bohlman 2021), a hipótese do estudo é que nesse rio serão citados um menor número de alimentos e a estrutura da rede será mais aninhada (Zapelini et al. 2019), quando comparada aos rios Tapajós e Negro.

Material & Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado nos rios Negro, Tapajós e Tocantins, na Amazônia brasileira (Fig. 1). O rio Negro cobre cerca de 696,000km², sendo um dos principais afluentes do Rio Amazonas (Latrubesse et al. 2005). As águas deste rio possuem uma cor acastanhada-avermelhada por consequência da grande quantidade de ácidos húmicos, provenientes da decomposição de matéria orgânica (Sioli 1984). O rio Negro apresenta pH baixo (< 5) e baixa produtividade primária, com poucos sedimentos suspensos (Goulding et al. 2003). As planícies aluviais são de baixa fertilidade e chamadas localmente de igapós (Junk et al. 2011). A bacia do rio Negro pode ser considerada uma das regiões da Amazônia com maior extensão de áreas protegidas, com 50,6% de área, o que corresponde a uma área de 404,000km² (Trancoso et al. 2010).

Os rios Tapajós e Tocantins são considerados rios de águas claras, por possuírem águas transparentes e esverdeadas (Sioli 1984). O pH é neutro, com poucos sólidos e sedimentos dissolvidos (Goulding et al. 2003). O rio Tapajós cobre cerca de 490,000 km² (Latrubesse et al. 2005), sendo que uma região de 203,000 km² é destinada e categorizada como áreas protegidas (Trancoso et al. 2010). O rio Tocantins drena mais de 757,000 km² (Latrubesse et al. 2005), podendo ser considerado o afluente mais fortemente modificado da Bacia do Amazonas, principalmente devido ao aumento do desmatamento e a presença de sete hidrelétricas ao longo de seu curso (Pelicice et al. 2021). Embora apresente uma das maiores áreas de bacia de drenagem, o rio Tocantins possui uma pequena região destinada a áreas protegidas, com 121,000 km² (Trancoso et al. 2010, Dagosta et al. 2020). As várzeas dos rios de águas claras possuem fertilidade intermediária e também são chamadas de igapós (Junk et al. 2011).

Na Amazônia, as populações que se estabeleceram ao longo dos principais rios são chamadas comunidades ribeirinhas (Begossi et al. 2004). Essas comunidades pertencem ao grupo cultural dos caboclos, descendentes de indígenas, colonizadores portugueses e imigrantes (Begossi 2004). Os ribeirinhos são principalmente pescadores e agricultores de pequena escala, sendo o pescado uma das principais fontes de proteína utilizadas na região (Isaac and Almeida 2011, Isaac et al. 2015, Begossi et al. 2019). Algumas comunidades estudadas nos rios Negro, Tapajós e Tocantins estão localizadas dentro de unidades de conservação do tipo de uso sustentável, como as reservas extrativistas (Silvano et al. 2014, Keppeler et al. 2016, Hallwass et al. 2020), onde a população pode utilizar os recursos naturais seguindo regras de gestão através de co-manejo (Lopes et al. 2011).

Entrevistas

As entrevistas com os pescadores foram realizadas em um total de 24 comunidades (oito em cada rio, Fig. 1), em 2006 no rio Tocantins e em 2016 nos rios Negro e Tapajós. Os dados das entrevistas no Baixo Rio Tocantins foram coletados como parte de estudo anterior (Hallwass et al. 2013). Foi solicitada permissão das lideranças comunitárias para realização da pesquisa e foi solicitado consentimento verbal para participação no estudo para cada pescador entrevistado. Os pescadores locais foram escolhidos através de uma abordagem não probabilística de “bola de neve”, onde cada informante identifica pescadores experientes na comunidade, até que a maioria ou todos os indivíduos indicados sejam entrevistados, completando assim a amostragem (Patton 2001). Os critérios para participação no estudo foram: praticar a pesca como atividade principal, ser maior de 18 anos de idade e morar na região por no mínimo 10 anos.

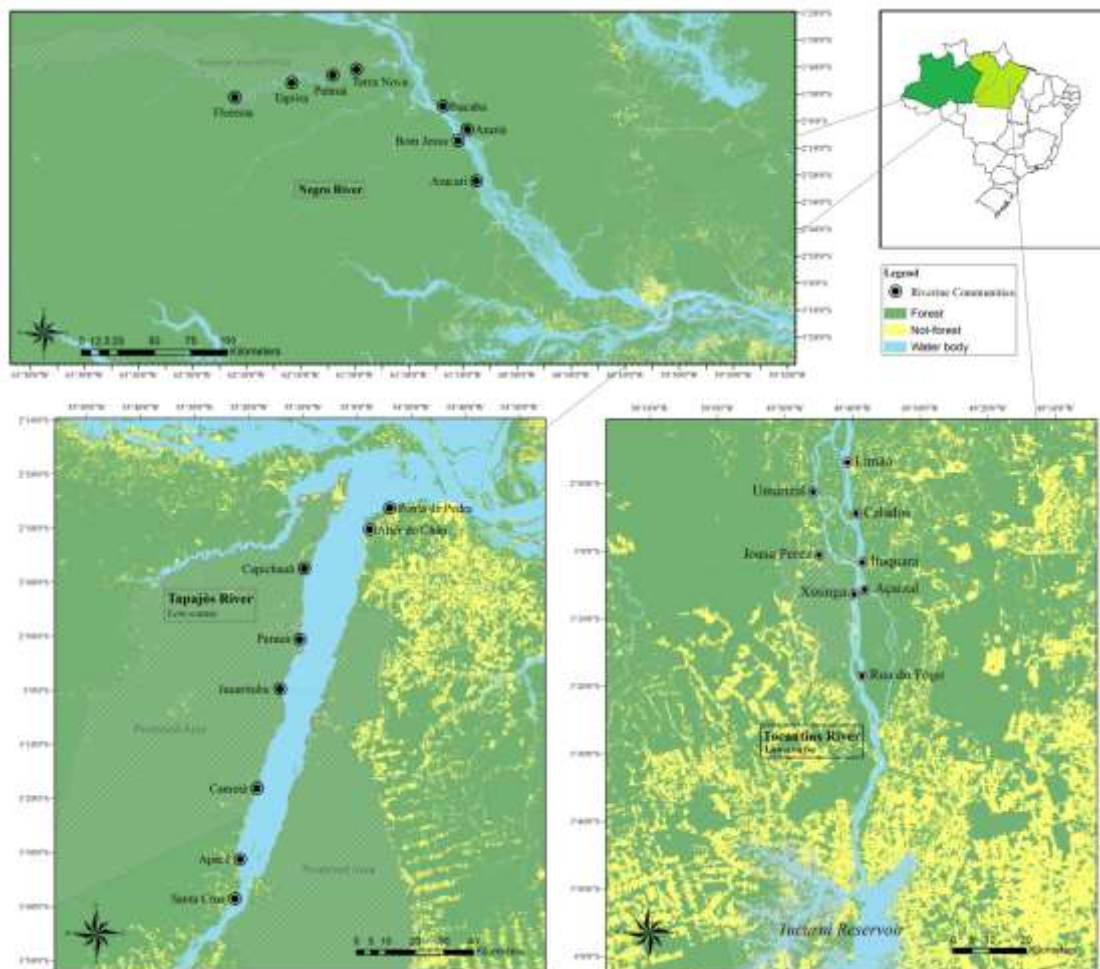


Figura 1: Localização das comunidades onde foram realizadas as entrevistas nos rios Negro, Tapajós e Tocantins, na Amazônia brasileira.

As principais questões abordadas nas entrevistas com base em questionário padronizado foram: 1) Você conhece esse peixe? 2) Qual é o nome desse peixe? 3) O que esse peixe come? Os gêneros de peixes frugívoros escolhidos para estudo foram tambaqui (*Colossoma macropomum*), matrinxã (*Brycon* spp.), pacu (*Myloplus* spp.), pacu manteiga (*Mylossoma duriventre*), pirapitinga (*Piaractus brachipomus*), e jaraqui (*Semaprochilodus* spp.). No rio Tocantins não foi incluído no estudo o gênero *Myloplus* spp., pois esse gênero não foi citado pelos pescadores dessa região. Os peixes foram apresentados aos pescadores na forma de fotografias coloridas, a fim de melhor estabelecer a espécie. As plantas citadas como alimento para os peixes foram

identificadas a partir de plantas coletadas com a ajuda dos pescadores e através de comparação com espécies relacionadas aos nomes populares das plantas segundo a literatura e através de auxílio de especialistas (“Reflora - Herbário Virtual” n.d., Shanley and Medina 2005, Resque 2007, Silva et al. 2007, Braga et al. 2011, Chaves 2016), conforme realizado em estudos anteriores enfocando o CEL de pescadores sobre interações entre peixes e plantas (Silvano et al. 2008). O estudo teve aprovação do comitê de ética para estudos com pessoas (CONEP) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1.822.643).

Análise de dados

A fim de obter as redes de interação representando as interações entre frugívoros e plantas, para cada rio foi construída uma matriz do tipo ponderada com o número de citações dos pescadores referente à utilização das plantas pelos peixes. Para avaliar a contribuição específica dos frugívoros para a estrutura da rede trófica calculamos as métricas de conectância (C), aninhamento (WNODF), especialização complementar (H'_2) e modularidade da rede (M).

A conectância (C) é definida como a proporção de interações que foram realizadas em relação ao total de interações possíveis (Dunne et al 2002). O aninhamento ponderado quantifica se as interações envolvendo espécies com poucas conexões representam um subconjunto das interações envolvendo as espécies altamente conectadas (Bascompte et al. 2003), que foi avaliado pelo WNODF (aninhamento ponderado com base na sobreposição e preenchimento decrescente) (Almeida-Neto and Ulrich 2011). A especialização complementar (H'_2) quantifica a especialização considerando todas as espécies da rede, valores próximos de 0 significam baixa especialização das espécies que interagem na comunidade (principalmente generalistas),

enquanto os valores próximos de 1 significam altos níveis de especialização (especialistas que utilizam os recursos) (Blüthgen et al. 2006). A modularidade é uma medida do quanto as espécies são ligadas em subgrupos ou módulos semi-independentes em que a densidade de interações é maior dentro do que entre os subgrupos (Dormann and Strauss 2014). Nós calculamos a modularidade (M) das redes utilizando o algoritmo DIRTLPAwb+ (Beckett 2016). Como o valor de modularidade pode variar ligeiramente, o algoritmo foi executado dez vezes para encontrar o módulo ideal, o número de Monte Carlo via Cadeias de Markov (MCMC) foi definido para 10^8 etapas. Os parâmetros das redes foram calculados e as representações gráficas das redes foram realizadas através do pacote bipartite versão 2.16 (Dormann et al. 2008, 2009) e executados no R 4.1.0. (R Development Core Team 2021). Com a finalidade de avaliar a importância de cada métrica da rede, foram comparados os valores observados gerados por um modelo nulo, após 1000 randomizações e estimamos os intervalos de confiança (ICs) unilaterais de 95% de distribuições nulas de cada métrica de rede. As matrizes nulas foram geradas a partir do algoritmo de Patefield (Patefield 1981), que conserva o número total de interações fixando os totais marginais, mantendo o tamanho e riqueza de espécies da rede.

Resultados

Foram entrevistados 418 pescadores (373 homens e 45 mulheres), 120 no rio Negro, 161 no rio Tapajós e 137 no rio Tocantins. A idade média dos entrevistados foi de 48,18 ($\pm 12,8$) anos no rio Negro, 39,51 ($\pm 13,4$) anos no rio Tapajós e 53,17 ($\pm 12,18$) anos no rio Tocantins.

Os pescadores entrevistados nos três rios citaram 98 itens alimentares que são utilizados pelos peixes frugívoros, destes 92 foram nomes populares de plantas (Tabela 1, Tabela S1). No rio Negro, foram citadas 52 plantas no total. O Taquari (*Mabea* sp.)

foi mencionado como um dos principais itens para os peixes matrinxã (10% dos entrevistados) e pacu (17,5%). A planta Careca (*Margaritaria* sp.) foi citada por 15% dos entrevistados como importante para alimentação do matrinxã. Para o jaraqui o principal item citado pelos entrevistados foram detritos, que são chamados de limo e lodo pelos pescadores (82,5%) (Tabela 1).

No rio Tapajós, foram mencionados pelos pescadores 54 plantas. A planta Jauari (*Astrocaryum jauari*) foi relatada pelos pescadores como utilizada por todos os peixes do presente estudo, matrinxã (14%), pacu (16,77%), pacu manteiga (13,04%), tambaqui (24%), pirapitinga (13,66%) e jaraqui (11,18%). Seringa (*Hevea brasiliensis*) foi citada para matrinxã (20,5%), tambaqui (14,91%). Além disso, para pacu manteiga uma das principais frutas citadas foi Taquari (*Mabea* sp.) (27,95%). O Inajá (*Attalea maripa*) foi citado por 40,37% dos pescadores como importante para a alimentação do jaraqui, além de detritos (67%) (Tabela 1).

No rio Tocantins, foram citados 35 nomes populares de plantas. A planta Parreira (*Abuta grandifolia*) foi citada como importante na alimentação de matrinxã (22,63%), pacu manteiga (53%), pirapitinga (24%) e tambaqui (1,46%). Jauari (*Astrocaryum jauari*) foi citado por 17,52% dos entrevistados por fazer parte da dieta da pirapitinga. Para o jaraqui, o principal item citado foram detritos (62% dos entrevistados) (Tabela 1).

Tabela 1: Porcentagem de pescadores que citaram itens utilizados pelos peixes como alimento nos rios Negro (N, n= 120 pescadores), Tapajós (Tap, n = 161) e Tocantins (Toc, n= 137): Valores em negrito correspondem a mais de 10% dos entrevistados. Os dados foram utilizados para construção das redes de interação e cálculo de métricas.

	Jaraqui (<i>Semaprochilodus</i> spp.)			Matrinxã (<i>Brycon</i> spp.)			Pacu (<i>Myloplus</i> spp.)		Pacu manteiga (<i>Mylossoma</i> <i>duriventre</i>)			Pirapitinga (<i>Piaractus</i> <i>brachypomus</i>)			Tambaqui (<i>Colossoma</i> <i>macropomum</i>)		
	N	Tap	Toc	N	Tap	Toc	N	Tap	N	Tap	Toc	N	Tap	Toc	N	Tap	Toc
<u>Geral:</u>																	
Capim	3,33	6,83		0,83			2,5	6,83		1,86			1,24				2,48
Flores				0,83		0,73	12,5		1,67		0,73	1,67					
Folhas			1,46								6,57			0,73			
Frutas	3,33	2,48	3,65	53,33	16,15	67,9	61,67	18,63	10	14,29	91,97	10,8	11,8	66,42			13,04 4,38
Limo (detritos)	82,5	67,08	62,04	4,17	1,24	6,57	5,83	4,35		3,73	6,57		2,48				1,24
Sementes								0,62		0,62							
<u>Plantas:</u>																	
Abacatirana				1,67			1,67										
Abiurana				0,83													
Açaí				1,67	1,86					0,62	0,73			0,73			
Ajuru				0,83	0,62											3,33	
Andiroba				0,83	0,62												
Apuí								0,62		0,62							
Araçá				5,00	3,11		5,83		1,67			0,83	1,24				0,62
Arapari							0,83										
Arroz de várzea		1,24		0,83	1,24		0,83	12,42		8,7		0,83	6,83				2,48
Assacu											0,73						

Azeitona					0,62		0,62		
Bacuri	0,83	1,86							0,62
Bananinha								0,73	
Barrota	0,83								
Breu						0,73			
Buriti	1,67	0,62	0,83						0,62
Buxuxu			3,33		0,83				0,83
Cajarana	0,83	3,73	0,83	1,24		1,24	0,83	1,24	0,62
Caju-açú									0,73
Camapu				1,46			3,65		2,19
Capitari	0,83	0,62							0,83
Capuchinha				0,73				0,73	
Caramuri	0,83		0,83						
Caranã	0,83	1,24							
Carauaçu				1,24		0,62			0,62
Careca	0,83		15				3,33		
Cariperana	2,50	1,24							1,67
Castanha				0,73					0,73
Catauari	0,83	0,62				0,62		1,86	1,24
Caxinguba							1,46		1,46
Crista-de-galo	0,83	1,24	0,83	12,42		8,7		3,73	
Cuiarana	0,83	0,62							
Embaúba				1,46	2,5		1,46	1,67	1,46
Envireira	0,83	3,73			0,62	0,62		1,24	0,73
Favinha	0,83				1,86			0,62	
Feijão do rio					0,62	1,24			

Fruta sapo				0,73									
Fruta-pão												0,73	
Gameleira								2,92				0,73	
Guajará		0,62	0,83	7,45			2,48	1,86		4,97			14,29
Inajá		40,37	0,83				0,62	0,62					1,24
Ioioca												1,46	
Jacareuba							0,83						
Jacatirana			1,67				0,83						
Jambo													0,62
Jará		3,73	1,67	7,45			1,86			2,48			6,21
Jauari	2,5	11,18	4,17	14,29	2,19		16,77	13,04	0,83	13,7	17,52		24,22
Jenipapo			0,83				0,83			0,62		4,17	0,62
Limoarana									2,19				
Limoeiro												1,46	
Louro		0,73	10,00		10,2	8,33		20,44	0,83		10,95		
Macaúba			0,83	0,62		1,67							
Mandioca		0,73								2,92			
Mandubi			0,83	1,86									0,62
Manga			0,83	0,62	0,73		0,62			1,46			
Marajá			0,83	0,62						1,24			1,24
Mata-fome					3,65					18,25		7,3	0,73
Melanciarana										1,46		2,19	
Munguba							0,62	0,62					
Mureru		0,62											
Muruá							1,86	0,62					
Muruci/Murici			1,67	0,62	2,19	0,83		0,62	4,38			3,65	

Mururé		0,73												
Olho de peixe					0,83									
Paraquari						0,62	0,62						0,62	
Parreira		0,73		22,6		0,62	1,24	53,28			24,09			1,46
Pau-d'arco			0,83	0,62										
Perereçá			0,83	1,86										
Pimenta d'água						0,62	1,24						0,62	
Piquiarana			0,83	1,24									1,24	
Pirauixi			0,83	1,24									0,62	
Prumumbuca		0,73		1,46				6,57			4,38			
Puruí													0,62	
Samaúma								0,73						
Sarabatu						0,62	0,62			0,62				
Sarão								0,73						
Saúba						1,24	1,24							
Seringa			7,50	20,5	2,92	4,17	2,48	0,83	1,24	0,73	0,83	5,59	8,76	14,91
Socoró			0,83	1,24			0,62		0,62			2,48	5,83	2,48
Sucuúba										0,73			0,73	
Taquari		0,62	10,00	13,66		17,5	48,45	0,83	27,95		2,5	11,8		7,45
Tartaruguiha					2,92		2,48		1,24	2,19		0,62		
Tarumã							0,62					0,62		
Tataá		0,62	0,83	2,48			10,56		8,07			5,59	0,83	3,11
Tatajuba			0,83	0,62			1,86		0,62			0,62		
Tinteira										0,73			2,19	
Tucumã	1,67	7,45			1,46			0,83	0,62				1,46	
Ucuúba	0,83		3,33			1,67					0,83			

Urtiga			0,73			1,46		0,73	
Uruá	0,83	0,62		0,62	1,86		1,24		1,24
Urucurana	3,33			2,5	0,62	0,62			
Urumutã	0,83								0,83

A rede de interações do rio Tocantins possui maior valor de aninhamento (WNODF = 44,25) e menor de modularidade (M = 0,23) (Tabela 2, Figura 4). Já a rede do rio Tapajós apresentou maiores valores de conectância (C = 0,49) e modularidade (M = 0,36) (Tabela 2, Figura 3). A rede de interações do rio Tapajós apresentou o maior número de interações entre frugívoros e plantas (n = 169) (Figura 3), e a rede de interações do rio Negro foi a mais especializada ($H_2' = 0,34$) (Tabela 2, Figura 4). De acordo com o CEL dos pescadores, a espécie que mais interage com diferentes itens alimentares nos três rios foi a matrinxã (*Brycon* spp.) (Figuras 2, 3 e 4). Além disso, outra espécie que interagiu com vários itens alimentares nos rios Negro e Tapajós foram os pacus e pacu manteiga, respectivamente (Figuras 2 e 3). Já o peixe jaraqui (*Semaprochilodus* spp.), interagiu com uma menor gama de itens segundo o CEL dos pescadores dos três rios abordados no presente estudo (Figuras 2, 3 e 4).

Tabela 2: Métricas das redes de interação peixes-frutos segundo o conhecimento tradicional dos pescadores:

	Rio Negro	Rio Tapajós	Rio Tocantins
Número de interações	109	169	85
Conectância	0,32	0,49	0,44
Aninhamento	33,91	38,36	44,25
Especialização	0,34*	0,27*	0,25*
Modularidade	0,35*	0,36*	0,23*

* Valores significativos com base em uma distribuição nula utilizando o modelo de Patefield

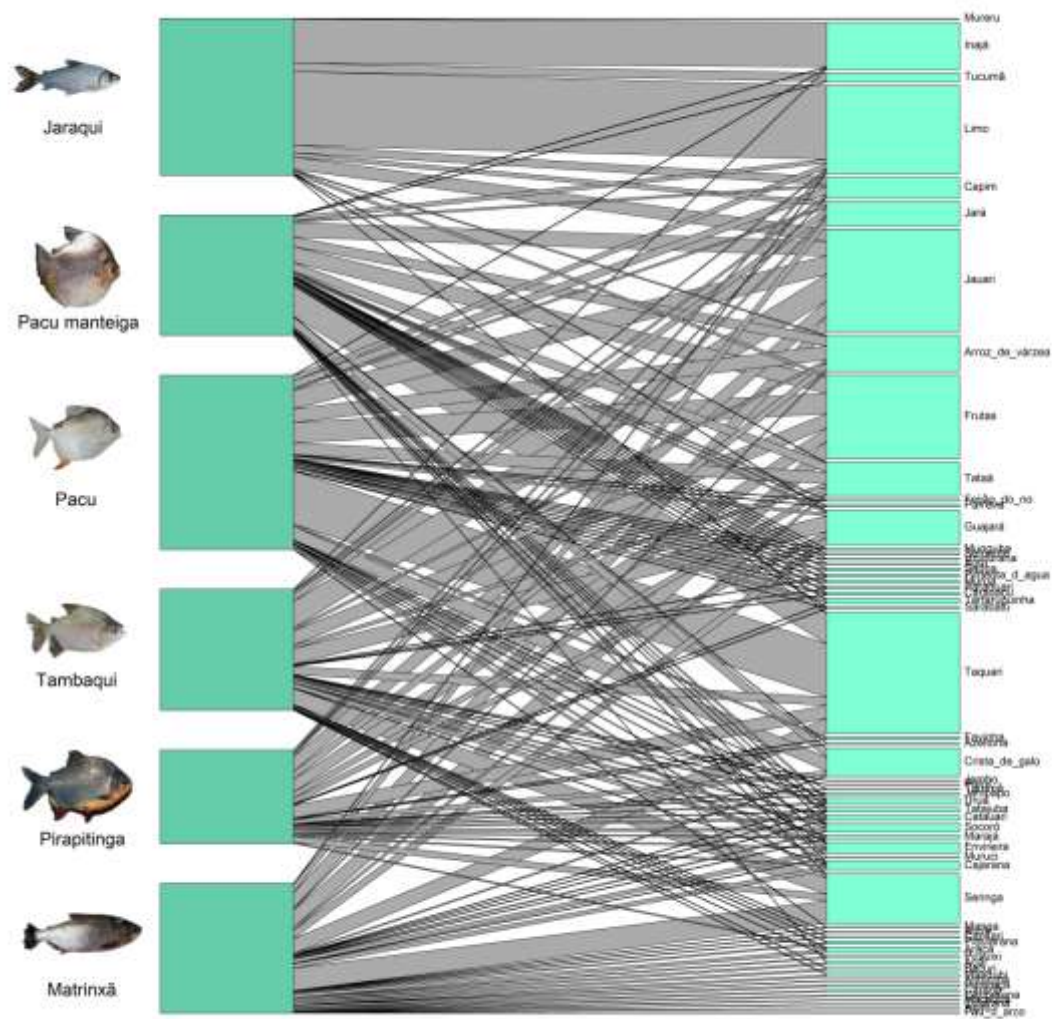


Figura 3: Rede de interação entre peixes e plantas baseada no conhecimento ecológico dos pescadores (n =161) no rio Tapajós

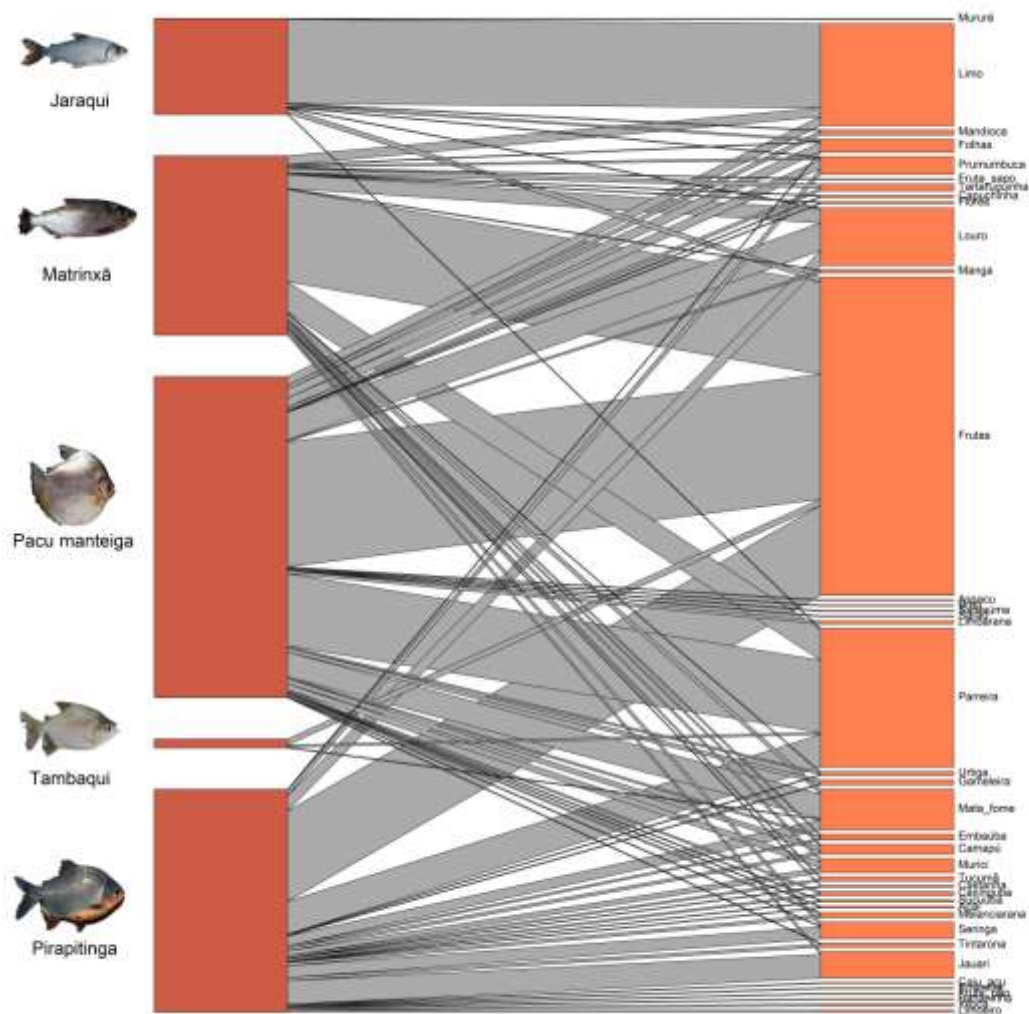


Figura 4: Rede de interação entre peixes e plantas baseada no conhecimento ecológico dos pescadores (n = 137) no rio Tocantins

Discussão:

Nesse estudo, nós avaliamos a dieta e redes de interação de peixes herbívoros em três rios na Amazônia Brasileira. O CEL dos pescadores forneceu importantes informações a respeito da ecologia trófica dos peixes, sendo citado um total de 92 nomes populares de plantas. Além disso, a hipótese segundo a qual a rede do rio Tocantins apresentaria uma estrutura mais aninhada e um menor número de itens seriam citados devido aos impactos ambientais (como represas e maior área desmatada) foi

corroborada. A partir disto, foi possível avançar no conhecimento a respeito de interações complexas, como a frugívoros com base no conhecimento dos pescadores. Em estudo recente abordando a teoria de redes ao CEL de povos indígenas na Malásia, 97% das interações entre 34 táxons de frugívoros e plantas que foram identificados pelo CEL estavam de acordo com dados de campo e registros da literatura (Ong et al. 2021).

Alguns dos itens mencionados na dieta dos peixes no rio Tapajós e Negro, como Taquari (*Mabea* sp.), foram citados pelos pescadores para cinco espécies (*Colossoma macropomum*, *Brycon* spp., *Mylossoma duriventre*, *Myloplus* spp., *Semaprochilodus* spp.), e já foram descritos para o Rio Machado, localizado na Amazônia Ocidental, como alimentação dos quatro gêneros (Goulding 1980), com exceção do jaraqui (*Semaprochilodus* spp.). A Seringa (*Hevea brasiliensis*) foi citada nos três rios, corroborando com os dados encontrados para a *Brycon* spp., *Piaractus brachypomus* e *Colossoma macropomum* (Goulding 1980). No entanto, segundo os pescadores essa planta também é importante para *Myloplus* spp., e *Mylossoma duriventre*. Assim, uma boa parte dos resultados que encontramos são inéditos para os rios Tapajós e Tocantins e complementam os resultados para outra região do rio Negro que foi abordada em estudo de etnoecologia anterior (Silvano et al. 2008). Além disso, podemos observar que, mesmo sendo rios diferentes, houveram semelhanças quanto aos itens alimentares citados. Considerando que alguns frutos podem ser utilizados como iscas na pesca desses peixes frugívoros (Baird 2007, Silvano et al. 2008, Wittmann and Wittmann 2011), essa similaridade no CEL entre os rios pode indicar uma convergência no conhecimento dos pescadores sobre iscas e dieta dos peixes, como observado entre pescadores costeiros do Brasil e Austrália (Silvano and Begossi 2005). Em estudo anterior, foi demonstrado que pescadores no rio Mekong, na Ásia identificaram 73 itens

que são utilizados como alimentos por peixes frugívoros, sendo que alguns foram apontados na utilização para a captura dos peixes (Baird 2007).

O mesmo fato pode explicar a utilização de *Attalea maripa*, conhecida como inajá, especialmente no rio Tapajós por 40,37% dos entrevistados, que relataram a utilização dessa espécie pelo jaraqui (*Semaprochilodus* spp). Geralmente as frutas dessa palmeira são utilizadas visando à pesca do jaraqui (Smith 2015), bem como em atividades de caça para outros animais que fazem uso dessa planta como recurso alimentar como cutia, paca, catitu, veado, tatu, quati e macacos (Shanley and Medina 2005, Figueiredo and Barros 2016). No entanto, os pescadores nos três rios informaram que a alimentação de *Semaprochilodus* spp. é composta principalmente por detritos, denominados como limo e lodo, o que está de acordo com a literatura que classifica a espécie como detritívora (Mérona and Rankin-de-Mérona 2004). Em estudo realizado através da análise de conteúdo estomacal, foram registrados itens como perifíton de árvores, diatomáceas, espículas de esponjas e resto de folhas para a dieta de *Semaprochilodus* spp. (Ribeiro 1983). Anteriormente, os pescadores de Manacapuru citaram a categoria frutas (no geral), como fazendo parte da alimentação de *Semaprochilodus* spp. (Batista and Lima 2010). No presente estudo, considerando os três rios de forma conjunta, a partir do CEL dos pescadores foram registradas 15 espécies de plantas que fazem parte da dieta do jaraqui. Com base nisso, é demonstrada a importância da incorporação do CEL em estudos ecológicos com o intuito de fornecer novas hipóteses biológicas (Silvano and Valbo-Jørgensen 2008). Previamente, dados provenientes de entrevistas com pescadores e caçadores foram utilizados de forma complementar as coletas, visando avançar no conhecimento a respeito da dieta de frugívoros na região do rio Juruá (Hawes and Peres 2015).

Uma espécie que foi citada como alimento para todas as espécies (especialmente no rio Tapajós), foi a palmeira *Astrocaryum jauari*, conhecida popularmente como jauari. Anteriormente foi demonstrado que em outras regiões da Amazônia esse é um alimento utilizado pela matrinxã (*Brycon* spp.) (Goulding 1980, Piedade et al. 2006), pelo tambaqui (*Colossoma macropomum*) (Goulding 1980, Silva et al. 2003, Lucas 2008), pela pirapitinga (*Piaractus brachypomus*) (Goulding 1980, Lucas 2008) e pelos pacus (*Myloplus* spp.) (Piedade et al. 2006). Em estudo anterior, foram registrados 52 frutos de jauari em um único exemplar de Tambaqui (Goulding 1980). O jauari possui um elevado valor nutricional e fornece gorduras que são necessárias para o desenvolvimento das gônadas dos peixes durante a seca (Parolin et al. 2010) e depende necessariamente dos peixes para ser disperso (Parolin et al. 2010, Waldhoff et al. 2014). Além disso, o jauari apresenta valor comercial, devido à utilização do palmito, que por cerca de 20 anos sustentou a Amazônia Central (Piedade et al. 2003), sendo que também fornece alimento, abrigo e fibra para populações indígenas (Gragson 1992). A parreira *Abuta grandifolia* que é um tipo de cipó, que foi citada com frequência para várias espécies no rio Tocantins, sendo que essa espécie apresenta diversos usos como corante, fitoterápico, alimento, inseticida, utilizada como isca para caçar, dentre outros (Viana et al. 2011). Portanto, isso demonstra que as interações entre frugívoros e plantas garante a manutenção de diferentes tipos de serviços ecossistêmicos para as populações.

A rede do rio Tocantins apresentou um padrão mais aninhado (quando espécies especialistas são um subconjunto das generalistas) quando comparado às demais redes; esse tipo de conformação pode sugerir a perda de interações especializadas em comunidades que sofreram distúrbios (Aizen et al. 2012, Bomfim et al. 2018). Aliado a isso, a rede do rio Tocantins possui um menor valor de especialização, o que demonstra que a comunidade está perdendo diversidade de interações entre as espécies, com a

permanência de espécies que são mais generalistas (Emer et al. 2019). Contrariamente, a rede do rio Negro apresentou um maior valor de especialização, demonstrando uma maior proporção de espécies que realizam interações mais especializadas. O rio Negro abriga uma área com grande biodiversidade aquática, incluindo muitas espécies endêmicas (Dagosta et al. 2020). A bacia do rio Negro possui 50,6% de sua área destinada como áreas protegidas (Trancoso et al. 2010). Além disso, já foi demonstrado que os frugívoros no rio Negro apresentaram maiores tamanhos dentro da Reserva Extrativista (Nagl et al. 2021), demonstrando a importância das áreas de proteção ambiental para a manutenção da abundância e diversidade dos peixes frugívoros. As áreas de preservação possivelmente podem estar contribuindo para essas interações mais especializadas no rio Negro, através da manutenção da biodiversidade local. Contrariamente, a bacia do rio Tocantins pode ser considerada uma das bacias com menor área designada para proteção ambiental, com apenas 13,2% da área total (Trancoso et al. 2010), o que pode influenciar em interações menos especializadas entre frugívoros e plantas. Já a rede do rio Tapajós apresentou maiores valores de modularidade; geralmente em redes que estão sendo consideradas as interações de alimentação, as redes que possuem estruturas mais modulares são mais resistentes ao sofrerem impactos (Krause et al. 2003, Stouffer and Bascompte 2011). No entanto, um fator que deve ser destacado, é que dependendo da morfologia e tipo de fruto, os peixes podem atuar como dispersores, predadores de sementes ou ambos (Goulding 1980, 1983). Assim, as redes de interações entre frugívoros e plantas irão apresentar ambas as conformações (mutualistas e de presa-predadores), podendo influenciar na estabilidade da rede e, conseqüentemente, nos valores de métricas (Sauve et al. 2014), algo que não está sendo avaliado no presente estudo. Além disso, algumas espécies interagiram com um menor número de plantas, como os jaraquis. Pode ser pelo fato de que alguns peixes

se alimentam ocasionalmente de frutos e sementes, de acordo com a disponibilidade desses recursos no ambiente (Pollux 2011, Correa and Winemiller 2014). A matrinxã (*Brycon* spp.) foi uma das espécies que apresentou um maior número de interações com frutos segundo o CEL nos três rios. Quando consideramos tanto frutos como animais generalistas, provavelmente estes devem ser mais resilientes às mudanças de habitat devido à capacidade de se alimentar e de serem dispersos por um maior número de parceiros (Morante-Filho et al., 2015; Tabarelli et al., 2012), como por exemplo, o peixe matrinxã e a fruta jauari.

Recentemente, foi demonstrado que na região do Tapajós, frugívoros que podem atingir maiores tamanhos como a pirapitinga e o tambaqui são pouco capturados na pesca (Nagl et al. 2021). Logo, espécies como a matrinxã e os pacus que interagem com uma ampla gama de plantas podem ser potenciais dispersores de sementes nos rios Tapajós e Negro, respectivamente. Geralmente, frugívoros generalistas que possuam uma elevada sobreposição no uso dos recursos, podem amenizar os efeitos das perdas de espécies (Correa et al. 2016). Esses resultados reforçam a importância de iniciativas de manejo e conservação, não apenas para as espécies com potencial de atingirem maiores tamanhos, bem como para os frugívoros de menores tamanhos que apresentam importância alimentar para as populações ribeirinhas (Begossi et al. 2004, Hallwass and Silvano 2015, Nagl et al. 2021).

Mesmo com um número de entrevistas similar nos três rios, um menor número de itens alimentares no geral e por espécie foi citado no rio Tocantins, corroborando a hipótese de nosso estudo. Em estudos anteriores, foi demonstrado que alguns peixes frugívoros, como jaraquis, pacus, e pirapitinga, diminuíram em abundância nessa região após a implementação da hidrelétrica de Tucuruí (Hallwass et al. 2013). Essa diminuição de espécies pode ter influenciado nas respostas dos entrevistados, dado que

diminuiu a pesca (ou não ocorre mais) desses peixes, sendo que os pescadores podem ter menos informações sobre a dieta quando comparadas a espécies mais abundantes. Mesmo sendo três rios com diferente composição de espécies, o rio Tocantins pode ser considerado um dos rios com maiores modificações da Amazônia Brasileira, (Trancoso et al. 2010, Pelicice et al. 2021, Swanson and Bohlman 2021). Além disso, a presença de hidrelétricas pode interferir nos regimes de inundação das florestas alagadas, resultando em perdas de macrohabitats devido ao aumento na mortalidade das árvores, bem como a diminuição da diversidade de plantas que provavelmente irão gerar efeitos em cascata para toda a teia alimentar (Schöngart et al. 2021). Já foi demonstrado que o pacu manteiga *Mylossoma duriventre* que utiliza plantas e frutas na região do rio Madeira, devido à falta de alimentos preferenciais, mudou a alimentação, passando a se alimentar de insetos, após a implementação da barragem (Melo et al. 2019). No entanto, nem todas as espécies de peixes possuem plasticidade alimentar e conseguem resistir a essas mudanças bruscas em habitat e disponibilidade de recursos. Essa modificação na disponibilidade de vegetais e, conseqüentemente, nas interações entre organismos (causando uma maior fragilidade na rede), pode vir a ocorrer também na bacia do rio Tapajós, onde existem projetos de hidrelétricas de pequeno, médio e grande porte (Fearnside 2015a, 2015b, Athayde et al. 2019, Runde et al. 2020). Atualmente, o estado do Pará perdeu mais que o dobro de área de floresta (5,88%), quando são considerados todos os países amazônicos juntos, devido às ações de desmatamento (Smith et al. 2021). Aliado a isso, as mudanças climáticas podem reduzir a área de distribuição de diversas espécies de plantas frutíferas arbóreas e palmeiras na Amazônia, afetando assim as populações humanas, aumentando a insegurança alimentar (Evangelista-Vale et al. 2021), bem como também os animais que utilizam as espécies vegetais como recurso (Gomides et al. 2021). Além disso, o acréscimo nas atividades de queimadas,

com 12% da Floresta Nacional do Tapajós e 23% da Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, sendo atingidas por fogo em 2015 durante um evento de El-Niño (Withey et al. 2018). Todas essas atividades antrópicas estão colocando em risco a biodiversidade na região e, a partir do nosso estudo, podemos compreender como essas mudanças podem influenciar as interações entre os peixes e as plantas.

A partir dos resultados encontrados, podemos concluir que o CEL dos pescadores pode fornecer importantes informações a respeito da ecologia dos peixes e também sobre as florestas. Assim, podemos expandir o entendimento sobre a complexa utilização de recursos pelos frugívoros que ocorre em rios na Amazônia Brasileira. Dadas as rápidas modificações que os ambientes aquáticos estão sofrendo, essa abordagem pode ser utilizada de forma acessível, visando à conservação dos recursos pesqueiros, das florestas e dos valiosos serviços ecossistêmicos realizados pelos peixes, na bacia Amazônica e em outros ambientes aquáticos que também são extensos e que estão sofrendo devido às interferências humanas.

Agradecimentos:

Nós gostaríamos de agradecer os pescadores dos rios Negro, Tapajós e Tocantins que participaram e contribuíram para a realização do estudo. Gostaríamos de agradecer a equipe do Herbário do HSTM da Universidade Federal do Oeste do Pará, especialmente ao professor Leandro Giacomini pela identificação das plantas. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos de P.E.R.P (140957 / 2017-0) e pela bolsa de R.A.M.S (303393 / 2019-0). Além disso, R.A.M.S. agradece a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa de estudos (CAPES-PRINT, 88887.467553 / 2019-00). Esse estudo foi financiado pela National Academy of Sciences (NAS) e USAID (AID-OAA-A-11-00012) e pela Eletronorte/ANEEL (Contrato 4500057477). Aos colegas do Laboratório de Ecologia

Humana e de Peixes da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, que auxiliaram na obtenção dos dados, especialmente ao Leonardo Capitani e Josele Trindade da Silva.

Referências Bibliográficas:

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Veríssimo, and E. K. Okada. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14:11–19.

Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, and L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68:1119–1132.

Aizen, M. A., M. Sabatino, and J. M. Tylianakis. 2012. Specialization and rarity predict nonrandom loss of interactions from mutualist networks. *Science* 335:1486–1489.

Albuquerque, U. P., D. Ludwig, J. M. B. de Feitosa, Ivanilda Soares Moura, P. H. S. Gonçalves, R. H. da Silva, T. C. da Silva, T. Gonçalves-Souza, and W. S. Ferreira Júnior. 2021. Integrating traditional ecological knowledge into academic research at local and global scales. *Regional Environmental Change* 21.

Almeida-Neto, M., and W. Ulrich. 2011. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling and Software* 26:173–178.

Anderson, J. T., T. Nuttle, J. S. S. Rojas, T. H. Pendergast, and A. S. Flecker. 2011. Extremely long-distance seed dispersal by an overfished Amazonian frugivore. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278:3329–3335.

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

Arantes, C. C., K. O. Winemiller, A. Asher, L. Castello, L. L. Hess, M. Petrere, and C. E. C. Freitas. 2019. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Scientific Reports* 9:1–13.

Arantes, C. C., K. O. Winemiller, M. Petrere, L. Castello, L. L. Hess, and C. E. C.

- Freitas. 2017. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology* 00:1–10.
- Assahira, C., M. T. F. Piedade, S. E. Trumbore, F. Wittmann, B. B. L. Cintra, E. S. Batista, A. F. de Resende, and J. Schöngart. 2017. Forest Ecology and Management Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *Forest Ecology and Management* 396:113–123.
- Athayde, S., C. G. Duarte, A. L. C. F. Gallardo, E. M. Moretto, L. A. Sangoi, A. P. A. Dibo, J. Siqueira-Gay, and L. E. Sánchez. 2019. Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. *Energy Policy* 132:265–271.
- Baird, I. G. 2007. Fishes and forests: The importance of seasonally flooded riverine habitat for Mekong River fish feeding. *Natural History Bulletin of the Siam Society* 55:121–148.
- Bascompte, J., P. Jordano, C. J. Melián, and J. M. Olesen. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100:9383–9387.
- Batista, S., and M. P. Júnior. 2003. Characterization of the commercial fish production landed at Manaus , Amazonas State. *Acta Amazonica* 33:53–66.
- Batista, V. S., and L. G. Lima. 2010. In search of traditional bio-ecological knowledge useful for fisheries co-management: The case of jaraquis *Semaprochilodus* spp. (Characiformes, Prochilodontidae) in Central Amazon, Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 6:1–9.
- Beckett, S. J. 2016. Improved community detection in weighted bipartite networks. *Royal Society Open Science* 3.
- Begossi, A. 2004. *Ecologia de Pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia*. Page (H. N. Nupaub/USP, Ed.) *Cadernos de Campo*. São Paulo.
- Begossi, A., N. Hanazaki, and R. M. Ramos. 2004. Food chain and the reasons for fish food taboos among Amazonian and Atlantic Forest fishers (Brazil). *Ecological*

Applications 14:1334–1343.

- Begossi, A., S. V. Salivonchyk, G. Hallwass, N. Hanazaki, P. F. M. Lopes, R. A. M. Silvano, D. Dumaresq, and J. Pittock. 2019. Fish consumption on the Amazon: a review of biodiversity, hydropower and food security issues. *Brazilian Journal of Biology* 79:345–357.
- Bello, C., M. Galetti, M. A. Pizo, L. F. S. Magnago, M. F. Rocha, R. A. F. Lima, C. A. Peres, O. Ovaskainen, and P. Jordano. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances* 1:1–10.
- Berkes, F. 2021. *Toward A New Social Contract: Community-based Resource Management and Small-scale Fisheries*. TBTI Global.
- Berkes, F., J. Colding, and C. Folke. 2000. Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications* 10:1251–1262.
- Blüthgen, N., F. Menzel, and N. Blüthgen. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology* 6.
- Bomfim, J. de A., P. R. Guimarães, C. A. Peres, G. Carvalho, and E. Cazetta. 2018. Local extinctions of obligate frugivores and patch size reduction disrupt the structure of seed dispersal networks. *Ecography* 41:1899–1909.
- Braga, P. I. S., S. M. G. da Silva, J. O. N. Braga, K. G. S. Nascimento, and S. L. Rabelo. 2011. *A vegetação das comunidades da área de influência do projeto Piatam e do gasoduto Coari-Manaus*. Reggo Edições, Manaus.
- Bueno, R. S., R. Guevara, M. C. Ribeiro, L. Culot, F. S. Bufalo, and M. Galetti. 2013. Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. *PLoS ONE* 8:e56252.
- Carreira, D. C., W. Dáttilo, D. L. Bruno, K. M. Ferraz, M. Galetti, and A. R. Percequillo. 2020. Small vertebrates are key elements in the frugivory networks of a hyperdiverse tropical forest. *Scientific Reports* 10:1–12.
- Chaves, M. S. 2016. *Plantas Alimentícias Não Convencionais em Comunidades Ribeirinhas na Amazônia*. Universidade Federal de Viçosa.

- Correa, S. B. 2019. Fish Frugivory in Neotropical Wetlands : Past, Present and Future of a Unique Interaction. *Biodiversidade Brasileira* 9:34–44.
- Correa, S. B., J. K. Araujo, J. M. F. Penha, C. Nunes, P. R. Stevenson, and J. T. Anderson. 2015a. Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. *Biological Conservation* 191:159–167.
- Correa, S. B., J. K. Arujo, J. Penha, C. N. Cunha, K. E. Bobier, and J. T. Anderson. 2016. Stability and generalization in seed dispersal networks : a case study of frugivorous fish in Neotropical wetlands. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283:20161267.
- Correa, S. B., R. Betancur-R, B. de Mérona, and J. W. Armbruster. 2014. Diet shift of Red Belly Pacu *Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818) (Characiformes: Serrasalminidae), a Neotropical fish , in the Sepik-Ramu River Basin , Papua New Guinea. *Neotropical Ichthyology* 12:827–833.
- Correa, S. B., R. Costa-Pereira, T. Fleming, M. Goulding, and J. T. Anderson. 2015b. Neotropical fish – fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biological Reviews* 90:1263–1278.
- Correa, S. B., and K. O. Winemiller. 2014. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology* 95:210–224.
- Costa-Pereira, R., S. B. Correa, and M. Galetti. 2017. Fishing-down within populations harms seed dispersal mutualism. *Biotropica* 0:1–7.
- Costa-Pereira, R., C. M. Lucas, M. Crossa, J. T. Anderson, B. W. Albuquerque, E. P. Dary, M. T. F. Piedade, L. O. Demarchi, E. R. Rebouças, G. da Costa, M. Galetti, and C. S.B. 2018. Defaunation shadow on mutualistic interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115:E2673–E2675.
- Couto, T. B. A., M. L. Messenger, and J. D. Olden. 2021. Safeguarding migratory fish via strategic planning of future small hydropower in Brazil. *Nature Sustainability* 4:409–416.
- Dagosta, F. C. P., M. de Pinna, C. A. Peres, and V. A. Tagliacollo. 2020. Existing

- protected areas provide a poor safety-net for threatened Amazonian fish species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31:1167–1189.
- Dormann, C. F., J. Frund, N. Bluthgen, and B. Gruber. 2009. Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks. *The Open Ecology Journal* 2:7–24.
- Dormann, C. F., and R. Strauss. 2014. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. *Methods in Ecology and Evolution* 5:90–98.
- Dormann, C., B. Gruber, and J. Fründ. 2008. Introducing the bipartite Package: Analysing ecological networks. *R News* 8:8–11.
- Emer, C., P. Jordano, M. A. Pizo, M. C. Ribeiro, F. R. da Silva, and M. Galetti. 2019. Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. *Biotropica* 00:1–9.
- Erler, D. M., D. P. Lima, and A. Schiavetti. 2015. Ecological fishing networks in a marine protected area: One possibility for evaluating objectives. *Ocean and Coastal Management* 104:106–114.
- Evangelista-Vale, J. C., M. Weihs, L. José-Silva, R. Arruda, N. L. Sander, S. C. Gomides, T. M. Machado, J. C. Pires-Oliveira, L. Barros-Rosa, L. Castuera-Oliveira, R. A. M. Matias, A. T. Martins-Oliveira, C. S. S. Bernardo, I. Silva-Pereira, C. Carnicer, R. S. Carpanedo, and P. V. Eisenlohr. 2021. Climate change may affect the future of extractivism in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 257.
- Fabré, N. N., and J. C. Alonso. 1998. Recursos Ícticos no Alto Amazonas: Sua Importância para as populações ribeirinhas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Zoologia* 14:19–55.
- Farwig, N., and D. G. Berens. 2012. Imagine a world without seed dispersers: A review of threats, consequences and future directions. *Basic and Applied Ecology* 13:109–115.
- Fearnside, P. M. 2008. Quantificação do serviço ambiental do carbono nas florestas Amazônicas brasileiras. *Oecologia Brasiliensis* 12:743–756.

- Fearnside, P. M. 2015a. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. *Ambio* 44:426–439.
- Fearnside, P. M. 2015b. Brazil's São Luiz do Tapajós dam: The art of cosmetic environmental impact assessments. *Water Alternatives* 8:373–396.
- Figueiredo, R. A. A. de, and F. B. Barros. 2016. Sabedorias, cosmologias e estratégias de caçadores numa unidade de conservação da Amazônia. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 36:223–237.
- Flecker, A. S., P. B. McIntyre, J. W. Moore, J. T. Anderson, B. W. Taylor, and R. O. Hall Jr. 2010. Migratory Fishes as Material and Process Subsidies in Riverine Ecosystems. *American Fisheries Society Symposium* 73:559–592.
- Galetti, M., C. I. Donatti, M. A. Pizo, and H. C. Giacomini. 2008. Big Fish are the Best: Seed Dispersal of *Bactris glaucescens* by the Pacu Fish (*Piaractus mesopotamicus*) in the Pantanal, Brazil. *Biotropica* 40:386–389.
- Gomides, S. C., T. M. Machado, J. C. Evangelista-Vale, A. T. Martins-Oliveira, J. C. Pires-Oliveira, A. Muller, L. Barros da Rosa, D. Lucas Santos-Silva, and P. V. Eisenlohr. 2021. Assessing species reintroduction sites based on future climate suitability for food resources. *Conservation Biology*:1–12.
- Goulding, M. 1980. Interactions of fishes with fruits and seeds. Pages 217–232 *The Fishes and the Forest: Explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press, London.
- Goulding, M. 1983. The Role of Fishes in Seed Dispersal and Plant Distribution in Amazonian Foodplain Ecosystems. Pages 271–283 *in* K. Kubitzki, editor. *Dispersal and distribution*. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Goulding, M., R. Barthem, and E. J. G. Ferreira. 2003. *The Smithsonian atlas of the Amazon*. Smithsonian Books, Washington, D.C.
- Gragson, T. 1992. The use of palms by the Pumé Indians of southwestern Venezuela. *Principes* 36:133–142.
- Hallwass, G., P. F. Lopes, A. A. Juras, and R. A. M. Silvano. 2013. Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical

- ivers. *Ecological Applications* 23:392–407.
- Hallwass, G., L. H. T. da Silva, P. Nagl, M. Clauzet, and A. Begossi. 2020. Small-scale fisheries, livelihoods and food security of riverine people. Pages 23–40 *Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon: People, Ecology and Conservation in Black and Clear Water Rivers*. Springer International Publishing, São Paulo.
- Hallwass, G., and R. A. M. Silvano. 2015. Patterns of selectiveness in the Amazonian freshwater fisheries: Implications for Management. *Journal of Environmental Planning and Management* 58:2–21.
- Hawes, J. E., and C. A. Peres. 2014. Ecological correlates of trophic status and frugivory in neotropical primates. *Oikos* 123:365–377.
- Hawes, J. E., and C. A. Peres. 2015. Fruit – frugivore interactions in Amazonian seasonally flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 30:381–399.
- Isaac, V. J., and M. C. Almeida. 2011. El Consumo de pescado en la Amazonía brasileña.
- Isaac, V. J., M. C. Almeida, T. Giarrizzo, C. P. Deus, R. Vale, G. Klein, and A. Begossi. 2015. Food consumption as an indicator of the conservation of natural resources in riverine communities of the Brazilian Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87:2229–2242.
- Isaac, V. J., and M. L. Ruffino. 1996. Population dynamics of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Lower Amazon, Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 3:315–333.
- Jacobi, C. M., F. Villamarín, J. V. Campos-Silva, T. Jardine, and W. E. Magnusson. 2020. Feeding of *Arapaima* sp.: integrating stomach contents and local ecological knowledge. *Journal of Fish Biology* 97:265–272.
- Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks. 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. Pages 110–127 *in* D. P. Dodge, editor. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*.
- Junk, W. J., M. T. F. Piedade, J. Schöngart, M. Cohn-Haft, J. M. Adeney, and F.

- Wittmann. 2011. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31:623–640.
- Keppeler, F. W., G. Hallwass, and R. A. M. Silvano. 2016. Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river. *Oryx* 51:268–279.
- Krause, A. E., K. A. Frank, D. M. Mason, R. E. Ulanowicz, and W. W. Taylor. 2003. Compartments revealed in food-web structure. *Nature* 426:282–285.
- Latrubesse, E. M., J. C. Stevaux, and R. Sinha. 2005. Tropical rivers. *Geomorphology* 70:187–206.
- Lobón-Cervía, J., L. L. Hess, J. M. Melack, and C. A. R. M. Araujo-Lima. 2015. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. *Hydrobiologia* 750:245–255.
- Londres, M., M. Schulze, C. L. Staudhammer, and K. A. Kainer. 2017. Population Structure and Fruit Production of *Carapa guianensis* (Andiroba) in Amazonian Floodplain Forests: Implications for Community-Based Management. *Tropical Conservation Science* 10:1–13.
- Lopes, P. F. M., R. A. M. Silvano, and A. Begossi. 2011. Extractive and sustainable development reserves in Brazil: Resilient alternatives to fisheries? *Journal of Environmental Planning and Management* 54:421–443.
- Lucas, C. M. 2008. Within Flood Season Variation in Fruit Consumption and Seed Dispersal by Two Characin Fishes of the Amazon. *Biotropica* 40:581–589.
- Maglianesi, M. A., N. Bluthgen, K. Gaese-Bohning, and M. Schleuning. 2014. Morphological traits determine specialization and resource use in plant–hummingbird networks in the Neotropics. *Ecology* 148:148–162.
- Marjakangas, E., N. Abrego, V. Grøtan, R. A. F. De Lima, C. Bello, R. S. Bovendorp, L. Culot, É. Hasui, F. Lima, R. L. Muylaert, B. B. Niebuhr, A. A. Oliveira, L. A. Pereira, P. Prado, R. D. Stevens, M. H. Vancine, M. C. Ribeiro, M. Galetti, and O. Ovaskainen. 2019. Fragmented tropical forests lose mutualistic plant – animal interactions. *Diversity and Distributions*:1–15.
- Medeiros, M. C., R. R. D. Barboza, G. Martel, and J. da S. Mourão. 2018. Combining

- local fishers' and scientific ecological knowledge: Implications for comanagement. *Ocean and Coastal Management* 158:1–10.
- Mello, M. A. R., F. M. D. Marquitti, P. R. Guimarães, E. K. V. Kalko, P. Jordano, and M. A. M. de Aguiar. 2011. The missing part of seed dispersal networks: Structure and robustness of bat-fruit interactions. *PLoS ONE* 6:e17395.
- Melo, T., G. Torrente-Vilara, and C. P. Röpke. 2019. Flipped reducetarianism: A vegan fish subordinated to carnivory by suppression of the flooded forest in the Amazon. *Forest Ecology and Management* 435:138–143.
- Mérona, B. de, and J. Rankin-de-Mérona. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotrop. Ichthyol.* 2:75–84.
- Nagl, P., G. Hallwass, L. H. Tomazoni-Silva, P. P. Nitschke, A. R. P. Rowedder, A. T. Romero-Martinez, and R. A. M. Silvano. 2021. Protected areas and frugivorous fish in tropical rivers: Small-scale fisheries, conservation and ecosystem services. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*:1–20.
- Nilsson, C., and K. Berggren. 2000. Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *BioScience* 50:783–792.
- Ong, L., A. Campos-Arceiz, V. P. W. Loke, P. bin Pura, C. M. T. bin Tunil, H. S. A. Din, R. bin Angah, N. A. binti Amirrudin, W. H. Tan, O. Lily, A. Solana-Mena, and K. R. McConkey. 2021. Building ecological networks with local ecological knowledge in hyper-diverse and logistically challenging ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution* 2021:1–12.
- Parolin, P., D. Waldhoff, and M. T. F. Piedade. 2010. Fruit and Seed Chemistry , Biomass and Dispersal. Pages 243–258 *in* W. J. Junk, M. T. F. Piedade, F. Wittmann, J. Schöngart, and P. Parolin, editors. *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer.
- Patefield, W. M. 1981. Algorithm AS 159 : An Efficient Method of Generating Random $R \times C$ Tables with Given Row and Column Totals. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 30:91–97.
- Patton, M. Q. 2001. *Qualitative research and evaluation methods*. Sage Publications,

London.

- Pelicice, F. M., A. A. Agostinho, A. Akama, J. D. Andrade Filho, V. M. Azevedo-Santos, M. V. M. Barbosa, L. M. Bini, M. F. G. Brito, C. R. dos A. Candeiro, É. P. Caramaschi, P. Carvalho, R. A. de Carvalho, L. Castello, D. B. das Chagas, C. C. Chamon, G. R. Colli, V. S. Daga, M. S. Dias, J. A. F. Diniz Filho, P. Fearnside, W. de Melo Ferreira, D. A. Z. Garcia, T. K. Krolow, R. F. Kruger, E. M. Latrubesse, D. P. Lima Junior, S. de F. Lolis, F. A. C. Lopes, R. D. Loyola, A. L. B. Magalhães, A. Malvasio, P. De Marco Jr, P. R. Martins, R. Mazzoni, J. C. Nabout, M. L. Orsi, A. A. Padial, H. R. Pereira, T. N. A. Pereira, P. B. Perônico, M. Petrere, R. T. Pinheiro, E. F. Pires, P. S. Pompeu, T. C. G. Portelinha, E. E. Sano, V. L. M. dos Santos, P. H. F. Shimabukuro, I. G. da Silva, L. B. e. Souza, F. L. Tejerina-Garro, M. P. de C. Telles, F. B. Teresa, S. M. Thomaz, L. H. Tonella, L. C. G. Vieira, J. R. S. Vitule, and J. Zuanon. 2021. Large-scale Degradation of the Tocantins-Araguaia River Basin. *Environmental Management* 68:445–452.
- Pereyra, P. E. R., G. Hallwass, M. Poesch, and R. A. M. Silvano. 2021. ‘Taking Fishers’ Knowledge to the Lab’: An Interdisciplinary Approach to Understand Fish Trophic Relationships in the Brazilian Amazon. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9:1–15.
- Piedade, M. T. ., P. Parolin, and W. . Junk. 2003. Estratégias de dispersão, produção de frutos e extrativismo da palmeira *Astrocaryum jauari* Mart . Nos Igapós do Rio Negro : implicações para a ictiofauna. *Ecología Aplicada* 2:31–40.
- Piedade, M. T. F., P. Parolin, W. J. Junk, M. Limnology, T. Ecology, and P. O. Box. 2006. Phenology, fruit production and seed dispersal of *Astrocaryum jauari* (Arecaceae) in Amazonian black water floodplains. *Revista de Biología Tropical* 54:1171–1178.
- Pinheiro, R. B. P., G. M. F. Felix, C. F. Dormann, and M. A. R. Mello. 2019. A new model explaining the origin of different topologies in interaction networks. *Ecology* 100:1–10.
- Polis, G. A., W. B. Anderson, and R. D. Holt. 1997. Toward and integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28:289–316.

- Pollux, B. J. A. 2011. The experimental study of seed dispersal by fish (ichthyochory). *Freshwater Biology* 56:197–212.
- Ponton, D., and P. Vauchel. 1998. Immediate downstream effects of the petit-saut dam on young neotropical fish in a large tributary of the Sinnamary river (French Guiana, South America). *River Research and Applications* 14:227–243.
- R Development Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramires, M., M. Clauzet, W. Barrella, M. M. Rotundo, R. A. M. Silvano, and A. Begossi. 2015. Fishers' knowledge about fish trophic interactions in the southeastern Brazilian coast. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 11:1–11.
- Reflora - Herbário Virtual. (n.d.). . <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>.
- Resende, A. F. de, J. Schöngart, A. S. Streher, J. Ferreira-Ferreira, M. T. F. Piedade, and T. S. F. Silva. 2019. Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. *Science of the Total Environment* 659:587–598.
- Resque, O. R. 2007. *Vocabulário de Frutas Comestíveis na Amazônia*. Pará.
- Ribeiro, A. R., L. M. A. Damasio, and R. A. M. Silvano. 2021. Fishers' ecological knowledge to support conservation of reef fish (groupers) in the tropical Atlantic. *Ocean and Coastal Management* 204:105543.
- Ribeiro, M. 1983. *As migrações dos jaraquis (Pisces Prochilodontidae) no rio Negro Amazonas, Brasil*. INPA.
- Runde, A., G. Hallwass, and R. A. M. Silvano. 2020. Fishers' Knowledge Indicates Extensive Socioecological Impacts Downstream of Proposed Dams in a Tropical River. *One Earth* 2:255–268.
- Sarmiento, R., C. P. Alves-Costa, A. Ayub, and M. A. R. Mello. 2014. Partitioning of seed dispersal services between birds and bats in a fragment of the Brazilian Atlantic Forest. *Zoologia* 31:245–255.
- Sauve, A. M. C., C. Fontaine, and E. Thébault. 2014. Structure-stability relationships in

- networks combining mutualistic and antagonistic interactions. *Oikos* 123:378–384.
- Schöngart, J., F. Wittmann, A. F. de Resende, C. Assahira, G. de S. Lobo, J. R. D. Neves, M. da Rocha, G. B. Mori, A. C. Quaresma, L. O. Demarchi, B. W. Albuquerque, Y. O. Feitosa, G. da S. Costa, G. V. Feitoza, F. M. Durgante, A. Lopes, S. E. Trumbore, T. S. F. Silva, H. ter Steege, A. L. Val, W. J. Junk, and M. T. F. Piedade. 2021. The shadow of the Balbina dam: A synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in Central Amazonia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31:1117–1135.
- Shanley, P., and G. Medina. 2005. *Frutíferas e Plantas Úteis na Vida Amazônica*. CIFOR, Imazon, Belém.
- Silva, A. L., J. Tamashiro, and A. Begossi. 2007. Ethnobotany of Riverine Populations from the Rio Negro, Amazonia (Brazil). *Journal of Ethnobiology* 27:46–72.
- Silva, J. A. M. da, M. Pereira-Filho, and M. I. de Oliveira-Pereira. 2003. Valor nutricional e energético de espécies vegetais importantes na alimentação do Tambaqui. *Acta Amazonica* 33:687–700.
- Silvano, R. A. M., and A. Begossi. 2005. Local knowledge on a cosmopolitan fish Ethnoecology of *Pomatomus saltatrix* (Pomatomidae) in Brazil and Australia. *Fisheries Research* 71:43–59.
- Silvano, R. A. M., and A. Begossi. 2012. Fishermen's local ecological knowledge on southeastern Brazilian coastal fishes: Contributions to research, conservation, and management. *Neotropical Ichthyology* 10:133–147.
- Silvano, R. A. M., and A. Begossi. 2016. From Ethnobiology to Ecotoxicology: Fishers' Knowledge on Trophic Levels as Indicator of Bioaccumulation in Tropical Marine and Freshwater Fishes. *Ecosystems* 19:1310–1324.
- Silvano, R. A. M., G. Hallwass, P. F. Lopes, A. R. Ribeiro, R. P. Lima, H. Hasenack, A. A. Juras, and A. Begossi. 2014. Co-management and spatial features contribute to secure fish abundance and fishing yields in tropical floodplain lakes. *Ecosystems* 17:271–285.
- Silvano, R. A. M., A. L. Silva, M. Ceroni, and A. Begossi. 2008. Contributions of

- ethnobiology to the conservation of tropical rivers and streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:241–260.
- Silvano, R. A. M., and J. Valbo-Jørgensen. 2008. Beyond fishermen's tales: Contributions of fishers' local ecological knowledge to fish ecology and fisheries management. *Environment, Development and Sustainability* 10:657–675.
- Sioli, H. 1984. *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Springer Netherlands.
- Smith, C. C., J. R. Healey, E. Berenguer, P. J. Young, B. Taylor, F. Elias, F. Espírito-Santo, and J. Barlow. 2021. Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries. *Environmental Research Letters* 16:085009.
- Smith, N. 2015. *Palms and People in the Amazon*. Page (F. Pedrotti, Ed.). Springer.
- Stouffer, D. B., and J. Bascompte. 2011. Compartmentalization increases food-web persistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:3648–3652.
- Swanson, A. C., and S. Bohlman. 2021. Cumulative Impacts of Land Cover Change and Dams on the Land–Water Interface of the Tocantins River. *Frontiers in Environmental Science* 9:1–13.
- Trancoso, R., A. Carneiro Filho, J. Tomasella, J. Schiatti, B. R. Forsberg, and R. P. Miller. 2010. Deforestation and conservation in major watersheds of the Brazilian Amazon. *Environmental Conservation* 36:277–288.
- Tregidgo, D. J., J. Barlow, P. S. Pompeu, M. D. A. Rocha, and L. Parry. 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114:8655–8659.
- Turgeon, K., C. Turpin, and I. Gregory-Eaves. 2019. Dams have varying impacts on fish communities across latitudes: a quantitative synthesis. *Ecology Letters* 22:1501–1516.
- Valiente-Banuet, A., M. A. Aizen, J. M. Alcantara, J. Arroyo, A. Cocucci, M. Galetti, M. B. García, D. García, J. . Gómez, P. Jordano, R. Medel, L. Navarro, J. . Obeso, R. Oviedo, N. Ramírez, P. J. Rey, A. Traveset, M. Verdú, and R. Zamora. 2015.

- Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology* 29:299–307.
- VanDamme, P. A., L. Córdova-Clavijo, C. Baigún, M. Hauser, C. R. da C. Doria, and F. Duponchelle. 2019. Upstream dam impacts on gilded catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Bolivian Amazon. *Neotropical Ichthyology* 17:e190118.
- Viana, C. A. dos S., A. O. Paiva, C. da V. Jardim, M. N. da S. Rios, N. M. S. Rocha, G. R. Pinagé, O. A. S. Arimoro, E. Sukanuma, C. D. Guerra, M. M. Alvez, and J. F. Pastore. 2011. *Plantas da Amazônia: 450 espécies de uso geral*.
- Vidal, M. M., M. M. Pires, and P. R. Guimarães. 2013. Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. *Biological Conservation* 163:42–48.
- Vizentin-Bugoni, J., C. E. Tarwater, J. T. Foster, D. R. Drake, J. M. Gleditsch, A. M. Hruska, J. P. Kelley, and J. H. Sperry. 2019. Structure, spatial dynamics, and stability of novel seed dispersal mutualistic networks in Hawai‘i. *Science* 364:78–82.
- Waldhoff, D., U. Saint-Paul, and B. Furch. 2014. Value of fruits and seeds from the floodplain forests of Central Amazonia as food resource for fish. *Ecotropica* 2:143–156.
- Winemiller, K. O., P. McIntyre, L. Castello, E. Fluet-Chouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, I. G. Baird, W. Darwall, N. K. Lujan, I. Harrison, M. L. J. Stiassny, R. A. M. Silvano, D. B. Fitzgerald, F. M. Pelicice, A. A. Agostinho, L. C. Gomes, J. S. Albert, E. Baran, M. Petrere Jr, C. Zarfl, M. Mulligan, J. P. Sullivan, C. C. Arantes, L. M. Sousa, A. A. Koning, D. J. Hoeinghaus, M. Sabaj, J. G. Lundberg, J. Armbruster, M. L. Thieme, P. Petry, J. Zuanon, G. T. Vilara, J. Snoeks, C. Ou, W. Rainboth, C. S. Pavanelli, A. Akama, A. Van Soesbergen, and L. Sáenz. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351:128–129.
- Withey, K., E. Berenguer, A. F. Palmeira, F. D. B. Espírito-Santo, G. D. Lennox, C. V. J. Silva, L. E. O. C. Aragão, J. Ferreira, F. França, Y. Malhi, L. C. Rossi, and J. Barlow. 2018. Quantifying immediate carbon emissions from El Niño-mediated

wildfires in humid tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373:20170312.

Wittmann, F., and A. O. Wittmann. 2011. Use of Amazonian Floodplain Trees. Pages 389–418 *in* W. . Junk, M. T. . Piedade, F. Wittmann, J. Schöngart, and P. Parolin, editors. *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer.

Wright, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests : a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130:1–14.

Zapelini, C., V. J. Giglio, R. C. Carvalho, M. G. Bender, and L. C. Gerhardinger. 2017. Assessing Fishing Experts' Knowledge to Improve Conservation Strategies for an Endangered Grouper in the Southwestern Atlantic. *Journal of Ethnobiology* 37:478–493.

Zapelini, C., A. Schiavetti, M. G. Bender, and V. J. Giglio. 2019. Tracking interactions : Shifting baseline and fisheries networks in the largest Southwestern Atlantic reef system. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*:1–15.

**CAPÍTULO 3: CAIU NA REDE É PEIXE: ALIANDO O CONHECIMENTO
ECOLÓGICO LOCAL DOS PESCADORES E REDES DE INTERAÇÃO PARA
AVALIAR MUDANÇAS NA UTILIZAÇÃO DOS RECURSOS PESQUEIROS
EM UM RIO TROPICAL**

Paula Evelyn Rubira Pereyra^{1*}, Gustavo Hallwass^{2,3}, Renato Azevedo Matias Silvano^{1,3}

¹ Laboratório de Ecologia Humana e de Peixes, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil

² Laboratório de Ecologia Humana, Peixes, Pesca e Conservação, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, Brasil

³ Fisheries and Food Instituto, Rio de Janeiro, Brasil

***Autor correspondente:** paulinharubira@hotmail.com

Observação: as referências bibliográficas desse manuscrito foram formatadas de acordo com as normas da revista *Journal of Environmental Management*. No entanto, as figuras e tabelas estão inseridas ao longo do texto para facilitar a leitura.

Resumo

Ambientes tropicais carecem de monitoramento sistemático e de longo prazo, criando lacunas em relação à estatística pesqueira. A falta de dados de monitoramento pesqueiro inviabiliza a identificação de mudanças e impactos na pesca, bem como a proposição de medidas de manejo que evitem a sobre exploração dos estoques pesqueiros. Neste sentido, o conhecimento ecológico local (CEL) dos pescadores pode contribuir na avaliação de mudanças na pesca, resgatando informações temporais e atuais sobre as pescarias e sua dinâmica. O objetivo do presente trabalho foi elaborar redes de interações com base nos peixes mais capturados citados pelos pescadores, além de calcular e comparar métricas da estrutura dessas redes de interações criadas a partir do CEL dos pescadores para avaliar mudanças temporais no uso dos recursos pesqueiros. Os fatores temporais baseados nas entrevistas com os pescadores compararam dados de quando os pescadores iniciaram suas atividades de pesca (no passado) e atualmente no rio Tapajós, Amazônia brasileira. Foram entrevistados 311 pescadores (299 homens e 12 mulheres) em 27 comunidades do rio Tapajós, em 2013, 2016 e 2018. Foram calculadas as métricas de conectância, aninhamento e modularidade das redes de interações. Além disso, foi realizado o cálculo da diversidade beta das interações. O espaço temporal analisado, do início da carreira do pescador até os tempos atuais, variou de 20 anos a 75 anos, com média de 36,64 ($\pm 11,83$) anos. A rede baseada em espécies (ou grupos de espécies) de peixes capturados no passado apresentou valores maiores de modularidade e menor aninhamento, quando comparada à rede da pesca atual com menor modularidade e maior aninhamento. Os resultados demonstram que menores valores de modularidade e maiores de aninhamento, que é o caso da rede baseada em informações de pescarias atuais, tendem a diminuir a persistência em caso de distúrbios, indicando uma menor resiliência do sistema. A partir dos resultados sobre

a diversidade beta das redes, foi demonstrado que não houve mudanças nas espécies de peixes utilizadas pelos pescadores desde o início de suas atividades (passado) e atualmente. No entanto, atualmente ocorreu um forte rearranjo nas interações entre os pescadores e os recursos pesqueiros, ocorrendo um maior direcionamento para determinadas espécies-alvo, indicando possível aumento da pressão pesqueira. O rio Tapajós vem sofrendo diversas interferências antrópicas, como a construção de hidrelétricas em seus afluentes e projetos de barragens para a calha principal do rio, desmatamento, construção de portos e garimpo ilegal. Portanto, essas alterações podem atuar de forma sinérgica tornando as interações entre pescadores e peixes ainda mais frágeis, comprometendo a segurança alimentar das populações que dependem do pescado como principal fonte alimentar na região.

Palavras-chave: Amazônia, ecologia humana, mudanças ambientais, pesca artesanal, rio Tapajós

Abstract

Tropical environments are lacking in systematic and long-term monitoring, creating gaps concerning fisheries statistics. The lack of fisheries monitoring data makes it unviable to identify changes and impacts in the fisheries, as well as to propose management measures to avoid overexploitation of fish stocks. In this sense, the local ecological knowledge (LEK) of fishers can contribute to the evaluation of changes in fisheries, rescuing temporal and current information about fisheries and their dynamics. The objective of the present work was to elaborate interaction networks based on the most caught fish cited by fishers, and to calculate and compare metrics of the structure of the interaction networks created from the fishers' LEK to evaluate temporal changes in the use of fisheries resources. Temporal factors based on interviews with fishers

compared data from when fishers started their activities (in the past) and currently in the Tapajós River, Brazilian Amazon. A total of 311 fishers (299 men and 12 women) were interviewed in 27 communities in the Tapajós River in 2013, 2016, and 2018. The connectance, nestedness, and modularity metrics of the interaction networks were calculated. In addition, the beta-diversity of the interactions was calculated. The time scale analyzed, from the beginning of the fisher's career to the present time, varied from 20 years to 75 years, with average of 36.64 (± 11.83) years. The network-based on species (or species groups) of fish caught in the past presented higher values of modularity and lower nestedness when compared to the network of the current fishery with lower modularity and higher nestedness. The results demonstrate that lower modularity values and higher nestedness values tend to decrease persistence in case of disturbances, which is the case for the network based on current fisheries information, indicating a lower resilience of the system. From the results on the beta-diversity of the networks, it was demonstrated that there has been no change in the fish species used by the fishers from the beginning of their activities (past) and currently. However, currently, there has been a strong rearrangement in the interactions between fishers and fish resources, with a greater targeting of certain target species, indicating a possible increase in fishing pressure. The Tapajós River has suffered various anthropic interferences, such as the construction of hydroelectric dams on its tributaries and dam projects for the main channel of the river, deforestation, port construction, and illegal mining. Therefore, these changes can act synergistically, making the interactions between fishers and fish even more fragile, compromising the food security of the populations that depend on fish as their main food source in the region.

Keywords: Amazon, human ecology, environmental changes, artisanal fishing, Tapajós river

Introdução

A pesca artesanal de águas interiores é extremamente importante em regiões tropicais e subtropicais (Lynch et al., 2020, 2016; Welcomme et al., 2010), pois garante o sustento diário de populações que dependem nutricionalmente do peixe e geralmente habitam regiões em desenvolvimento e de baixa renda (Isaac et al., 2015; Kawarazuka and Béné, 2010; McIntyre et al., 2016). A biodiversidade de peixes fornece serviços ecossistêmicos em termos de segurança alimentar e sustento (Lynch et al., 2016), culturais (Lynch et al., 2020; Tengberg et al., 2012), recreacionais (Cooke et al., 2015; Cooke and Cowx, 2004) e empoderamento de gênero (Freitas et al., 2020; Funge-Smith and Bennett, 2019). A pesca de águas interiores é caracterizada pela utilização de várias espécies e pode envolver tanto a pesca comercial como a de subsistência (Cooke et al., 2016; Welcomme, 1999). No entanto, apesar da relevância da pesca para as populações humanas, o sistema de monitoramento de dados da pesca em ambientes tropicais possui muitas lacunas, principalmente devido à falta de investimentos (Welcomme, 1999). Nesse sentido, a falta de monitoramento pode causar uma má compreensão da utilização dos recursos (Fluet-Chouinard et al., 2018; Funge-Smith and Bennett, 2019) e a gestão da pesca pode ser prejudicada pela ausência de informações adequadas (Cooke et al., 2016).

O conhecimento ecológico local (CEL) dos pescadores pode ser gerado através da própria observação e experiência ao estarem em contato com o ambiente de pesca e com os recursos naturais (Berkes, 2021; Silvano and Valbo-Jørgensen, 2008), através da interação com outros pescadores (Berkes, 1999; Grant and Berkes, 2007) e pela transmissão de conhecimento passada entre as gerações, geralmente com algum grau de parentesco (Diamond, 2001). A partir do CEL podemos acessar o passado das pescarias, com baixo custo e com metodologia acessível (Hallwass et al., 2013; Johannes et al.,

2000). Assim, através do CEL dos pescadores, é possível avançar no entendimento da pesca artesanal em regiões em que dados temporais e coletados continuamente estão faltando (Hallwass et al., 2020; Lopes et al., 2018), como é o caso das pescarias em regiões tropicais (Castello et al., 2013; Cavole et al., 2015). Os pescadores possuem conhecimentos sobre alimentação, reprodução, migração e mudanças ao longo do tempo na utilização dos recursos pesqueiros (Fogliarini et al., 2021; Hallwass et al., 2020; Leduc et al., 2021; Nunes et al., 2019; Silvano and Begossi, 2010), bem como na formulação de medidas de conservação e manejo participativo dos recursos naturais (Berkes et al., 2000; Campos-Silva and Peres, 2016; Turner and Berkes, 2006; Zapelini et al., 2017).

Até o momento, na Amazônia, são estimadas 2,406 espécies de peixes, sendo 1402 endêmicas (Jézéquel et al., 2020). A pesca artesanal na Amazônia pode ser considerada uma atividade extremamente relevante (Hallwass et al., 2020; Junk et al., 2007; Santos and Santos, 2005), pois essa grande diversidade de peixes consiste em uma das principais fontes de proteína animal para as populações amazônicas, desde os povos indígenas pré-Colombianos (Prestes-Carneiro et al., 2015) até as comunidades locais atuais (Begossi et al., 2019; Isaac et al., 2015; Isaac and Almeida, 2011). No entanto, os dados de estatística de pesca que foram coletados historicamente são escassos e estão restritos a um pequeno número de centros urbanos (Barthem and Fabré, 2004; Pinaya et al., 2016). No entanto, apesar da escassez de informações, em algumas regiões da Amazônia já existem indícios da pesca intensiva de algumas espécies de peixes-alvo (Alonso and Pirker, 2005; Castello et al., 2013; Petrere Jr et al., 2004). Existem evidências de que os comprimentos médios das espécies de peixes que foram pescadas entre 1895 e 2007 sofreram um forte declínio (Castello et al., 2013), o que pode revelar o fenômeno “fishing down process” (Castello et al., 2015; Hallwass et al.,

2020; Welcomme, 1999). Esse fenômeno ocorre geralmente em pescarias tropicais multiespecíficas, quando espécies de maiores tamanhos, lento crescimento, reprodução tardia e geralmente com maiores valores são sobre exploradas pela pesca, e são substituídas por espécies de tamanhos menores, que passam a compor a maior parte das capturas (Garcia et al., 2009; Hallwass et al., 2020; Welcomme, 1999). Além disso, estudos têm demonstrado que o tamanho dos peixes pode ser afetado negativamente pela proximidade de centros urbanos na Amazônia, pois geralmente os peixes de maiores tamanhos são encontrados em regiões mais distantes de cidades maiores (Keppeler et al., 2018; Tregidgo et al., 2017).

Na Amazônia brasileira, as políticas de conservação atuais foram projetadas para a proteção dos ecossistemas terrestres e são pouco efetivas para a preservação dos ambientes aquáticos e seus organismos (Dagosta et al., 2020; Frederico et al., 2018; Leal et al., 2020). Embora existam regiões na Amazônia, como a bacia do rio Tapajós, que apresenta 37% de áreas protegidas (incluindo reservas de uso sustentável e terras indígenas) (Trancoso et al., 2010), essas áreas tendem a proteger principalmente a área terrestre, utilizando os rios como limites das unidades de conservação. A região do rio Tapajós está sendo ameaçada por empreendimentos, principalmente barragens construídas, em construção ou projetadas em seus afluentes e na calha principal do rio (Athayde et al., 2019; Fearnside, 2015; Runde et al., 2020; Winemiller et al., 2016), bem como modificação de habitat devido ao acréscimo no desmatamento e incêndios (Farella et al., 2001; Gatti et al., 2021; Smith et al., 2021; Withey et al., 2018), além da contaminação dos peixes por metais pesados como o mercúrio (Hg) devido à mineração ilegal de ouro (Faial et al., 2015; Nevado et al., 2010; Vasconcellos et al., 2021).

Uma forma de aumentar a compreensão dos impactos nas comunidades ecológicas, frente a mudanças ambientais, é através de estudos de redes de interação e avaliação de métricas de estrutura das redes (Fricke and Svenning, 2020; Glaum et al., 2020; Tylianakis et al., 2008). A partir de estudos abordando a ecologia de redes é possível quantificar o papel das espécies nas comunidades (Guimarães, 2020; Pinto-Coelho et al., 2021; Sazima et al., 2010). Geralmente, as redes antagonistas (e. g. presa-predador) que possuem padrões modulares ou compartimentadas tendem a ser mais estáveis (Krause et al., 2003; Stouffer and Bascompte, 2011), pois os impactos de uma perturbação ficam dentro de um único módulo, minimizando os distúrbios em outros módulos da rede (Melián and Bascompte, 2002; Stouffer and Bascompte, 2011). Sendo assim, a modularidade pode sustentar a persistência em longo prazo das redes, mesmo em ambientes que sofrem pressões de pesca (D’Alelio et al., 2019; Zapelini et al., 2019). Contrariamente, as redes com estrutura aninhada podem diminuir a persistência em caso de perturbações (Thébault and Fontaine, 2010), pois os pescadores especialistas estão interagindo com as mesmas espécies dos generalistas, consequentemente aumentando a pressão de pesca sobre determinadas espécies (Zapelini et al., 2019). Em regiões com déficit de monitoramento pesqueiro, as redes de interações têm sido aplicadas com base em dados obtidos através do CEL dos pescadores com a finalidade de avaliar a interação entre pescadores e recursos pesqueiros em ambientes marinhos (Erlor et al., 2015; Zapelini et al., 2019).

Dadas as alterações ambientais que a bacia Amazônica está sofrendo e à falta de dados de monitoramento da pesca, o presente estudo tem como objetivo principal elaborar redes de interações e calcular métricas dessas redes baseadas no CEL dos pescadores para avaliar mudanças temporais no uso dos recursos pesqueiros, comparando dados de quando os pescadores iniciaram suas atividades de pesca (no

passado) e atualmente, no rio Tapajós, na Amazônia brasileira. As hipóteses do estudo são: 1) a rede atual será mais frágil (menos modular e menos conectada) do que a rede do passado, possivelmente devido ao aumento na pressão da pesca. Em ambientes marinhos, foi demonstrado que redes mais aninhadas podem ser consideradas menos estáveis a pressões de sobrepesca (Zapelini et al., 2019); 2) a composição dos peixes citados pelos pescadores irá diferir entre a rede atual e a rede do passado. Mudanças temporais na composição das espécies capturadas na pesca artesanal já foram detectadas para a região do baixo Tapajós, nas quais algumas espécies que atingem maiores tamanhos estão sendo substituídas por espécies menores (Hallwass et al., 2020).

Material & Métodos

Área de estudo

O rio Tapajós tem a quinta maior bacia tributária do rio Amazonas, drenando uma área de 490,000km² (Scoles, 2014). A bacia do rio Tapajós ocupa 7% da bacia Amazônica, estando contida completamente no escudo brasileiro (Goulding et al., 2003). O pH da água varia entre 4 e 7, dependendo do trecho, possuindo águas claras ou esverdeadas (Sioli, 1984). A área sazonalmente inundada é chamada de igapó e possui fertilidade intermediária (Junk et al., 2011). A bacia do rio Tapajós apresenta 182,126.0km² destinadas a áreas protegidas (Trancoso et al., 2010).

Entrevistas

As entrevistas com os pescadores foram conduzidas em 27 comunidades ao longo do rio Tapajós, durante 2013, 2016 e 2018 (Fig 1). As comunidades estão inseridas fora (n =12) e dentro (n =15) de unidades de conservação como Reserva Extrativista (n= 4), Floresta Nacional (n = 8) e Áreas de proteção ambiental (n= 3), bem como estão contidas em diferentes trechos do rio, como no baixo Tapajós (n =15) e no

médio Tapajós (n = 12) (Tabela S1). As comunidades selecionadas estavam localizadas a uma distância mínima de 10 km uma da outra, visando reduzir a sobreposição de pontos de pesca (Keppeler et al., 2016). Os dados analisados foram obtidos em estudos anteriores (Hallwass et al., 2020a; Nunes et al., 2019; Runde et al., 2020), juntamente com dados originais obtidos para a região do médio Tapajós. Ao chegar às comunidades, a pesquisa foi explicada às lideranças comunitárias e permissão oral para a realização do estudo foi requisitada para cada entrevistado. Após a permissão, os líderes nomeavam pescadores experientes para serem entrevistados. Após explicar os objetivos da pesquisa aos pescadores entrevistados e receber o consentimento verbal para a realização do estudo, foram solicitados aos entrevistados que indicassem outros pescadores experientes da comunidade, seguindo a metodologia de bola de neve (Hallwass et al., 2013; Hallwass et al., 2020a; Patton, 2001). O questionário utilizado na entrevista foi do tipo semiestruturado e as questões abordadas no presente estudo estão relacionadas ao: 1) perfil socioeconômico do pescador (idade, experiência de pesca, principais atividades produtivas, frequência de pesca, entre outras) e 2) composição da captura (peixes capturados quando começou a pescar e atualmente). As espécies (ou grupos) de peixes foram apontadas por seus nomes populares locais pelos pescadores (Tabela 1) e identificadas em nível de família, gênero ou espécie com base na literatura (Silvano, 2020). Os entrevistados selecionados para o presente estudo possuem no mínimo 20 anos de atividades de pesca. As entrevistas foram realizadas em diferentes períodos, mas os pescadores foram entrevistados uma única vez. O estudo foi aprovado pelo comitê de ética com pessoas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (CONEP/CAAE: 82355618.0.0000.5347).

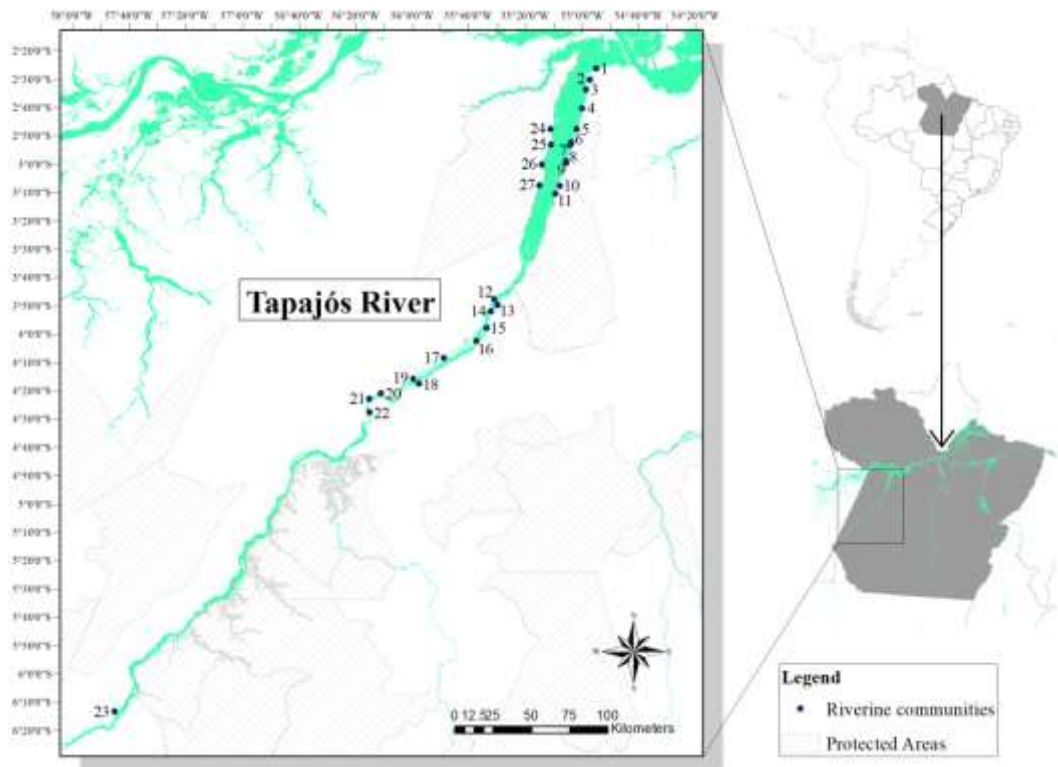


Figura 1: Mapa mostrando as 27 comunidades onde foram realizadas as entrevistas no rio Tapajós, Amazônia Brasileira. Números identificando as comunidades: 1 - Ponta de Pedras, 2 - Alter do Chão, 3 - Pindobal, 4 - Aramanaí, 5 - Maguari, 6 - Acaratinga, 7 - São Domingos, 8 - Piquiatuba, 9 - Pedreira, 10 - Pini, 11 - Prainha, 12 - Urucurituba, 13 - Fordlândia, 14 - Cauaçupá, 15 - Brasília Legal, 16 - Barreiras, 17 - Pedra Branca, 18 - Miritituba, 19 - Itaituba, 20 - Boa Vista do Tapajós, 21 - Canaã, 22 - São Luiz do Tapajós, 23 - Jacareacanga, 24 - Vila do Amorim, 25 - Surucuá, 26 - Jaurituba, 27 - Boim.

Análise de dados:

As interações entre os pescadores-peixes foram representadas por matrizes binárias, com os pescadores nas linhas e as espécies de peixes citadas nas colunas. Dependendo da existência ou não de interações (citações) foram atribuídos o valor de 1 (presença) ou 0 (ausência). Nós calculamos três métricas de redes: 1) Conectância (C): é a proporção das interações possíveis na rede que foram realmente realizadas, é uma medida para avaliar quanto às interações são restritas dentro da comunidade (Dunne, 2014; Jordano, 1987). Os valores variam de 0 (sem interações) para 1 (todas as espécies

estão conectadas umas às outras). 2) Aninhamento: é um padrão topológico que quantifica o grau em que as interações de espécies especializadas são subconjuntos de interações das espécies mais generalistas (Bascompte et al., 2003). O grau de aninhamento foi calculado utilizando o método de aninhamento baseado em sobreposição e preenchimento decrescente (NODF), que varia de 0 (não aninhado) para 100 (perfeitamente aninhado) (Almeida-Neto et al., 2008). 3) Modularidade (M): quando subgrupos coesos (módulos) são altamente conectados, mas fracamente conectados a outros subgrupos da rede (Olesen et al., 2007). A modularidade foi calculada utilizando o algoritmo +DIRTLPAwb+ (Beckett, 2016), com base em um único modelo que foi executado com 10^9 vezes (Schleuning et al., 2014). Utilizamos a abordagem de modelos nulos para testar se os valores de métricas detectados pelas redes são diferentes do que seria esperado ao acaso (Dormann et al., 2009). Realizamos 1000 randomizações e estimamos os intervalos de confiança (ICs) unilaterais de 95% das distribuições nulas de cada métrica de rede. As matrizes nulas foram geradas a partir do método “shuffle.web” que é uma das versões que podem ser utilizadas para redes do tipo binária, esse modelo mantém as dimensões da matriz, mas as interações são completamente realocadas entre todos os pares (Fortuna and Bascompte, 2006).

Além disso, para avaliar se ocorrem mudanças na composição das espécies e suas interações entre o passado e presente das pescarias, foi calculada a diversidade beta das interações entre as redes (Poisot et al., 2012). Nós calculamos a substituição no uso dos peixes pelos pescadores (β ST), a mudança de interações entre as espécies compartilhadas, ou seja, rearranjo (β OS), e a dissimilaridade de todas as interações entre as redes (β WN = β ST + β OS). As métricas de β -diversidade assumem valores de 0 quando a composição de espécies ou interações são as mesmas, enquanto os valores de 1 apontam para uma composição completamente distinta. Os valores de diversidade beta

foram calculados no pacote 'betalink' (Poisot et al., 2012), e as demais métricas e a construção das redes de interação foram realizadas através do pacote 'bipartite' (Dormann et al., 2008), ambos no R 4.1.0 (R Development Core Team, 2021).

Resultados

Foram entrevistados 311 pescadores, sendo 299 homens e 12 mulheres. A idade dos entrevistados variou de 30 a 89 anos com a idade média de 51,93 anos ($\pm 11,92$). O espaço temporal analisado (experiência de pesca), do início da carreira do pescador até os tempos atuais, variou de 20 anos a 75 anos, com média de 36,64 ($\pm 11,83$) anos (Tabela S1).

Foram citados um total de 42 nomes populares (espécies ou grupo de espécies) de peixes capturados quando os pescadores iniciaram suas atividades e 38 nomes populares (espécies ou grupo de espécies) atualmente. As cinco espécies mais citadas no início de suas pescarias foram Tucunaré (55,31%), Pescada (41,80%), Jaraqui (39,87%), Pacu (27,97%), e Acaratinga (25,72%). Atualmente, os pescadores citaram as espécies Jaraqui (66,56%), Pescada (63,99%), Aracu (61,91%), Tucunaré (47,91%) e Filhote (36,66%) (Tabela 1).

Tabela 1: Espécies citadas pelos pescadores entrevistados (n=311) no rio Tapajós:

Nome comum	Nome científico	Família	Porcentagem	
			Passado	Atual
Acará	<i>Satanoperca</i> spp. e outras espécies de Cichlidae	Cichlidae	6,75	2,89
Acaratinga	<i>Geophagus proximus</i>	Cichlidae	25,72	27,33
Acari	Loricariidae	Loricariidae	0,96	0,32
Aracú	<i>Laemolyta</i> spp., <i>Leporinus</i> spp., <i>Schizodon</i> spp.	Anostomidae	39,87	61,41
Arraia	<i>Potamotrygon</i> spp.	Potamotrygonidae	0,64	1,29
Bararuá	<i>Uaru amphiacanthoides</i>	Cichlidae	8,68	2,89
Barbado ou Piranambu	<i>Pinirampus pirinampu</i>	Pimelodidae	5,79	4,5
Bacu	<i>Lithodoras dorsalis</i> , <i>Megalodoras uranoscopus</i>	Doradidae	0,32	
Branquinha	<i>Curimata</i> spp., <i>Curimatella</i> spp., <i>Cyphocarax</i> spp., <i>Potamorhina</i> spp., <i>Psectogaster amazonica</i>	Curimatidae	4,18	5,79
Chaperema	<i>Geophagus</i> spp.	Cichlidae	11,58	14,79
Charuto	<i>Hemiodus</i> spp., <i>Anodus elongatus</i> , <i>Argonectes</i> spp., <i>Bivibranchia fowleri</i>	Hemiodontidae	8,68	10,29
Carauacu, cará-açu	<i>Astronotus ocellatus</i>	Cichlidae	0,32	
Cará preto	<i>Caquetaia spectabilis</i>	Cichlidae	0,32	
Cara de gato	<i>Platynemichthys notatus</i>	Pimelodidae	0,64	1,93
Cujuba	<i>Oxydoras niger</i>	Doradidae	1,61	0,32
Curimatá	<i>Prochilodus nigricans</i>	Prochilodontidae	2,89	3,22
Dourada	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	Pimelodidae	13,5	28,94
Dourada zebra	<i>Brachyplatystoma juruense</i>	Pimelodidae	0,32	0,32
Filhote	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Pimelodidae	17,68	36,66
Jacundá	<i>Crenicichla</i> spp.	Cichlidae	3,54	1,61
Jandiá	Pimelodidae	Pimelodidae	1,29	1,29
Jaraqui	<i>Semaprochilodus</i> spp.	Prochilodontidae	39,87	66,56
Jaú	<i>Zungaro zungaro</i>	Pimelodidae	0,32	0,32
Mapará	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	Pimelodidae	8,68	29,58
Matrinxã/Jatuarana	<i>Brycon</i> spp.	Characidae	9,65	10,29
Mandi	<i>Pimelodus</i> spp.	Heptapteridae/ Pimelodidae	0,32	
Mandi Moela/ Fura calça	<i>Pimelodella</i> spp., <i>Pimelodina</i> spp.	Pimelodidae	1,93	6,43
Peixe cachorro	<i>Hydrolycus</i> spp., <i>Raphiodon vulpinus</i> , <i>Cynodon gibbus</i>	Cynodontidae	1,61	1,29
Peixe liso	não id			0,64
Pacu	<i>Metynnis</i> spp., <i>Myleus</i> spp., <i>Myloplus</i> spp., <i>Tometes</i> spp.	Serrasalminidae	27,97	27,33
Papa terra	<i>Acarichthys heckelii</i>	Cichlidae	0,32	
Pescada e Corvina	<i>Plagioscion squamosissimus</i> , <i>Pachypops</i> spp., <i>Pachyurus</i> spp.	Sciaenidae	41,8	63,99
Piramutaba	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	Pimelodidae	0,32	1,93

Piranha	<i>Pygocentrus nattereri</i> , <i>Pristobrycon</i> spp., <i>Serrasalmus</i> spp.,	Serrasalmidae	7,07	3,22
Pirapitinga	<i>Piaractus brachypomus</i>	Serrasalmidae	3,86	1,61
Pirarara	<i>Phractocephalus hemioliopus</i>	Pimelodidae	2,25	3,22
Pirarucu	<i>Arapaima gigas</i>	Arapaimidae	8,36	4,82
Piruruíra	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Hemiodontidae	0,32	0,32
Sarda ou Apapá	<i>Pellona</i> spp.	Pristigasteridae	8,03	11,9
Surubim	<i>Pseudoplatystoma</i> spp.	Pimelodidae	15,43	13,83
Tambaqui	<i>Colossoma macropomum</i>	Serrasalmidae	18,97	9,65
Traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>	Erythrinidae	2,57	0,32
Tucunaré	<i>Cichla</i> spp.	Cichlidae	55,31	47,91

A rede construída com informações do CEL com base nas informações do passado (Fig 2) apresentou valores maiores de modularidade ($M= 0,31$), menor aninhamento ($NODF= 27,52$) e menor conectância ($C= 0,098$) (Tabela 2), quando comparada a rede criada com as espécies que são utilizadas atualmente (Fig 3) e que exibiu valores menores de modularidade ($M=0,25$), e maiores valores de aninhamento ($NODF= 39,49$) e conectância ($C = 0,14$) (Tabela 2).

Tabela 2: Propriedades das redes de interações entre pescadores ($n=311$) e peixes no rio Tapajós:

	Peixes citados	Interações	Aninhamento	Conectância	Modularidade
Antes	42	1276	27,52*	0,098*	0,31*
Depois	38	1589	39,49*	0,14*	0,25*

* Valores significativos com base em uma distribuição nula

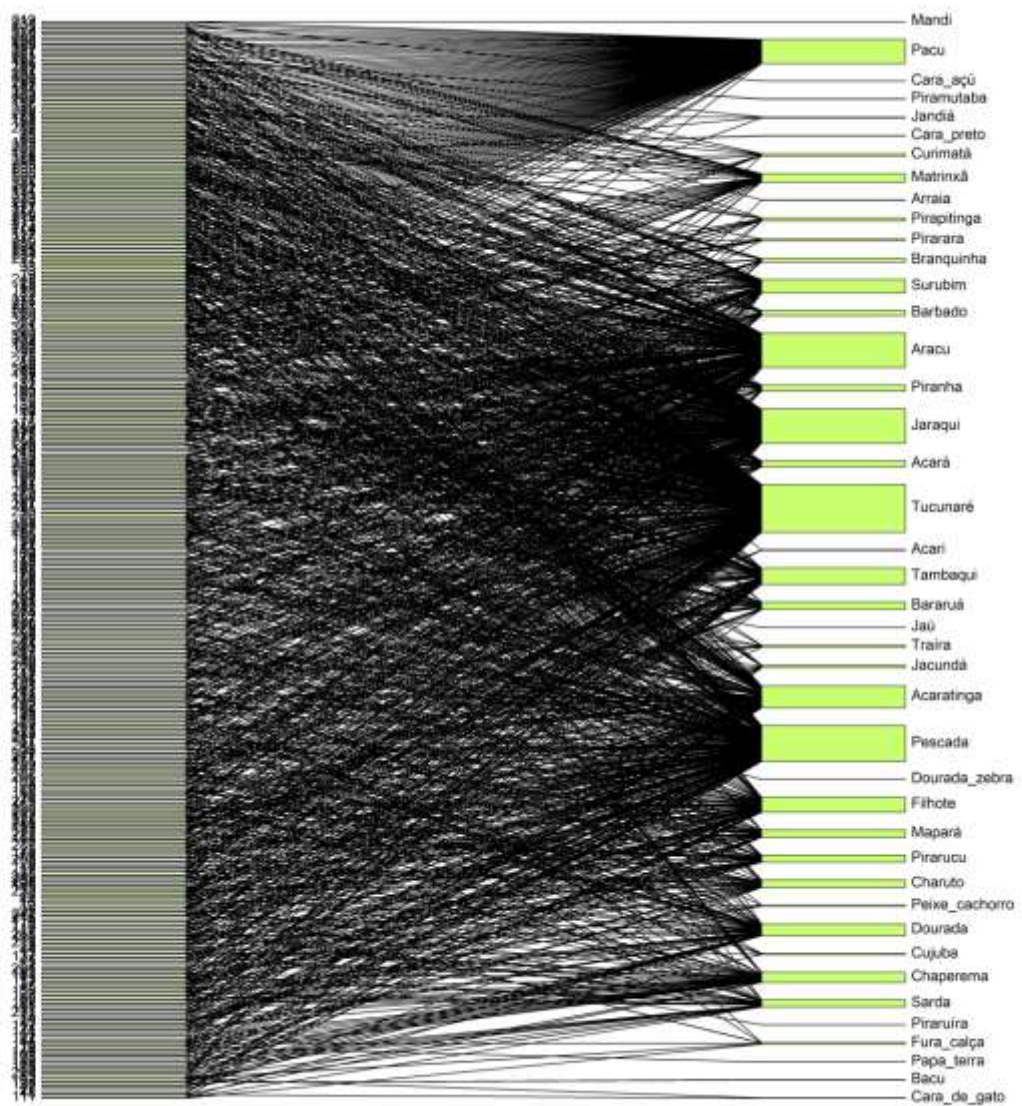


Figura 2: Rede de interação dos pescadores (esquerda) e peixes (direita) para quando os pescadores iniciaram as atividades de pesca, com base no CEL dos pescadores do rio Tapajós.

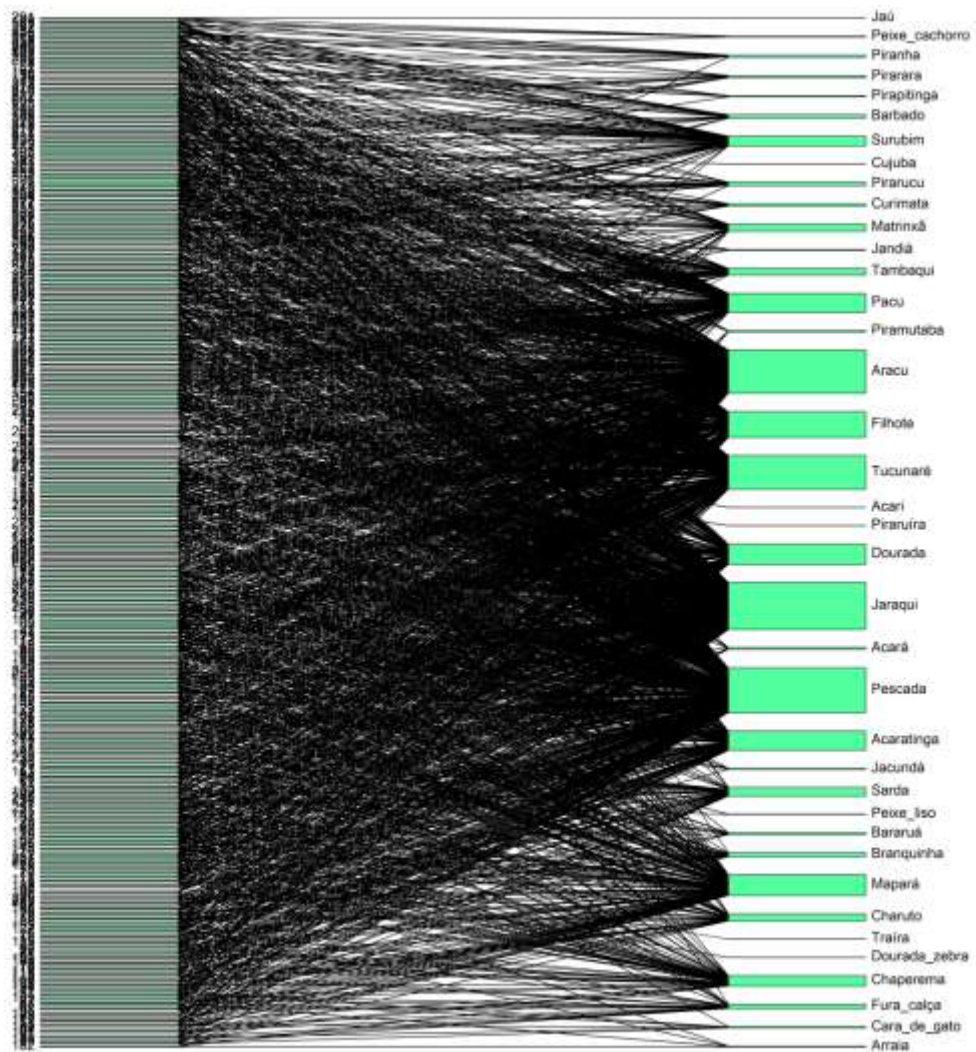


Figura 3: Rede de interação dos pescadores (esquerda) e peixes (direita) considerando as pescarias atuais, com base no CEL dos pescadores do rio Tapajós.

O principal componente de diversidade beta que explicou as diferenças na composição de espécies e interações foi o rearranjo das interações $\beta OS=0,66$, sendo que o ‘turnover’ de espécies entre a rede formada pelo início das atividades de pesca e a rede atual foi baixo $\beta ST=0,01$. Já a diversidade beta das interações, que é formada por ambos os componentes (rearranjo e turnover), foi de $\beta WN = 0,67$, demonstrando que as interações são dissimilares entre as redes do passado e presente das pescarias.

Discussão

A partir do CEL dos pescadores foi possível detectar mudanças temporais nas interações entre os pescadores e os recursos pesqueiros no rio Tapajós, Amazônia Brasileira. Com base no presente estudo, foi evidenciado o potencial de empregar dados obtidos através das entrevistas com os pescadores para avançar no conhecimento a respeito do uso dos recursos pesqueiros e interações ecológicas das comunidades de peixes. As principais espécies citadas pelos pescadores também foram registradas através do monitoramento participativo da pesca realizado pelos pescadores no baixo rio Tapajós (Hallwass et al., 2020). Além disso, este é possivelmente o primeiro estudo integrando o CEL dos pescadores com a abordagem de redes de interação em ambientes de água doce.

Ao comparamos temporalmente as redes, podemos constatar que a rede das interações da pesca do presente é uma rede mais frágil, principalmente pelos valores maiores de aninhamento e menor modularidade, o que corrobora nossa hipótese 1. Em redes antagonistas (eg. presa e predador), redes com valores mais altos de modularidade e menores de aninhamento tendem a ser mais estáveis em caso de perturbações (Thébault and Fontaine, 2010). Este é o caso da rede baseada em informações das pescarias do passado, sendo que o padrão oposto foi encontrado para as redes atuais, indicando uma menor resiliência do sistema quando comparada ao passado das

pescarias. No caso da rede atual, os pescadores especialistas interagem preferencialmente com espécies que são utilizadas por pescadores generalistas, resultando em uma maior pressão de pesca sobre espécies como a pescada *Plagioscium squamosissimus* e o jaraqui *Semaprochilodus* spp. Anteriormente, para a região do baixo Tapajós, foi demonstrado um aumento na utilização dessas espécies quando comparado há 33 anos atrás (Hallwass et al., 2020). No entanto, ambas as redes apresentaram valores baixos de conectância, que é um fator que pode gerar maior instabilidade (Dunne et al., 2002), possivelmente pelo número alto de espécies que foram citadas (Zapelini et al., 2019). De fato, na Amazônia as pescarias são multiespecíficas, mas a pesca é seletiva (Bayley and Petrere, 1989), com a maioria dos esforços sendo focados em uma média de 40 espécies (Hallwass and Silvano, 2015). Em ambientes marinhos, foi demonstrado o mesmo padrão (maior aninhamento) para a rede de Alcobaça, nos quais os pescadores tanto generalistas como especialistas estão visando *Mycteroperca bonaci* (garoupa preta) aumentando a pressão de pesca em uma espécie de peixe que já é sobreexplorada (Zapelini et al., 2019). Assim, mudanças drásticas na abundância de um determinado recurso podem causar uma desestabilização na rede.

Além disso, a partir dos resultados obtidos a respeito da diversidade beta das interações, foi demonstrado que não houve mudanças (turnover) nas espécies utilizadas pelos pescadores no passado e nas suas atividades atualmente ($\beta_{ST}=0,01$), contestando nossa hipótese 2. A análise de beta diversidade indicou um forte rearranjo nas interações entre os pescadores e recursos pesqueiros ($\beta_{OS}=0,66$), demonstrando que houve uma mudança na forma como os pescadores estão interagindo com os recursos pesqueiros ao longo do tempo. Uma maior pressão na pesca é indicada também pela modificação na utilização de espécies, como previsto pelo “fishing down process”(Welcomme, 1999). Quando os pescadores começaram a pescar, algumas espécies de maiores tamanhos

eram utilizadas, como pirarucu (*Arapaima* spp.) e tambaqui (*Colossoma macropomum*), sendo que atualmente ocorreu um maior direcionamento para espécies de menores tamanhos como os aracus (*Laemolyta* spp., *Leporinus* spp., *Schizodon* spp.). Em estudo realizado anteriormente para a região do baixo Tapajós, que utilizou outra análise de parte dos dados analisados no presente estudo, foi indicado um padrão similar de utilização dos recursos pesqueiros e possível aumento na pressão de pesca (Hallwass et al., 2020). A partir da análise dos desembarques pesqueiros entre 1984 e 2006 (22 anos), na região de Loreto e Iquitos, na Amazônia peruana, foi demonstrada a diminuição na pesca de espécies maiores e com maiores valores, como pirarucu e tambaqui, que foram substituídas por espécies menores, com ciclo de vida curto e menor valor (Garcia et al., 2009). O aumento na utilização de espécies como a pescada *Plagiosciium squamossimus*, pode ser pelo fato dessa espécie ser abundante e resistente a perturbações (Dutra, 2020; Hallwass et al., 2013; Silvano, 2020). No entanto, uma maior biomassa de determinadas populações pode em curto prazo manter a permanência da atividade pesqueira, mas ao longo do tempo pode afetar a sustentabilidade econômica e ecológica (Glaum et al., 2020), pois podem ocorrer efeitos em cascata em espécies que não são visadas pelas pesca, desequilibrando as relações ecológicas do sistema (Estes et al., 2011; Glaum et al., 2020). As redes apresentaram um valor notável de dissimilaridade das interações ($\beta W N = 0,67$), provavelmente essa mudança ocorreu devido a um aumento na utilização de determinados recursos (e. g. bagres), aumentando o aninhamento, sugerindo que a estrutura atual é mais instável e propensa a danos causados pela sobrepesca.

Em estudo anterior, foi demonstrado que a estrutura da rede de pesca-pescadores em ambientes recifais em Caravelas (com maior modularidade, possivelmente mais estável) pode refletir o sistema de governança de recursos, onde os pescadores têm

acesso exclusivo e isto limita a concorrência com os pescadores que não são beneficiários (Zapellini et al., 2019). Na Amazônia, apesar de ser uma região com áreas protegidas (reserva extrativista e floresta nacional) e de certa forma preservada (como o baixo Tapajós), existem relativamente poucas iniciativas de manejo da pesca para a região estudada. Contudo, um recente estudo demonstrou que áreas protegidas mais antigas e com regras mais rígidas quanto ao uso e comercialização dos recursos naturais, como a Floresta Nacional do Tapajós, tem o potencial de conservar mais efetivamente as espécies de peixes, inclusive os maiores como pirarucu e tambaqui (Hallwass et al., 2020), bem como reduzir o esforço pesqueiro na região (Hallwass et al., 2020b; Keppeler et al., 2016). Associado a áreas protegidas, iniciativas de manejo poderiam contribuir para a segurança alimentar das populações e conservação dessas importantes espécies de peixes. No baixo Tocantins (rio de águas claras), os lagos que foram co-manejados pelos pescadores tiveram uma maior abundância de peixes (biomassa e número de indivíduos) do que nas regiões em que o manejo da pesca não era realizado pelos pescadores (Silvano et al., 2014).

Quando consideramos espécies como os bagres filhote e dourada, pertencentes ao gênero *Brachyplatystoma* spp., existem indicativos de que estoques estão em depleção para outras regiões da Amazônia (Alonso and Pirker, 2005; Duponchelle et al., 2021; Petrere Jr et al., 2004). No entanto, houve um acréscimo no número de citações dos pescadores, que passaram a utilizar mais essas espécies nas pescarias nos dias atuais. Esses resultados indicam também uma mudança no padrão alimentar das populações ribeirinhas da Amazônia, visto que espécies de bagres da família Pimelodidae usualmente eram consideradas tabus alimentares por essas comunidades (Begossi et al., 2004) e atualmente tem aumentado suas capturas na região do baixo Tapajós (Hallwass et al., 2020). No entanto, com base no presente estudo, essa

tendência de aumento na pesca desses grandes bagres também foi registrada para as demais comunidades do rio Tapajós (Tabela 1). Esse fato requer atenção, pois como os grandes bagres são espécies que realizam extensas migrações (Duponchelle et al., 2021; Nunes et al., 2019), incluindo migrações no rio Tapajós (Nunes et al., 2019), as futuras hidrelétricas planejadas para o Tapajós e seus afluentes podem ter influência negativa sobre os movimentos desses peixes. Já foi demonstrado que as barragens podem afetar as rotas de migração e isolar as áreas de reprodução e alimentação dos bagres migradores (Agostinho et al., 2008). Essa é uma realidade para a dourada *B. rousseauxii* no rio Madeira, onde os estoques residentes acima da barragem estão deplecionados (Hauser et al., 2019; VanDamme et al., 2019). No rio Tocantins, após a implementação da barragem de Tucuruí foi observada uma diminuição dos grandes bagres a jusante (Hallwass et al., 2013). Além das hidrelétricas, o desmatamento que está em ascensão na área do baixo Tapajós (Dagosta et al., 2020), e a contaminação da população e do pescado por mercúrio devido às atividades de garimpos ilegais (Castilhos et al., 1998; Lino et al., 2019; Vasconcellos et al., 2021), podem acabar atuando de forma sinérgica, causando um agravamento nos impactos individuais (Anderson et al., 2019; Lees et al., 2016), aumentando a propensão à insegurança alimentar das populações habitantes da região.

Podemos concluir que, a partir do CEL dos pescadores, podemos acessar informações sobre mudanças na utilização dos recursos pesqueiros e características ecológicas das comunidades de peixes em ambientes tropicais de forma eficaz. O CEL pode contribuir como uma fonte valiosa e auxiliar no entendimento de modificações nas interações entre pescadores e peixes com ampla variação temporal, que nesse estudo foi em média de 36 anos entre o passado e o presente. Além disso, o CEL é de grande valia especialmente em regiões extensas como a Amazônia, que necessita urgentemente de

medidas de monitoramento e de iniciativas de manejo das espécies, dado a iminência de tantos impactos ambientais que estão ocorrendo de forma concomitante. Além disso, a utilização conjunta da abordagem de redes de interação e o CEL pode colaborar para a avaliação das relações entre pescadores e pescado em outras regiões em que a pesca é uma atividade vital, assim como na Amazônia.

Agradecimentos

Nós gostaríamos de agradecer aos pescadores do rio Tapajós por toda a colaboração para a realização do estudo. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos de P.E.R.P (140957 / 2017-0) e pela bolsa de R.A.M.S (303393 / 2019-0). Além disso, R.A.M.S. agradece a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa de estudos (CAPES-PRINT, 88887.467553 / 2019-00). Aos colegas do Laboratório de Ecologia Humana e de Peixes da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, que auxiliaram na obtenção dos dados. Este estudo foi financiado pela National Academy of Sciences (NAS), por USAID (AID-OAA-A-11-00012), pelo Conselho de Pesquisa em Ciências Sociais e Humanas do Canadá (SSHRC) (Tracking Change: RES0027949) e pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa de estudos (PROCAD/CAPES 883/2010).

Referências Bibliográficas:

- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Gomes, L.C., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian J. Biol.* 68, 1119–1132.
- Almeida-Neto, M., Guimarães, P., Guimarães, P.R., Loyola, R.D., Ulrich, W., 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: Reconciling concept and measurement. *Oikos* 117, 1227–1239. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16644.x>

- Alonso, J.C., Pirker, L.E., 2005. Dinâmica populacional e estado atual de exploração de piramutaba e dourada, in: Fabré, N.N., Barthem, R.B. (Eds.), *O Manejo Da Pesca Dos Grandes Bagres Migradores: Piramutaba e Dourada No Eixo Solimões-Amazonas*. Ibama/Pró-Várzea, Manaus, pp. 19–26.
- Anderson, E.P., Osborne, T., Maldonado-Ocampo, J.A., Mills-Novoa, M., Castello, L., Montoya, M., Encalada, A.C., Jenkins, C.N., 2019. Energy development reveals blind spots for ecosystem conservation in the Amazon Basin. *Front. Ecol. Environ.* 17, 521–529. <https://doi.org/10.1002/fee.2114>
- Athayde, S., Duarte, C.G., Gallardo, A.L.C.F., Moretto, E.M., Sangoi, L.A., Dibo, A.P.A., Siqueira-Gay, J., Sánchez, L.E., 2019. Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. *Energy Policy* 132, 265–271. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.05.003>
- Barthem, R.B., Fabré, N.N., 2004. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia, in: Ruffino, M.L. (Ed.), *A Pesca e Os Recursos Pesqueiros Na Amazônia Brasileira*. Ibama/Provárzea, Manaus, pp. 17–62.
- Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C.J., Olesen, J.M., 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 100, 9383–9387. <https://doi.org/10.1073/pnas.1633576100>
- Bayley, P.B., Petrere, M.J., 1989. Amazon Fisheries: Assessment Methods, Current Status and Management Points, in: D.P. Dodge (Ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, Ontario, Canada, pp. 385–398.
- Beckett, S.J., 2016. Improved community detection in weighted bipartite networks. *R. Soc. Open Sci.* 3. <https://doi.org/10.1098/rsos.140536>
- Begossi, A., Hanazaki, N., Ramos, R.M., 2004. Food chain and the reasons for fish food taboos among Amazonian and Atlantic Forest fishers (Brazil). *Ecol. Appl.* 14, 1334–1343. <https://doi.org/10.1890/03-5072>
- Begossi, A., Salivonchyk, S. V, Hallwass, G., Hanazaki, N., Lopes, P.F.M., Silvano, R.A.M., Dumaresq, D., Pittock, J., 2019. Fish consumption on the Amazon: a review of biodiversity, hydropower and food security issues. *Brazilian J. Biol.* 79,

345–357.

- Berkes, F., 2021. Toward A New Social Contract: Community-based Resource Management and Small-scale Fisheries. TBTI Global.
- Berkes, F., 1999. Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management. Taylor and Francis, Philadelphia.
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2000. Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecol. Appl.* 10, 1251–1262.
- Campos-Silva, J.V., Peres, C.A., 2016. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. *Sci. Rep.* 6, 2–13. <https://doi.org/10.1038/srep34745>
- Castello, L., Arantes, C.C., McGrath, D.G., Stewart, D.J., Sousa, F.S. de, 2015. Understanding fishing-induced extinctions in the Amazon. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 25, 447–458. <https://doi.org/10.1002/aqc.2491>
- Castello, L., McGrath, D.G., Hess, L.L., Coe, M.T., Lefebvre, P.A., Petry, P., Macedo, M.N., Renó, V.F., Arantes, C.C., 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.* 6, 217–229. <https://doi.org/10.1111/conl.12008>
- Castilhos, Z.C., Bidone, E.D., Lacerda, L.D., 1998. Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajós river region, Para State, Amazon. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61, 202–209. <https://doi.org/10.1007/s001289900749>
- Cavole, L.M., Arantes, C.C., Castello, L., 2015. How illegal are tropical small-scale fisheries? An estimate for arapaima in the Amazon. *Fish. Res.* 168, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.03.012>
- Cooke, S.J., Allison, E.H., Beard, T.D., Arlinghaus, R., Arthington, A.H., Bartley, D.M., Cowx, I.G., Fuentesvilla, C., Leonard, N.J., Lorenzen, K., Lynch, A.J., Nguyen, V.M., Youn, S.J., Taylor, W.W., Welcomme, R.L., 2016. On the sustainability of inland fisheries: Finding a future for the forgotten. *Ambio* 45, 753–764. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0787-4>
- Cooke, S.J., Arlinghaus, R., Johnson, B.M., Cowx, I.G., 2015. Recreational fisheries in

- inland waters, in: Craig, J.F. (Ed.), *Freshwater Fisheries Ecology*. John Wiley & Sons, pp. 449–465. <https://doi.org/10.1002/9781118394380.ch36>
- Cooke, S.J., Cowx, I.G., 2004. The Role of Recreational Fishing in Global Fish Crises Forum. *Bioscience* 54, 66–74. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054)
- D’Alelio, D., Mele, B.H., Libralato, S., Ribera d’Alcalà, M., Jordán, F., 2019. Rewiring and indirect effects underpin modularity reshuffling in a marine food web under environmental shifts. *Ecol. Evol.* 9, 11631–11646. <https://doi.org/10.1002/ece3.5641>
- Dagosta, F.C.P., de Pinna, M., Peres, C.A., Tagliacollo, V.A., 2020. Existing protected areas provide a poor safety-net for threatened Amazonian fish species. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 31, 1167–1189. <https://doi.org/10.1002/aqc.3461>
- Diamond, J., 2001. Unwritten knowledge. *Nature* 410, 90095.
- Dormann, C., Gruber, B., Fründ, J., 2008. Introducing the bipartite Package: Analysing ecological networks. *R News* 8, 8–11.
- Dormann, C.F., Frund, J., Bluthgen, N., Gruber, B., 2009. Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks. *Open Ecol. J.* 2, 7–24. <https://doi.org/10.2174/1874213000902010007>
- Dunne, J.A., 2014. The Network Structure of Food Webs, in: Pascual, M., Dunne, J.A. (Eds.), *Ecological Networks: Linking Structure to Dynamics in Food Webs*. Oxford University Press.
- Dunne, J.A., Williams, R.J., Martinez, N.D., 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: Robustness increases with connectance. *Ecol. Lett.* 5, 558–567. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00354.x>
- Duponchelle, F., Isaac, V.J., Doria, C.R. da C., Damme, P.A. Van, Herrera-R, G.A., Anderson, E.P., Cruz, R.E., Hauser, M., Hermann, T.W., Agudelo, E., Bonilla-Castillo, C., García-Vasquez, A., Renno, J.-F., Castello, L., 2021. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 31, 1087–1105. <https://doi.org/10.1002/aqc.3550>
- Dutra, M.C.F., 2020. Ecologia trófica de *Plagioscion squamosissimus* em rios de águas

claras (Rio Tapajós e Rio Tocantins) na Amazônia Brasileira. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Erler, D.M., Lima, D.P., Schiavetti, A., 2015. Ecological fishing networks in a marine protected area: One possibility for evaluating objectives. *Ocean Coast. Manag.* 104, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.12.008>

Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S.R., Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C., Marquis, R.J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R.T., Pickett, E.K., Ripple, W.J., Sandin, S.A., Scheffer, M., Schoener, T.W., Shurin, J.B., Sinclair, A.R.E., Soulé, M.E., Virtanen, R., Wardle, D.A., 2011. Trophic downgrading of planet earth. *Science* (80-.). 333, 301–306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>

Faijal, K., Deus, R., Deus, S., Neves, R., Jesus, I., Santos, E., Alves, C.N., Brasil, D., 2015. Mercury levels assessment in hair of riverside inhabitants of the Tapajós River, Pará State, Amazon, Brazil: Fish consumption as a possible route of exposure. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 30, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2014.10.009>

Farella, N., Lucotte, M., Louchouart, P., Roulet, M., 2001. Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon. *Org. Geochem.* 32, 1443–1458. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(01\)00103-6](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(01)00103-6)

Fearnside, P.M., 2015. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. *Ambio* 44, 426–439. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0642-z>

Fluet-Chouinard, E., Funge-Smith, S., McIntyre, P.B., 2018. Global hidden harvest of freshwater fish revealed by household surveys. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, 7623–7628. <https://doi.org/10.1073/pnas.1721097115>

Fogliarini, C.O., Ferreira, C.E.L., Bornholdt, J., Barbosa, M.C., Giglio, V.J., Bender, M.G., 2021. Telling the same story: Fishers and landing data reveal changes in fisheries on the Southeastern Brazilian Coast. *PLoS One* 16, e0252391. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252391>

Fortuna, M.A., Bascompte, J., 2006. Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. *Ecol. Lett.* 9, 281–286. <https://doi.org/10.1111/j.1461->

- Frederico, R.G., Zuanon, J., De Marco Jr, P., 2018. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biol. Conserv.* 219, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032>
- Freitas, C.T., Espírito-Santo, H.M.V., Campos-Silva, J.V., Peres, C.A., Lopes, P.F.M., 2020. Resource co-management as a step towards gender equity in fisheries. *Ecol. Econ.* 176, 106709. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106709>
- Fricke, E.C., Svenning, J.C., 2020. Accelerating homogenization of the global plant–frugivore meta-network. *Nature* 585, 74–78. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2640-y>
- Funge-Smith, S., Bennett, A., 2019. A fresh look at inland fisheries and their role in food security and livelihoods. *Fish. Fish.* 20, 1176–1195. <https://doi.org/10.1111/faf.12403>
- Garcia, A., Tello, S., Vargas, G., Duponchelle, F., 2009. Patterns of commercial fish landings in the Loreto region (Peruvian Amazon) between 1984 and 2006. *Fish. Physiol. Biochem.* 35, 53–67. <https://doi.org/10.1007/s10695-008-9212-7>
- Gatti, L. V., Basso, L.S., Miller, J.B., Gloor, M., Domingues, L.G., Cassol, H.L.G., Tejada, G., Aragão, L.E.O.C., Nobre, C., Peters, W., Marani, L., Arai, E., Sanches, A.H., Corrêa, S.M., Anderson, L., Von Randow, C., Correia, C.S.C., Crispim, S.P., Neves, R.A.L., 2021. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* 595, 388–393. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>
- Glaum, P., Cocco, V., Valdovinos, F.S., 2020. Integrating economic dynamics into ecological networks: The case of fishery sustainability. *Sci. Adv.* 6, 1–12. <https://doi.org/10.1126/SCIADV.AAZ4891>
- Goulding, M., Barthem, R., Ferreira, E.J.G., 2003. *The Smithsonian atlas of the Amazon.* Smithsonian Books, Washington, D.C. <https://doi.org/10.4324/9780203028049>
- Grant, S., Berkes, F., 2007. Fisher knowledge as expert system: A case from the longline fishery of Grenada, the Eastern Caribbean. *Fish. Res.* 84, 162–170.

<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.10.012>

Guimarães, P.R., 2020. The Structure of Ecological Networks across Levels of Organization. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 51, 433–460. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012220-120819>

Hallwass, G., Lopes, P.F., Juras, A.A., Silvano, R.A.M., 2013. Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecol. Appl.* 23, 392–407. <https://doi.org/10.1890/12-0429.1>

Hallwass, G., Schiavetti, A., Silvano, R.A.M., 2020a. Fishers' knowledge indicates temporal changes in composition and abundance of fishing resources in Amazon protected areas. *Anim. Conserv.* 23, 36–47. <https://doi.org/10.1111/acv.12504>

Hallwass, G., Silva, L.H.T. da, Nagl, P., Clauzet, M., Begossi, A., 2020b. Small-scale fisheries, livelihoods and food security of riverine people, in: *Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon: People, Ecology and Conservation in Black and Clear Water Rivers*. Springer International Publishing, São Paulo, pp. 23–40.

Hallwass, G., Silvano, R.A.M., 2015. Patterns of selectiveness in the Amazonian freshwater fisheries: Implications for Management. *J. Environ. Plan. Manag.* 0568, 2–21. <https://doi.org/10.1080/09640568.2015.1081587>

Hauser, M., Duponchelle, F., Hermann, T.W., Limburg, K.E., Castello, L., Stewart, D.J., Torrente-Vilara, G., García-Vásquez, A., García-Davila, C., Pouilly, M., Pecheyran, C., Ponzevera, E., Renno, J.-F., Moret, A.S., Doria, C.R.C., 2019. Unmasking continental natal homing in goliath catfish from the upper Amazon. *Freshw. Biol.* 1–12. <https://doi.org/10.1111/fwb.13427>

Isaac, V.J., Almeida, M.C., 2011. El Consumo de pescado en la Amazonía brasileña.

Isaac, V.J., Almeida, M.C., Giarrizzo, T., Deus, C.P., Vale, R., Klein, G., Begossi, A., 2015. Food consumption as an indicator of the conservation of natural resources in riverine communities of the Brazilian Amazon. *An. Acad. Bras. Cienc.* 87, 2229–2242. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520140250>

Jézéquel, C., Tedesco, P.A., Bigorne, R., Maldonado-Ocampo, J.A., Ortega, H., Hidalgo, M., Martens, K., Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Acosta, A., Agudelo, E.,

- Maure, S.B., Bastos, D.A., Gregory, J.B., Cabeceira, F.G., Canto, A.L.C., Carvajal-Vallejos, F.M., Carvalho, L.N., Cella-Ribeiro, A., Covain, R., Donascimento, C., Dória, C.R.C., Duarte, C., Ferreira, E.J.G., Galuch, A.V. V., Giarrizzo, T., Leitão, R.P., Lundberg, J.G., Maldonado, M., Mojica, J.I., Montag, L.F.A., Ohara, W.M., Pires, T.H.S., Pouilly, M., Prada-Pedrerros, S., de Queiroz, L.J., Rapp Py-Daniel, L., Ribeiro, F.R.V., Herrera, R.R., Sarmiento, J., Sousa, L.M., Stegmann, L.F., Valdiviezo-Rivera, J., Villa, F., Yunoki, T., Oberdorff, T., 2020. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Sci. Data* 7, 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0436-4>
- Johannes, R.E., Freeman, M.M.R., Hamilton, R.J., 2000. Ignore fishers' knowledge and miss the boat. *Fish Fish.* 1, 257–271. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2000.00019.x>
- Jordano, P., 1987. Patterns of Mutualistic Interactions in Pollination and Seed Dispersal: Connectance, Dependence Asymmetries, and Coevolution. *Am. Nat.* 129, 657–677. <https://doi.org/10.1086/284665>
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J.M., Wittmann, F., 2011. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31, 623–640. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- Junk, W.J., Soares, M.G.M., Bayley, P.B., 2007. Freshwater fishes of the Amazon River basin: Their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquat. Ecosyst. Heal. Manag.* 10, 153–173. <https://doi.org/10.1080/14634980701351023>
- Kawarazuka, N., Béné, C., 2010. Linking small-scale fisheries and aquaculture to household nutritional security: An overview. *Food Secur.* 2, 343–357. <https://doi.org/10.1007/s12571-010-0079-y>
- Keppeler, F.W., de Souza, A.C., Hallwass, G., Begossi, A., de Almeida, M.C., Isaac, V.J., Silvano, R.A.M., 2018. Ecological influences of human population size and distance to urban centres on fish communities in tropical lakes. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 28, 1030–1043. <https://doi.org/10.1002/aqc.2910>
- Keppeler, F.W., Hallwass, G., Silvano, R.A.M., 2016. Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river. *Oryx* 51, 268–279.

<https://doi.org/10.1017/S0030605316000247>

- Krause, A.E., Frank, K.A., Mason, D.M., Ulanowicz, R.E., Taylor, W.W., 2003. Compartments revealed in food-web structure. *Nature* 426, 282–285. <https://doi.org/10.1038/nature02115>
- Leal, C.C., Lennox, G.D., Ferraz, S.F.B., Ferreira, J., Gardner, T.A., Thomson, J.R., Berenguer, E., Lees, A.C., Hughes, R.M., MacNally, R., Aragão, L.E.O., de Brito, J.G., Castello, L., Garrett, R., Hamada, N., Juen, L., Leitão, R.P., Louzada, J., Morello, T.F., Moura, N.G., Nessimian, J., Oliveira-Junior, J.M., Oliveira, V.H.F., de Oliveira, V.C., Parry, L., Pompeu, P.S., Solar, R.R., Zuanon, J., Barlow, J., 2020. Conservation of Tropical Aquatic Species. *Science* (80-.). 121, 117–121.
- Leduc, A.O.H.C., De Carvalho, F.H.D., Hussey, N.E., Reis-Filho, J.A., Longo, G.O., Lopes, P.F.M., 2021. Local ecological knowledge to assist conservation status assessments in data poor contexts: a case study with the threatened sharks of the Brazilian Northeast. *Biodivers. Conserv.* 30, 819–845. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02119-5>
- Lees, A.C., Peres, C.A., Fearnside, P.M., Schneider, M., Zuanon, J., 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 25, 451–466. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>
- Lino, A.S., Kasper, D., Guida, Y.S., Thomaz, J.R., Malm, O., 2019. Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere* 235, 690–700. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.212>
- Lopes, P.F.M., Verba, J.T., Begossi, A., Pennino, M.G., 2018. Predicting species distribution from fishers' local ecological knowledge: A new alternative for data-poor management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76, 1423–1431. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0148>
- Lynch, A.J., Cooke, S.J., Deines, A.M., Bower, S.D., Bunnell, D.B., Cowx, I.G., Nguyen, V.M., Nohner, J., Phouthavong, K., Riley, B., Rogers, M.W., Taylor, W.W., Woelmer, W., Youn, S.J., Beard, T.D., 2016. The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. *Environ. Rev.* 24, 115–121.

<https://doi.org/10.1139/er-2015-0064>

- Lynch, A.J., Elliott, V., Phang, S.C., Claussen, J.E., Harrison, I., Murchie, K.J., Steel, E.A., Stokes, G.L., 2020. Inland fish and fisheries integral to achieving the Sustainable Development Goals. *Nat. Sustain.* 3, 579–587. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0517-6>
- McIntyre, P.B., Liermann, C.A.R., Revenga, C., 2016. Linking freshwater fishery management to global food security and biodiversity conservation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 113, 12880–12885. <https://doi.org/10.1073/pnas.1521540113>
- Melián, C.J., Bascompte, J., 2002. Complex networks: two ways to be robust? *Ecol. Lett.* 5, 705–708.
- Nevado, J.J.B., Martín-Doimeadios, R. C. R. Bernardo, F.J.G., Moreno, M.J., Herculano, A.M., Nascimento, J.L.M. do, Crespo-López, M.E., 2010. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. *Environ. Int.* 36, 593–608. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.03.011>
- Nunes, M.U.S., Hallwass, G., Silvano, R.A.M., 2019. Fishers' local ecological knowledge indicate migration patterns of tropical freshwater fish in an Amazonian river. *Hydrobiologia* 833, 197–215. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3901-3>
- Olesen, J.M., Bascompte, J., Dupont, Y.L., Jordano, P., 2007. The modularity of pollination networks. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 19891–19896. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>
- Patton, M.Q., 2001. *Qualitative research and evaluation methods*. Sage Publications, London.
- Petrere Jr, M., Barthem, R.B., Córdoba, E.A., Gómez, B.C., 2004. Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). *Rev. Fish Biol. Fish.* 14, 403–414. <https://doi.org/10.1007/s11160-004-8362-7>
- Pinaya, W.H.D., Lobon-Cervia, F.J., Pita, P., De Souza, R.B., 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, e0157050.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157050>

- Pinto-Coelho, D., Martins, M., Guimarães Junior, P.R., 2021. Network analyses reveal the role of large snakes in connecting feeding guilds in a species-rich Amazonian snake community. *Ecol. Evol.* 11, 6558–6568. <https://doi.org/10.1002/ece3.7508>
- Poisot, T., Canard, E., Mouillot, D., Mouquet, N., Gravel, D., 2012. The dissimilarity of species interaction networks. *Ecol. Lett.* 15, 1353–1361. <https://doi.org/10.1111/ele.12002>
- Prestes-Carneiro, G., Béarez, P., Bailon, S., Rapp Py-Daniel, A., Neves, E.G., 2015. Subsistence fishery at Hatahara (750–1230 CE), a pre-Columbian central Amazonian village. *J. Archaeol. Sci. Reports* 8, 454–462. <https://doi.org/10.1016/j.jasrep.2015.10.033>
- R Development Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing.
- Runde, A., Hallwass, G., Silvano, R.A.M., 2020. Fishers' Knowledge Indicates Extensive Socioecological Impacts Downstream of Proposed Dams in a Tropical River. *One Earth* 2, 255–268. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.02.012>
- Santos, G.M. dos, Santos, A.C.M. dos, 2005. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. *Estud. Avançados* 19, 165–182. <https://doi.org/10.1590/s0103-40142005000200010>
- Sazima, C., Guimarães Jr, P.R., Reis, S.F. dos, Sazima, I., 2010. What makes a species central in a cleaning mutualism network? *Oikos* 119, 1319–1325. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.18222.x>
- Schleuning, M., Ingmann, L., Strauß, R., Fritz, S.A., Dalsgaard, B., Dehling, D.M., Plein, M., Saavedra, F., Sandel, B., Svenning, J.-C., Bohning-Gaese, K., Dormann, C.F., 2014. Ecological, historical and evolutionary determinants of modularity in weighted seed-dispersal networks. *Ecol. Lett.* 17, 454–463. <https://doi.org/10.1111/ele.12245>
- Scoles, R., 2014. Caracterização ambiental da bacia do Tapajós. *Environ. Int.* 36, 593–608.

- Silvano, R.A.M., 2020. Fish and Fisheries in the Brazilian Amazon People, Ecology and Conservation in Black and Clear Water Rivers. Springer.
- Silvano, R.A.M., Begossi, A., 2010. What can be learned from fishers? An integrated survey of fishers' local ecological knowledge and bluefish (*Pomatomus saltatrix*) biology on the Brazilian coast. *Hydrobiologia* 637, 3–18. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9979-2>
- Silvano, R.A.M., Hallwass, G., Lopes, P.F., Ribeiro, A.R., Lima, R.P., Hasenack, H., Juras, A.A., Begossi, A., 2014. Co-management and spatial features contribute to secure fish abundance and fishing yields in tropical floodplain lakes. *Ecosystems* 17, 271–285. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9722-8>
- Silvano, R.A.M., Valbo-Jørgensen, J., 2008. Beyond fishermen's tales: Contributions of fishers' local ecological knowledge to fish ecology and fisheries management. *Environ. Dev. Sustain.* 10, 657–675. <https://doi.org/10.1007/s10668-008-9149-0>
- Sioli, H., 1984. The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-6542-3>
- Smith, C.C., Healey, J.R., Berenguer, E., Young, P.J., Taylor, B., Elias, F., Espírito-Santo, F., Barlow, J., 2021. Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries. *Environ. Res. Lett.* 16, 085009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1701>
- Stouffer, D.B., Bascompte, J., 2011. Compartmentalization increases food-web persistence. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108, 3648–3652. <https://doi.org/10.1073/pnas.1014353108>
- Tengberg, A., Fredholm, S., Eliasson, I., Knez, I., Saltzman, K., Wetterberg, O., 2012. Cultural ecosystem services provided by landscapes: Assessment of heritage values and identity. *Ecosyst. Serv.* 2, 14–26. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.006>
- Thébault, E., Fontaine, C., 2010. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science* (80-.). 329, 853–856. <https://doi.org/10.1126/science.1188321>

- Trancoso, R., Carneiro Filho, A., Tomasella, J., Schiatti, J., Forsberg, B.R., Miller, R.P., 2010. Deforestation and conservation in major watersheds of the Brazilian Amazon. *Environ. Conserv.* 36, 277–288. <https://doi.org/10.1017/S0376892909990373>
- Tregidgo, D.J., Barlow, J., Pompeu, P.S., Rocha, M.D.A., Parry, L., 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 114, 8655–8659. <https://doi.org/10.1073/pnas.1614499114>
- Turner, N.J., Berkes, F., 2006. Developing resource management and conservation. *Hum. Ecol.* 34, 475–478. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9060-y>
- Tylianakis, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J., Wardle, D.A., 2008. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 11, 1351–1363. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01250.x>
- VanDamme, P.A., Córdova-Clavijo, L., Baigún, C., Hauser, M., Doria, C.R. da C., Duponchelle, F., 2019. Upstream dam impacts on gilded catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Bolivian Amazon. *Neotrop. Ichthyol.* 17, e190118. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20190118>
- Vasconcellos, A., Hallwass, G., Bezerra, J., Acirole, A., Meneses, H., Lima, M., Jesus, I. de, Hacon, S., Basta, P., 2021. Health Risk Assessment from Consumption of Mercury-contaminated Fish in Munduruku Indigenous Communities in Amazon. *Int. J. Environ. Res. Public Heal.* 18, 1–16.
- Welcomme, R.L., 1999. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fish. Manag. Ecol.* 6, 1–19. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00137.x>
- Welcomme, R.L., Cowx, I.G., Coates, D., Béné, C., Funge-Smith, S., Halls, A., Lorenzen, K., 2010. Inland capture fisheries. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365, 2881–2896. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0168>
- Winemiller, K.O., McIntyre, P., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petrere Jr, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C.,

Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeninghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G.T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., Soesbergen, A. Van, Sáenz, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* (80-.). 351, 128–129.

Withey, K., Berenguer, E., Palmeira, A.F., Espírito-Santo, F.D.B., Lennox, G.D., Silva, C.V.J., Aragão, L.E.O.C., Ferreira, J., França, F., Malhi, Y., Rossi, L.C., Barlow, J., 2018. Quantifying immediate carbon emissions from El Niño-mediated wildfires in humid tropical forests. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 373, 20170312. <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0312>

Zapelini, C., Giglio, V.J., Carvalho, R.C., Bender, M.G., Gerhardinger, L.C., 2017. Assessing Fishing Experts' Knowledge to Improve Conservation Strategies for an Endangered Grouper in the Southwestern Atlantic. *J. Ethnobiol.* 37, 478–493. <https://doi.org/10.2993/0278-0771-37.3.478>

Zapelini, C., Schiavetti, A., Bender, M.G., Giglio, V.J., 2019. Tracking interactions : Shifting baseline and fisheries networks in the largest Southwestern Atlantic reef system. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 1–15. <https://doi.org/10.1002/aqc.3224>

Considerações finais

A partir do primeiro capítulo da tese, foi possível ampliar e aprofundar o conhecimento científico sobre a dieta de peixes devido à combinação de duas abordagens (conhecimento ecológico local dos pescadores e análise de isótopos estáveis) utilizadas de forma concomitante. Foi demonstrado que os pescadores podem colaborar com a produção de dados precisos e valiosos sobre a posição trófica dos peixes, bem como sobre as relações alimentares entre peixes e predadores, de forma rápida e eficaz. O conhecimento ecológico local pode ser aplicado de forma confiável para melhorar a gestão de pesca e na conservação das espécies em regiões do mundo que possuam limitações de dados (assim como na Amazônia), em espécies que estão em perigo de extinção (como os predadores dos peixes) e ambientes que necessitam de medidas de conservação urgentemente.

O segundo capítulo nos possibilitou avançar no entendimento sobre a ecologia trófica de uma importante guilda de peixes frugívoros que vive na região Amazônica. A partir do conhecimento dos pescadores pudemos compreender a contribuição de diferentes plantas (principalmente frutos) para a dieta dos peixes, além de entender como as relações alimentares estão estruturadas em formas de redes ecológicas em três rios amazônicos. A partir disto, podemos ter um panorama de como as mudanças ambientais podem estar impactando o uso e disponibilidade de recursos alimentares para os peixes frugívoros. Dado que encontramos um menor número de interações em um ambiente mais impactado (rio Tocantins), se o avanço das mudanças antrópicas continuar em outras regiões da Amazônia, as interações entre peixes e frutos podem ser prejudicadas, bem como os serviços realizados pelos peixes como o transporte de sementes e a segurança alimentar das populações que utilizam os peixes frugívoros como fonte de alimento e renda.

O terceiro capítulo da tese nos permitiu compreender as mudanças na utilização dos recursos pesqueiros com base no conhecimento ecológico local em uma região da Amazônia que carece de dados de monitoramento de pesca de longo prazo. O CEL dos pescadores pode contribuir de maneira notável para acessar informações indisponíveis para o rio Tapajós, como o passado das pescarias e a variação dos recursos pesqueiros ao longo do tempo. Utilizando a abordagem de redes de interações e suas métricas, foi possível avaliar quais espécies estão sofrendo maior pressão de pesca, bem como foi demonstrado o potencial da aplicação dessa metodologia em ambientes de água doce e extensos como a Amazônia. Assim, de maneira rápida pudemos compreender como os pescadores estão interagindo com os peixes em regiões que estão passando por rápidas transformações.

Na tese foram abordados aspectos inovadores para ambientes de água doce como a comparação do conhecimento ecológico local com a análise de isótopos estáveis e a aplicação do conhecimento ecológico local para a construção de redes ecológicas. Além disso, com a realização dessa tese foi demonstrado as diferentes dimensões na utilização dos recursos alimentares por diferentes espécies que apresentam importância pesqueira, além do entendimento da relação entre pescadores e recursos pesqueiros. Os pescadores possuem conhecimento detalhado sobre aspectos ecológicos dos peixes e predadores e, por viverem em contato com os recursos naturais, detectam mudanças nos padrões de utilização do pescado. O conhecimento ecológico local dos pescadores precisa ser valorizado, respeitado e preservado e precisa ser levado em consideração na tomada de decisões em políticas públicas, pois pode contribuir para o manejo e a conservação dos recursos naturais.

MATERIAL SUPLEMENTAR:

CAPÍTULO 1:

S1. Fish preys based on local ecological knowledge of fishers. Numbers are the percentage of fishers' citations of each food in each river, Tapajós and Tocantins.

Items	Aracu	Charuto	Jaraqui	Pescada	Piranha	Tucunaré
	Tapajós Tocantins	Tapajós Tocantins	Tapajós Tocantins	Tapajós Tocantins	Tapajós Tocantins	Tapajós Tocantins
Acará						3.03
Acaratinga						3.03
Acari				1.52 3.03		3.03
Araçá	1.52					
Aracu						4.55
Banana	1.52					
Banido				7.58		4.55
Barata de rio						3.03
Birds					1.52	
Branquinha				1.52 3.03		7.58 9.09
Bravo	1.52					
Buchinha	1.52					
Cachimbo				1.52		
Capybara					3.03	
Charuto				16.67 3.03		24.24 9.09
Crab				9.09		
Embaúba	1.52					

Envira	3.03										
Fish	1.52					28.79	63.64	83.33	96.97	39.39	72.73
Frog						3.03				1.52	
Fruits	54.55	42.42	3.03	12.12	7.58			18.18	3.03		
Guajurá	15.15										
Guardião	1.52										
Heart of palm	7.58	30.3			6.06						
Inajá	4.55				22.73						
Insects		3.03	3.03	18.18			3.03	1.52			
Jangada	1.52										
Jauari	4.55		1.52								
Jenipapo	4.55										
João-Duro						7.58				6.06	
Joari	65.15		1.52								
Lambari										1.52	
Leaves		9.09									
Louro	1.52										
Mandi						1.52		1.52			
Maparajuba	1.51										
Matrinxã										1.52	
Meat		12.12				3.03		25.76	18.18		3.03
Milanga		3.03									
Mollusk		3.03									
Mucajá	1.52										
Mud		15.15	7.58	39.39	10.61	63.64					
Mureré		3.03									

Murta	1.52											
Papaya	4.55											
Pescada									1.52			
Piaba			1.52				80.3	30.3	6.06	3.03	77.27	39.39
Piau												9.09
Pumumbuca		6.06										
Purui	3.03											
Rice			1.52									
Sarapó							7.58				1.52	
Sardinha							4.55				9.09	
Seaweed								3.03				
Seringa	1.52											
Shrimp		3.03					60.61	57.58			18.18	3.03
Silt	16.67	27.27	75.76	33.33	81.82	48.48		3.03				
Slime		6.06	9.09	3.03	10.61	3.03						
Snake										3.03		
Soy	1.52											
Surubim											1.52	
Taquari	9.09											
Tartarugueira	15.15	6.06		6.06								
Tarumã	1.52											
Tuvira												
Uruá	7.58						1.52					
Urucurana	15.15											
Vegetables	39.39	33.33	6.06	9.09	7.58	6.06			3.03			
Worm	3.03		6.06								3.03	

S2.Fish predators based on local ecological knowledge of fishers. Numbers are the percentage of fishers' citations of each predator in each river, Tapajós and Tocantins.

Predators	Aracu		Charuto		Jaraqui		Pescada		Piranha		Tucunaré	
	Tapajós	Tocantins	Tapajós	Tocantins	Tapajós	Tocantins	Tapajós	Tocantins	Tapajós	Tocantins	Tapajós	Tocantins
Alligator	7.58	15.15	6.06	18.18	19.7	39.39	10.61	21.21	25.76	24.24	27.27	33.33
Apapá				3.03								
Ardeidae	1.52				1.52						1.52	
Bicuda		3.03		6.06								
Brazilian merganser				3.03					12.12			
Candiru							1.52					
Corvina		3.03		3.03								
Dolphin	71.21	51.52	34.58	54.55	72.73	72.73	45.45	39.39	18.18	18.18	66.67	63.64
Dourada	3.03		7.58				7.58					
Filhote	6.06		10.61		4.55		21.21		3.03		4.55	
Fish	6.06	24.24	18.18	21.21	6.06	12.12	6.06	12.12			1.52	9.09
Hawk							1.52					
Heron	1.52	3.03	1.52	3.03	1.52		1.52				1.52	
Jáu	1.52	15.15				3.03	1.52	6.06	1.52		1.52	6.06
Otter	10.61	6.06	1.52	6.06	15.15	9.09	4.55	6.06	7.58	9.09	12.12	9.09
Peixe-cachorro	1.52	6.06	1.52	12.12								
Pescada		3.03	24.24				1.52		1.52			
Piranha	21.21	45.45	25.76	51.52	34.85	36.36	33.33	48.48	15.15	12.12	34.85	48.48
Pirarara	9.09	9.09	13.64		12.12	3.03	21.21	3.03	7.58		7.58	6.06
Pirarucu	9.09		9.09		7.58		12.12		21.21		4.55	
Rays			3.03	3.03		3.03	3.03	6.06				
Sarapó												

Sarda			3.03							
Snake					6.06				3.03	
Surubim	10.61		18.18		10.61		12.12	3.03	6.06	4.55
Tambaqui			1.52							
Traíra	3.03				1.52				1.52	1.52
Tucunaré	7.58	24.24	50	18.18	4.55	3.03	9.09	3.03	6.06	1.52

S3. Questionnaire used in the interviews with fishers. Not all questions were analyzed in this study; the questions included in this study are **marked in bold**.

INTERVIEWS ABUNDANCE FISH

River: _____ Communities: _____ Date: _____

Name: _____ Gender: () M () F Age: _____

Fishing experience: _____ How long have you lived in region: _____

1) Show the fish photo, if more than one species is recognized, ask about the most common one. Note: On the back, note the fish number. * more than one photo

Fish	Do you fish or have ever fished?	What was the best catch (how many kg)?	What's the biggest size you got (cm, measure with tape)?	When was the best fishing?
1. Tambaqui				
2. Filhote (piraiába)				
3. Pirarucu				
4. Pirarara				

5. Tucunaré*				
6. Surubim*				
7. Matrinchã (Jatuarana)				

2) Temporal shift in abundance:

Fish	The amount of fish when he started fishing:			Why changed?
	Decreased	Equal	Increased	
1. Tambaqui				
2. Filhote (Paraíba)				
3. Pirarucu				
4. Pirarara				
5. Tucunaré*				
6. Surubim*				
7. Matrinxã (Jatuarana)				

3) Information about the diet of the following fish (show photos):

Fish	What does this fish eat?	Who eats this fish?
------	--------------------------	---------------------

1. Piranha		
2. Pescada		
3. Jaraqui		
4. Aracu		
5. Tucunaré		
6. Charuto		

CAPÍTULO 2:

Tabela S1: Espécies de plantas citadas pelos pescadores nos rios Negro, Tapajós e Tocantins:

	Espécie	Família	Negro	Tapajós	Tocantins
Abacatirana	indet.	Lauraceae	X		
Abiurana	<i>Pouteria glomerata</i>	Sapotaceae	X		
Açaí	<i>Euterpe oleracea</i>	Arecaceae	X	X	X
Ajuru	<i>Chrysobalanus icaco</i>	Chrysobalanaceae	X	X	
Andiroba	<i>Carapa guianensis</i>	Meliaceae	X	X	
Apuí	<i>Clusia</i> sp.	Clusiaceae		X	
Araçá	<i>Psidium</i> sp.	Myrtaceae	X	X	
Arapari	<i>Macrolobium acaciifolium</i>	Leguminosae	X		
Arroz de várzea	<i>Oryza perennis</i>	Poaceae	X	X	
Assacu	<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae			X
Azeitona	<i>Syzygium cumini</i>	Myrtaceae		X	
Bacuri	<i>Platonia</i> sp.	Clusiaceae	X	X	
Bananinha	<i>Musa x paradisiaca</i>	Musaceae			X
Barrota	indet.		X		
Breu	<i>Protium</i> sp.	Burseraceae			X
Buriti	<i>Mauritia flexuosa</i>	Arecaceae	X	X	
Buxuxu	<i>Miconia</i> sp.	Melastomataceae	X		
Cajarana canarana	<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	X	X	
Caju-açú	<i>Anacardium giganteum</i>	Anacardiaceae			X
Camapu	<i>Physalis angulata</i>	Solanaceae			X
Capitari	<i>Handroanthus barbatus</i>	Bignoniaceae	X	X	
Capuchinha	<i>Tropaeolum majus</i>	Tropaeolaceae			X
Caramuri	<i>Pouteria</i> sp.	Sapotaceae	X		
Caranã	<i>Mauritiella armata</i>	Arecaceae	X	X	
Carauaçú	<i>Symmeria paniculata</i>	Polygonaceae		X	
Careca	<i>Margaritaria</i> sp.	Euphorbiaceae	X		
Cariperana	<i>Hirtella</i> sp. ou <i>Licania</i> sp.	Chrysobalanaceae	X	X	
Castanha	<i>Bertholletia excelsa</i>	Lecythidaceae			X
Catauari	<i>Crataeva tapia</i>	Capparaceae	X	X	
Caxinguba	<i>Ficus maxima</i>	Moraceae			X
Crista-de-galo	<i>Securidaca</i> sp.	Polygalaceae	X	X	
Cuiarana	<i>Terminalia</i> sp.	Combretaceae	X	X	
Embaúba	<i>Cecropia concolor</i>	Cecropiaceae	X		X
Envireira	<i>Annona sericea</i>	Annonaceae	X	X	X
Favinha	<i>Dimorphandra mollis</i>	Fabaceae	X	X	
Feijão do rio	<i>Neea opposita</i>	Nyctaginaceae		X	
Fruta sapo	<i>Tabernaemontana elegans</i>	Apocynaceae			X
Fruta-pão	<i>Artocarpus camansi</i>	Moraceae			X

Gameleira	<i>Ficus christianii</i>	Moraceae			X
Guajará	<i>Neoxythece elegans</i>	Sapotaceae	X	X	
Inajá	<i>Attalea maripa</i>	Arecaceae	X	X	
Ioioca	indet.	Chrysobalanaceae			X
Jacareuba	<i>Calophyllum brasiliense</i>	Clusiaceae	X		
Jacatirana	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	Melatomastaceae	X		
Jambo	<i>Syzygium malaccense</i>	Myrtaceae		X	
Jará	<i>Leopoldina pulchra</i>	Arecaceae	X	X	
Jauari	<i>Astrocaryum jauari</i>	Arecaceae	X	X	X
Jenipapo	<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae	X	X	
Limoarana	<i>Casearia ulmifolia</i>	Flacourtiaceae			X
Limoeiro	<i>Citrus</i> sp.	Rutaceae			X
Louro	indet.	Lauraceae	X		X
Macaúba	<i>Acrocomia</i> sp.	Arecaceae	X	X	
Mandioca	<i>Manihot esculenta</i>	Euphorbiaceae			X
Mandubi	<i>Arachis hypogaea</i>	Fabaceae	X	X	
Manga	<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae	X	X	X
Marajá	<i>Bactris maraja</i>	Arecaceae	X	X	
Mata-fome	<i>Paullinia clathrata</i>	Sapindaceae			X
Melanciarana	<i>Rosenbergiodendron longiflorum</i>	Rubiaceae			X
Munguba	<i>Pseudobombax munguba</i>	Bombacaceae		X	
Mureru	<i>Eichornea</i> sp.	Pontederiaceae		X	
Muruá	indet.			X	
Muruci/Murici	<i>Byrsonima crassifolia</i>	Malpighiaceae	X	X	X
Mururé	<i>Brosimum acutifolium</i>	Moraceae			X
Olho de peixe	<i>Cybianthus</i> sp.	Primulaceae	X		
Paraquari	indet.			X	
Parreira	<i>Abuta grandifolia</i>	Menispermaceae		X	X
Pau-d'arco	<i>Tabebuia serratifolia</i>	Bignoniaceae	X	X	
Perereçá	indet.		X	X	
Pimenta d'água	<i>Capsicum</i> sp.	Solanaceae		X	
Piquiarana	<i>Caryocar</i> sp.	Caryocaraceae	X	X	
Pirauixi	<i>Couepia paraensis</i>	Chrysobalanaceae	X	X	
Prumumbuca	<i>Cordia scabrifolia</i>	Boraginaceae			X
Puruí	<i>Alibertia</i> sp.	Rubiaceae		X	
Samaúma	<i>Ceiba petandra</i>	Bombacaceae			X
Sarabatu	indet.			X	
Sarão	<i>Myrciaria dubia</i>	Myrtaceae			X
Saúba	indet.			X	
Seringa	<i>Hevea brasiliensis</i>	Euphorbiaceae	X	X	X
Socoró	<i>Mouriri</i> sp.	Melatomataceae	X	X	
Sucuúba	<i>Himatanthus</i> sp.	Apocynaceae			X
Taquari	<i>Mabea</i> sp.	Euphorbiaceae	X	X	
Tartaruginha	<i>Alchornea fluviatilis</i>	Euphorbiaceae		X	X

Tarumã	<i>Vitex</i> sp.	Lamiaceae		X	
Tataá	indet.		X	X	
Tatajuba	<i>Bagassa guianensis</i>	Moraceae	X	X	
Tinteira	<i>Laguncularia racemosa</i>	Combretaceae			X
Tucumã	<i>Astrocaryum vulgare</i>	Arecaceae	X	X	X
Ucuúba	<i>Virola</i> sp.	Myristicaceae	X		
Urtiga	<i>Laportea</i> sp.	Urticaceae			X
Uruá	<i>Cordia bicolor</i>	Boraginaceae	X	X	
Urucurana	<i>Sloanea</i> sp.	Elaeocarpaceae	X	X	
Urumutã	indet.		X		

CAPÍTULO 3:

Tabela S1: Média e desvio padrão (DP) da idade dos entrevistados e do tempo de experiência na pesca. UC= Está contida ou não em Unidade de conservação no rio Tapajós.

Comunidades	UC ^a	Porção	Número no mapa	Número de entrevistados	Idade (\pm DP)	Experiência na pesca (\pm DP)
Alter do Chão	APA	baixo	2	15	53,73 \pm 10,58	39,13 \pm 8,35
Pindobal	APA	baixo	3	14	54,29 \pm 14,08	38,43 \pm 14,04
Ponta de Pedras	APA	baixo	1	14	56,21 \pm 13	41,86 \pm 10,99
Acaratinga	FLONA	baixo	6	10	54,9 \pm 15,3	42,9 \pm 14,2
Aramanaí	FLONA	baixo	4	2	60,5 \pm 0,71	48 \pm 2,83
Maguari	FLONA	baixo	5	15	51,60 \pm 14,83	41,07 \pm 14,10
Pedreira	FLONA	baixo	9	6	50,67 \pm 7,09	34,17 \pm 7,86
Pini	FLONA	baixo	10	16	50,73 \pm 13,19	38,13 \pm 13,13
Piquiatuba	FLONA	baixo	8	13	51,38 \pm 14,49	38,08 \pm 14,89
Prainha	FLONA	baixo	11	6	51 \pm 13,73	36,33 \pm 15,34
São Domingos	FLONA	baixo	7	10	51,00 \pm 7,50	30,10 \pm 11,11
Boim	RESEX	baixo	27	19	53,63 \pm 8,86	40,24 \pm 9,30
Jauarituba	RESEX	baixo	26	14	44,36 \pm 11,41	32,36 \pm 11,10
Surucuá	RESEX	baixo	25	16	51,56 \pm 11,49	39,00 \pm 12,04
Vila do Amorim	RESEX	baixo	24	14	50,21 \pm 16,32	35,64 \pm 14,93
Barreiras	NÃO	médio	16	16	45,81 \pm 7,75	29,06 \pm 6,62
Boa Vista do Tapajós	NÃO	médio	20	3	65 \pm 14	53,33 \pm 15,31
Brasília Legal	NÃO	médio	15	13	53,85 \pm 10,77	37,77 \pm 13,08
Canaã	NÃO	médio	21	6	53,33 \pm 12,23	31,23 \pm 12,36
Cauaquepá	NÃO	médio	14	9	49,67 \pm 9,43	31,67 \pm 7,95
Fordlândia	NÃO	médio	13	5	63,80 \pm 18,57	44 \pm 14,27
Itaituba	NÃO	médio	19	11	49,55 \pm 8,63	29,82 \pm 6,52
Jacareacanga	NÃO	médio	23	21	48,38 \pm 7,60	33,90 \pm 8,11
Miritituba	NÃO	médio	18	10	53,10 \pm 9,42	35,20 \pm 9,99
Pedra Branca	NÃO	médio	17	12	49,73 \pm 14,07	30,92 \pm 11,34
São Luiz do Tapajós	NÃO	médio	22	15	55,6 \pm 9,60	38,80 \pm 7,91
Urucurituba	NÃO	médio	12	6	55,67 \pm 16,03	36,67 \pm 15,49
Total:				268	51,93 \pm 11,92	36,64 \pm 11,83

^a APA= Área de proteção ambiental, FLONA= Floresta Nacional do Tapajós, RESEX= Reserva Extrativista