



## ESTUDO SOBRE A INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL E URBANIZAÇÃO SOBRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PEIXES NA VÁRZEA AMAZÔNICA

**Diego Valente Pereira.** Doutorando em Biologia de Água Doce e Pesca Interior no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). [diegovalentep@gmail.com](mailto:diegovalentep@gmail.com)

**Samuel Carvalho De Benedicto.** Professor do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade da Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-Campinas). [samuel.benedicto@puc-campinas.edu.br](mailto:samuel.benedicto@puc-campinas.edu.br)

### Resumo

Múltiplos fatores de origem antrópica, como urbanização, desmatamento e sobrepesca, exercem pressão crescente sobre as assembleias de peixes de água doce. Aqui, testamos a hipótese de que a extensão espacial de florestas em lagos de várzea e a distância em relação ao centro urbano mais próximo influenciam a riqueza de peixes da Amazônia, um dos maiores hotspots de biodiversidade do planeta. Modelamos a riqueza total de espécies, riqueza de migradores e espécies residentes como variáveis respostas e as áreas de floresta e distância do centro urbano como variáveis explicativas. Encontramos evidências de que o declínio na riqueza de espécies de peixes na várzea amazônica, em parte, ocorre em função da redução de áreas florestais das zonas litorâneas dos lagos e da proximidade de centros urbanos. Assim, sugerimos que ações antrópicas diretas como desmatamento e indiretas como pressão pesqueira dos mercados urbanos induzem a redução da diversidade de espécies de peixes na várzea amazônica.

**Palavras-chave:** Amazônia, biodiversidade, pressão humana, ictiofauna.

### 1. Introdução

O Antropoceno deu início a inúmeros efeitos antropogênicos diretos e indiretos em diversos táxons, incluindo peixes, com evidências crescentes de que a biodiversidade da água doce já está entre as mais ameaçadas do mundo e com tendência de intensificação dessas ameaças no futuro (CRUTZEN, 2006; REID et al., 2019). Somente de 1970 a 2014 as populações de água doce diminuíram 83% e, entre todos os vertebrados, os peixes de água doce tiveram a maior taxa de extinção no século XX (GROOTEN; ALMOND, 2018; PEREIRA; NAVARRO; MARTINS, 2012). Dentre os estressores ecológicos, a “destruição ou degradação de habitat” se destaca como uma das principais causas de declínios de organismos de água doce no mundo (DUDGEON et al., 2006).

Nos ambientes tropicais, um dos habitats mais importantes para as comunidades de peixes são as florestas, através do aumento da heterogeneidade na estrutura física e disponibilidade de materiais alimentares (LO et al., 2020). Os habitats florestais e de água doce estão intrinsecamente ligados, trocando fluxos de água, energia e materiais orgânicos e inorgânicos (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Entretanto, tais habitats de florestas sofreram perdas acentuadas nas últimas décadas em função de diversas atividades como o desenvolvimento da agricultura, energia hidrelétrica e assentamentos humanos (BUCHHORN et al., 2020; LO et al., 2020). Diante disso, a resposta das comunidades de peixes de água doce está intimamente ligada a

essas condições ambientais determinísticas que filtram tanto a ocorrência quanto a abundância de espécies (ARANTES et al., 2018; LO et al., 2020).

Na Amazônia, um dos principais hotspots de biodiversidade do planeta, há evidências de que a remoção de florestas de várzea reduz as taxas de capturas das pescarias comerciais (BARROS et al., 2020; CASTELLO et al., 2017), assim como a riqueza e a abundância (Freitas et al., 2018; Lobón-Cervia et al., 2015), com homogeneização espacial da comunidade de peixes e à redução da diversidade funcional (ARANTES et al., 2018, 2019). Essas descobertas demonstram que a manutenção de níveis sustentáveis das assembleias dos peixes amazônicos requer a conservação de uma cobertura florestal significativa (LO et al., 2020). No entanto, embora a relação entre cobertura florestal e assembleias de peixes já tenha sido relatada na Amazônia, dada a sua variedade de habitats e impactos da urbanização cada vez mais acentuados, uma compreensão contínua desta questão é extremamente necessária (FREITAS et al., 2018).

Os impactos antrópicos nas assembleias de peixes tendem a ser cumulativos, com o aumento da demanda dos grandes centros urbanos podendo ser um importante fator de esgotamento da vida selvagem (KEPPELER et al., 2018; TREGIDGO et al., 2017). A proximidade de grandes assentamentos humanos pode estar associada a uma maior degradação ambiental, devido a maior demanda por recursos naturais (por exemplo, maior intensidade de pesca), maiores taxas de desmatamento, resíduos e poluição (DEFRIES et al., 2010; SETO; GÜNERALP; HUTYRA, 2012). Na Amazônia, há suporte para a ideia que a distância dos centros urbanos é relacionada positivamente à dominância de peixes com grandes tamanhos, indicando possíveis efeitos humanos diretos causados pela pesca ou efeitos indiretos pela alteração do habitat (KEPPELER et al., 2018; TREGIDGO et al., 2017).

Aqui, testamos a hipótese de que a extensão espacial de habitats florestais que circundam lagos de várzea na Amazônia e a distância em relação ao centro urbano mais próximo influenciam significativamente a riqueza taxonômica e funcional das assembleias de peixes. Usamos as possíveis relações resultantes para inferir os potenciais impactos nas assembleias de peixes da perda de floresta e indiretamente da pressão humana, considerando a distância dos centros urbanos.

## 2. Fundamentação teórica

### 2.1. Mudanças antrópicas na cobertura florestal

Apesar das práticas de uso da terra variarem significativamente em todo o mundo, seu resultado final é geralmente o mesmo: a aquisição de recursos naturais para necessidades humanas imediatas, muitas vezes à custa de condições ambientais insustentáveis (FOLEY et al., 2005). Com isso, embora não haja dúvida de que os padrões globais de forma e processo de ecossistema continuarão a ser influenciados e limitados em grande parte pelo clima e outros fatores geofísicos e bióticos (PÖRTNER et al., 2022), há um consenso crescente de que os

**IV SUSTENTARE & VII WIPIS**  
**WORKSHOP INTERNACIONAL**  
**Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos**  
 de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO GRATUITO TOTALMENTE ONLINE

Realização: SUSTENTARE PUC-CAMPINAS

Apoio: Agência das Bacias PCJ

COMITÊS PCJ

humanos transformaram o padrão do ecossistema na maior parte da biosfera terrestre (ELLIS; RAMANKUTTY, 2008; FRYE et al., 2018).

Onde quer que as populações e atividades humanas estejam presentes, a forma e a dinâmica dos ecossistemas, incluindo a cobertura florestal e seu estado sucessional, são determinados em grande parte pelo tipo, intensidade e duração das interações humanas com esses ecossistemas (ELLIS et al., 2010; ELLIS; RAMANKUTTY, 2008). Estimativas globais indicam que as atividades de uso da terra, principalmente para expansão agrícola e extração de madeira, causaram uma perda líquida de aproximadamente 7 a 11 milhões de km<sup>2</sup> de floresta nos últimos 300 anos (FOLEY et al., 2005). Sendo que essas mudanças na cobertura da terra têm implicações acentuadas para uma ampla variedade de questões, como interação biosfera-atmosfera, biodiversidade, funcionalidade do ecossistema, balanço energético da superfície terrestre, ciclos biogeoquímicos e desenvolvimento sustentável (LIU et al., 2021).

Quanto a perda de cobertura florestal, o cenário brasileiro não é excludente ao restante do cenário global, com a atual gestão do governo federal sendo reconhecida pelo alto desmatamento, principalmente na Amazônia (FERRANTE; FEARNSSIDE, 2019). Somente de 1985 a 2017, estimasse que o Brasil tenha perdido aproximadamente 71 Mha de vegetação natural (SOUZA JR et al., 2020). Na Amazônia, apesar do aumento dos estudos visando compreender os efeitos da perda de florestal sobre a biodiversidade tenha aumentado, a maioria das análises se concentra em áreas de terra firme, fazendo com que a importância das áreas alagáveis da sejam, na maioria das vezes, omitidas ou subestimadas (CASTELLO; MACEDO, 2016; HESS et al., 2015). Entretanto, o histórico de impacto antropogênico nessas áreas são datadas desde o século XIX, principalmente da várzea, pela extração seletiva de madeira, atividades agrícolas, barragens de pequeno e grande porte, pecuária e pesca em larga escala (ALBERNAZ; AYRES, 1999; CASTELLO et al., 2015; FREITAS et al., 2022; RENÓ; NOVO, 2019).

## 2.2. Assembleias de peixes e cobertura florestal na Amazônia

A Bacia Amazônica contém a maior biodiversidade de água doce da Terra (TISSEUIL et al., 2013). Somente a ictiofauna é composta por 2.716 espécies válidas, incluídas em 529 gêneros, 60 famílias e 18 ordens, números que fazem da drenagem amazônica, por larga margem, a bacia com a ictiofauna mais rica do mundo (DAGOSTA; PINNA, 2019). A grande maioria dessa fauna de peixes é representada por espécies adaptadas a terras baixas, com poucas espécies tendo uma distribuição geográfica restrita acima de 300 m de altitude (JÉZÉQUEL et al., 2020; OBERDORFF et al., 2019). E, assim como em outras bacias neotropicais, as ordens mais ricas em espécies são Characiformes e Siluriformes (DAGOSTA; PINNA, 2019).

Muitas espécies de peixes de várzea amazônica desenvolveram estratégias que permitem a exploração de habitats e recursos alimentares na vegetação inundada, principalmente durante o aumento do nível dos rios (GOULDING, 1980). Esses movimentos sazonais dos peixes permitem maiores oportunidades de alimentação, taxas de crescimento e/ou sucesso reprodutivo, com respostas diferenciais de alguns grupos funcionais aos gradientes da paisagem (ARANTES et al., 2018; FERNANDES, 1997). Achados recentes demonstraram que os padrões espaciais

da biodiversidade de peixes estão associados à cobertura florestal, sugerindo que o desmatamento das planícies de inundação do rio Amazonas ocasiona a homogeneização espacial das assembleias de peixes, com redução da biomassa e diversidade funcional (ARANTES et al., 2018, 2019). Além da floresta, a importância dos arbustos inundados também já foi evidenciada, com a riqueza total de espécies aumentando com a cobertura arbustiva, assim como a riqueza de espécies residentes e onívoras (FREITAS et al., 2018; LOBÓN-CERVIA et al., 2015).

Usando dados de pescarias comerciais, Castello et al. (2017) demonstraram que floresta de várzea exerceu um efeito positivo na captura de peixes. E Barros et al. (2020), corroboram essas evidências mostrando quantitativamente que os desmatamentos de várzeas de fato reduzem a captura. Esses achados sugerem que a perda contínua de cobertura florestal causa sérios efeitos prejudiciais para o funcionamento dos ecossistemas de várzea, bem como a pesca e os meios de subsistência que eles sustentam.

### 2.3. Efeitos da urbanização sobre as assembleias de peixes

As atividades humanas estão exercendo impactos crescentes no meio ambiente em todas as escalas, de muitas maneiras superando os processos naturais (CRUTZEN, 2006; ELLIS; RAMANKUTTY, 2008). Dentre as ações antrópicas a urbanização é um dos principais fatores que induzem a redução da biodiversidade, incluindo a diversidade das assembleias de peixes de água doce (DUDGEON et al., 2006; REID et al., 2019). A acessibilidade do ecossistema é o principal fator de suas condições, com os ecossistemas mais acessíveis sendo os que correm maior risco de esgotamento devido a maior demanda por recursos naturais, no caso dos peixes, através da atividade pesqueira (DEFRIES et al., 2010; SETO; GÜNERALP; HUTYRA, 2012).

Na Amazônia, o efeito da urbanização sobre os peixes já foi evidenciado, Tregidgo et al. (2017) mostraram um declínio nos estoques de *Colossoma macropomum*, com um impacto que se estende por mais de 1.000 km da cidade de Manaus. Esses autores estimaram uma redução de até 50% no tamanho do corpo e na taxa de captura. Entretanto, a sombra de defaunação ao redor de Manaus, impulsionada pela demanda urbana por alimentos, pode colapsar não apenas as espécies capturadas, mas também sua função ecológica (COSTA-PEREIRA et al., 2018). Como o tamanho do corpo está positivamente associado à dispersão de sementes a longa distância (ANDERSON et al., 2011), a redução no tamanho de tambaqui pode comprometer também a diversidade genética de plantas da várzea (COSTA-PEREIRA et al., 2018).

A proximidade de centros urbanos impacta a composição e estrutura das assembleias de peixes de lagos de várzea na Amazônia (KEPPELER et al., 2018; TREGIDGO et al., 2017). Há evidências que a distância dos lagos ao centro urbano é positivamente relacionada ao tamanho médio dos peixes e à dominância de peixes grandes, indicando efeitos antrópicos diretos causados pela pesca excessiva ou efeitos indiretos pela alteração do habitat (KEPPELER et al., 2018). Além disso, os mercados urbanos parecem conduzir a uma maior seletividade de espécies de peixes, com uma diversidade de espécies significativamente menor nas capturas comerciais (FREITAS; RIVAS, 2006; TREGIDGO et al., 2021), o que pode explicar em parte a sobrepesca de algumas espécies comercialmente importantes na região (PETRERE JR, 1986).





# IV SUSTENTARE & VII WIPIS

## WORKSHOP INTERNACIONAL

### Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos

de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO  
GRATUITO  
TOTALMENTE  
ONLINE

Realização:



SUSTENTARE  
PUC-CAMPINAS



WIPIS  
BIO-OP

Apoio:



Agência das Bacias PCJ



COMITÊS PCJ

### 3. Metodologia

#### 3.1. Área de estudo

As assembleias de peixes foram amostradas em 15 lagos na planície de inundação da Amazônia central ao longo rio Amazonas (Figura 1). Os lagos estão situados aproximadamente entre 5 e 60 km de distância dos principais centros urbanos e dentro do raio de um possível efeito de defaunação ocasionado pela urbanização (Tregidgo et al., 2017).

**Figura 1:** Mapa da área de estudo mostrando os lagos, as cidades e a cobertura florestal ao longo do rio Amazonas.



Fonte: Autor (ano).

#### 3.2 Amostragem de peixes

As pesquisas de campo foram realizadas durante os anos de 2006, 2007 e 2011, com amostragens durante os períodos de cheia e seca do rio. Os peixes foram coletados usando um conjunto padrão de 11 redes de espera flutuantes, com 15 m de comprimento e 2 m de altura (com 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110, 120 e 130 mm de tamanhos de malha entre nós



opostos). O esforço amostral foi avaliado por curvas de rarefação.

Os peixes foram eutanasiados por choque térmico e geralmente identificados em campo. Amostras não identificadas foram fixadas em formol a 10% e identificadas posteriormente em laboratório. Seguimos a classificação de Freitas et al. (2018) e categorizamos as espécies segundo o comportamento migratório (migradores e residentes). As coletas de peixes foram feitas sob as licenças 30052-1, 50662-1 (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio/Brasil).

### 3.3 Estimativa da cobertura florestal

Para quantificar a área de cobertura florestal, usamos mapas de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomias (<http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas>, acessado em 01 de julho de 2022). Esses dados são produzidos a partir de classificação pixel a pixel de imagens dos satélites Landsat (resolução de 30 m) (SOUZA JR et al., 2020). A classe florestal inclui florestas em diferentes estágios que não sofreram conversão antrópica, matas de savana, manguezais e restingas arborizadas (SOUZA JR et al., 2020).

Quantificamos as áreas de floresta (km<sup>2</sup>) em função de buffers circulares ao redor de cada local de amostragem de peixes, com base em um raio de 2.000 m, escala de análise considerada adequada para a região (Freitas et al., 2018; Lobón-cerviá, 2015). As áreas foram calculadas usando o número de pixels da classe de floresta dentro de cada buffer a cada ano (usamos dados de 2007 e 2011 para comparar com a disponibilidade temporal das coletas de peixes). Todas as análises foram realizadas no software Qgis, versão 3.18.

### 3.4. Estimativa da distância dos centros urbanos

A distância entre o lago de várzea e o centro urbano foi medida como a distância mais curta (km) entre ambos através do canal principal. A distância aos centros urbanos está relacionada ao acesso a mercados com maiores demandas e custos de pesca mais reduzidos, podendo ocasionar assim maior pressão pesqueira pela frota comercial (Keppeler et al., 2018; Tregidgo et al., 2017).

### 3.5 Análise de dados

Regressões lineares foram usadas para avaliar as relações entre as assembleias de peixes com a área de floresta e a distância do centro mais próximo de acordo com os períodos de cheia e seca. Modelamos a riqueza total de espécies, riqueza de migradores e residentes como variável resposta e as áreas de floresta e distância do centro urbano como variáveis explicativas. Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram avaliados pelo teste de Shapiro-Wilk e Breusch-Pagan (ZAR, 2010). Em casos de ausência de normalidade, usamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) baseados em uma distribuição de probabilidade de Poisson. Para minimizar os efeitos da autocorrelação entre variáveis, um fator de inflação de variância (VIF) menor que 2 foi utilizado como critério para a inclusão das variáveis nos modelos (DORMANN et al., 2013). Também usamos o método stepwise para seleção das variáveis dos modelos finais. Gráficos de dispersão com linhas de tendência foram apresentados para variáveis com relações estatisticamente significativas. Usamos o R<sup>2</sup> e o pseudo-R<sup>2</sup> para avaliar o ajuste dos modelos. Todas as análises foram realizadas no R Statistical Software (R CORE TEAM, 2020), com nível

de significância de 5%.

#### 4. Resultados

Foram coletadas um total de 178 espécies, pertencentes a oito ordens, com Characiformes sendo o grupo mais diverso com 73 espécies, seguido de Siluriformes com 64 (Tabela 1). A riqueza de espécies residentes (122) foi maior do que o número de espécies migradoras (55). Esses resultados vão de encontro ao fato da Bacia Amazônica ser reconhecida por abrigar a maior biodiversidade de água doce da Terra (TISSEUIL et al., 2013). Isso é especialmente verdadeiro para os peixes, já que há 2.716 espécies reconhecidas na bacia (com destaque para os Characiformes e Siluriformes), pertencentes a 529 gêneros, 60 famílias e 18 ordens, representando aproximadamente 15% dos peixes de água doce do mundo (DAGOSTA; PINNA, 2019; JÉZÉQUEL et al., 2020; TEDESCO et al., 2017). No entanto, essa diversidade de peixes ainda é provavelmente subestimada, dado o grande número de novas espécies descritas a cada ano (ANTONELLI et al., 2018; MACHADO et al., 2018).

**Tabela 1: Lista de espécies por ordem. E, estratégia de migração; C, período de cheia; S, período de seca; M, migradores; R, residentes.**

Characiformes	E	C	S		E	C	S
<i>Curimata inornata</i>	M	X	X	<i>Metynnis argenteus</i>	R	X	X
<i>Curimata knerii</i>	M	X	--	<i>Metynnis hypsauchen</i>	R	X	X
<i>Curimata ocellata</i>	R	X	X	<i>Moenkhausia lepidura</i>	R	--	X
<i>Curimata vittata</i>	R	X	X	<i>Myleus torquatus</i>	R	X	--
<i>Curimatella meyeri</i>	R	X	X	<i>Myloplus rubripinnis</i>	R	X	--
<i>Cyphocharax abramoides</i>	R	X	--	<i>Mylossoma aureum</i>	M	X	X
<i>Potamorhina altamazonica</i>	M	X	X	<i>Mylossoma duriventre</i>	M	X	X
<i>Potamorhina latior</i>	M	X	X	<i>Piaractus brachypomus</i>	M	X	X
<i>Potamorhina pristigaster</i>	R	X	X	<i>Pristobrycon calmoni</i>	R	X	X
<i>Psectrogaster amazonica</i>	M	X	X	<i>Pygocentrus nattereri</i>	R	X	X
<i>Psectrogaster essequibensis</i>	M	X	X	<i>Roeboides myersii</i>	R	X	X
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	M	X	X	<i>Serrasalmus altispinis</i>	R	X	X
<i>Prochilodus nigricans</i>	M	X	X	<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	R	X	X
<i>Semaprochilodus insignis</i>	M	X	X	<i>Serrasalmus elongatus</i>	R	X	X
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	M	X	X	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	R	X	X
<i>Anodus elongatus</i>	M	X	X	<i>Serrasalmus serrulatus</i>	R	X	X
<i>Anodus orinocensis</i>	M	X	X	<i>Serrasalmus spilopleura</i>	R	X	X
<i>Hemiodus atranalis</i>	R	X	--	<i>Agoniates anchovia</i>	M	--	X
<i>Hemiodus immaculatus</i>	M	X	X	<i>Triportheus albus</i>	M	X	X
<i>Hemiodus microlepis</i>	M	X	X	<i>Triportheus angulatus</i>	M	X	X
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	M	X	X	<i>Triportheus auritus</i>	M	X	X
<i>Hemiodus sp.</i>	--	X	X	<i>Triportheus elongatus</i>	M	X	X





# IV SUSTENTARE & VII WIPIS

WORKSHOP INTERNACIONAL

Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos

de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO GRATUITO TOTALMENTE ONLINE

Realização:



Apoio:



<i>Anostomoides laticeps</i>	M	--	X	<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	R	X	X
<i>Laemolyta proxima</i>	M	X	--	<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	R	X	X
<i>Laemolyta taeniata</i>	M	--	X	<i>Cynodon gibbus</i>	R	X	X
<i>Leporinus amazonicus</i>	M	X	--	<i>Hydrolycus scomberoides</i>	M	X	X
<i>Leporinus friderici</i>	R	X	X	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	M	X	X
<i>Leporinus trifasciatus</i>	M	X	X	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	R	X	X
<i>Leporinus spp.</i>	--	X	X	<i>Hoplias malabaricus</i>	R	X	X
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	M	X	X	<i>Boulengerella lucius</i>	R	X	X
<i>Rhytiodus microlepis</i>	M	X	X	<i>Boulengerella maculata</i>	R	X	X
<i>Schyzodon fasciatus</i>	M	X	X	<i>Brycon amazonicus</i>	M	X	X
<i>Schyzodon vittatus</i>	M	X	X	<i>Brycon melanopterus</i>	M	X	X
<i>Chalceus erythrurus</i>	R	X	X	<i>Bryconops caudomaculatus</i>	R	--	X
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	R	X	X	<i>Catoprius mento</i>	R	X	X
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	R	X	X	<i>Colossoma macropomum</i>	M	X	X
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	R	X	X				
<b>Siluriformes</b>							
<i>Cetopsis coecutiens</i>	R	--	X	<i>Ageneiosus atronassus</i>	R	X	X
<i>Dianema longibarbis</i>	R	X	X	<i>Ageneiosus brevis</i>	R	X	X
<i>Dianema urostriatum</i>	R	X	X	<i>Ageneiosus inermis</i>	R	X	X
<i>Hoplosternum littorale</i>	R	X	X	<i>Ageneiosus piperatus</i>	R	X	X
<i>Megalechis thoracata</i>	R	X	X	<i>Ageneiosus vittatus</i>	R	X	X
<i>Ancistrus dolichocephalus</i>	R	X	--	<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	R	X	X
<i>Ancistrus hoplogenys</i>	R	X	X	<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	R	X	X
<i>Dekeyseria amazonica</i>	R	X	X	<i>Auchenipterus britskii</i>	R	X	X
<i>Dekeyseria scaphirhyncha</i>	R	--	X	<i>Auchenipterus dentatus</i>	R	X	X
<i>Loricaria cataphracta</i>	R	X	X	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	R	X	X
<i>Loricaria lentiginosa</i>	R	X	X	<i>Centromochlus heckelii</i>	R	X	X
<i>Loricariichthys maculatus</i>	R	X	X	<i>Epapterus dispilurus</i>	R	X	X
<i>Loricariichthys nudirostris</i>	R	X	X	<i>Trachelyopterichthys taeniatus</i>	R	--	X
<i>Hypoptopoma gulare</i>	R	X	X	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	R	X	X
<i>Hypoptopoma incognitum</i>	R	X	--	<i>Trachycorystes porosus</i>	R	X	X
<i>Hypostomus plecostomus</i>	R	X	--	<i>Tatia intermedia</i>	R	X	X
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	R	X	X	<i>Agamyxis pectinifrons</i>	R	--	X
<i>Squaliforma emarginata</i>	R	X	X	<i>Anadoras grypus</i>	R	X	X
<i>Sturisoma lyra</i>	R	X	X	<i>Astrodoras asterifrons</i>	R	X	--
<i>Brachyplatistoma juruense</i>	M	--	X	<i>Hemiodoras stenopeltis</i>	R	X	X
<i>Calophysus macropterus</i>	M	X	X	<i>Lithodoras dorsalis</i>	M	--	X
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	M	--	X	<i>Megalodoras uranoscopus</i>	R	X	X





# IV SUSTENTARE & VII WIPIS

WORKSHOP INTERNACIONAL

Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos

de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO GRATUITO TOTALMENTE ONLINE

Realização:



Apoio:



<i>Hypophthalmus edentatus</i>	M	X	X	<i>Nemadoras elongatus</i>	R	X	X
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>	M	X	X	<i>Nemadoras hemipeltis</i>	R	X	--
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	M	X	X	<i>Nemadoras humeralis</i>	R	X	--
<i>Leiarius marmoratus</i>	M	X	--	<i>Ossancora punctatus</i>	R	X	X
<i>Pharactocephalus hemioliopterus</i>	M	--	X	<i>Oxidoras niger</i>	R	X	X
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	M	X	X	<i>Pterodoras granulosis</i>	M	X	X
<i>Pimelodus blochii</i>	R	X	X	<i>Scorpiodoras heckelii</i>	R	X	--
<i>Pininampus pirinampu</i>	M	X	X	<i>Trachydoras steindachneri</i>	R	X	--
<i>Platynemateichthys notatus</i>	M	X	X	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	M	X	X
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	M	X	X	<i>Sorubim lima</i>	M	X	X
<b>Perciformes</b>							
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	R	X	X	<i>Hypselecara temporalis</i>	R	X	X
<i>Acarichthys heckelii</i>	R	X	X	<i>Mesonauta festivus</i>	R	X	X
<i>Acaronia nassa</i>	R	X	X	<i>Pterophyllum scalare</i>	R	X	X
<i>Astronotus crassipinnis</i>	R	X	X	<i>Satanoperca acuticeps</i>	R	X	X
<i>Astronotus ocellatus</i>	R	X	X	<i>Satanoperca jurupari</i>	R	X	X
<i>Biotodoma cupido</i>	R	X	--	<i>Symphysodon aequifasciatus</i>	R	--	X
<i>Chaetobranchopsis orbiculares</i>	R	X	X	<i>Uaru amphiacanthoides</i>	R	X	X
<i>Chaetobranchus flavescens</i>	R	X	X	<i>Crenicichla macrophthalma</i>	R	X	--
<i>Chaetobranchus semifasciatus</i>	R	X	X	<i>Crenicichla reticulata</i>	R	X	X
<i>Cichla monoculus</i>	R	X	X	<i>Crenicichla strigata</i>	R	X	--
<i>Cichlasoma amazonarum</i>	R	X	X	<i>Geophagus altifrons</i>	R	X	X
<i>Crenicichla cincta</i>	R	X	X	<i>Heros severus</i>	R	X	X
<b>Gymnotiformes</b>							
<i>Electrophorus electricus</i>	R	X	X	<i>Rhamphichthys rostratus</i>	R	--	X
<i>Gymnotus carapo</i>	R	X	X	<i>Parapteronotus hasemani</i>	R	X	X
<i>Eigenmannina macrops</i>	R	--	X	<i>Synbranchus marmoratus</i>	R	X	--
<i>Sternopygus macrurus</i>	R	X	X				
<b>Clupeiformes</b>							
<i>Anchoviella jamesi</i>	R	X	--	<i>Pellona castelnaeana</i>	M	X	X
<i>Jurengraulis juruensis</i>	R	--	X	<i>Pellona flavipinnis</i>	M	X	X
<i>Lycengraulus batesii</i>	R	X	X	<i>Pristigaster whiteheadi</i>	R	X	X
<i>Ilisha amazonica</i>	R	X	X				
<b>Lepidosireniformes</b>				<b>Osteoglossiformes</b>			
<i>Lepidosideren paradoxa</i>	R	--	X	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	R	X	X
<b>Tetraodontiformes</b>							
<i>Colomesus asellus</i>	R	X	--				

Fonte: Dados da pesquisa (2022).



Durante o período de cheia, as variáveis explicativas área de floresta e distância do centro urbano mais próximo foram variáveis importantes para explicar os três indicadores ecológicos das assembleias de peixe (Tabela 2). A nossa primeira hipótese foi parcialmente apoiada pelos dados: a riqueza de espécies migradoras foi correlacionada positivamente com a área de floresta (Tabela 2; Figura 2 C). A nossa segunda hipótese foi apoiada por relações positivas significativas entre a riqueza total de espécies e riqueza de residentes com a distância do centro urbano mais próximo (Tabela 2; Figura 2 A e B).

Nossos achados demonstrando que a riqueza de espécies migradoras possui uma relação positiva com o aumento da área de floresta são condizentes com achados anteriores, indicando que várias espécies de peixes que migram longitudinalmente ao longo dos canais dos rios, principalmente Characiformes, retornam às planícies de inundação durante os períodos de cheia, entrando nas florestas em busca de refúgio e alimentação (FERNANDES, 1997; GOULDING, 1980). Essas florestas de várzea da Amazônia são importantes fontes de carbono para os peixes, incluindo algumas espécies de elevada importância comercial (por exemplo, *Colossoma macropomum* e *Piaractus brachipomus*), que têm dieta altamente dependente dos frutos e sementes que caem na água (GOULDING et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2006). Análises recentes de isótopos estáveis demonstraram a importância das florestas, como sendo um dos materiais que mais contribuíram para a biomassa de peixes migradores das planícies de inundação oligotróficas do rio Apaporis na Colômbia (CORREA; WINEMILLER, 2018).

**Tabela 2: Resumo dos modelos. df, graus de liberdade residuais; ex, excluído pelo método stepwise; Ns, não significativo.**

Cheia	df	Floresta	Distância	R <sup>2</sup> /Pseudo-R <sup>2</sup>
Riqueza total de espécies	12	Ns	<0,001	0,63
Riqueza de migradores	13	0.03	ex	0,30
Riqueza de residentes	13	ex	0,04	0,62
<b>Seca</b>				
Riqueza total de espécies	12	Ns	Ns	0,03
Riqueza de migradores	12	Ns	Ns	0,43
Riqueza de residentes	12	Ns	Ns	0,01

Fonte: Dados da pesquisa.

As florestas e arbustos inundados têm demonstrado influenciar os padrões espaciais da biodiversidade dos peixes na Amazônia (ARANTES et al., 2018; FREITAS et al., 2018; LOBÓN-CERVIA et al., 2015). Verificou-se que o desmatamento conduz à homogeneização espacial das assembleias de peixes e à redução da diversidade funcional (ARANTES et al., 2018, 2019). Também foram encontradas relações positivas entre o rendimento pesqueiro local e a biomassa de espécies migradoras regionais com a cobertura florestal inundada, demonstrando assim que o desmatamento das planícies aluviais induz a diminuição das capturas de



# IV SUSTENTARE & VII WIPIS

## WORKSHOP INTERNACIONAL

### Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos

de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO GRATUITO TOTALMENTE ONLINE

Realização:

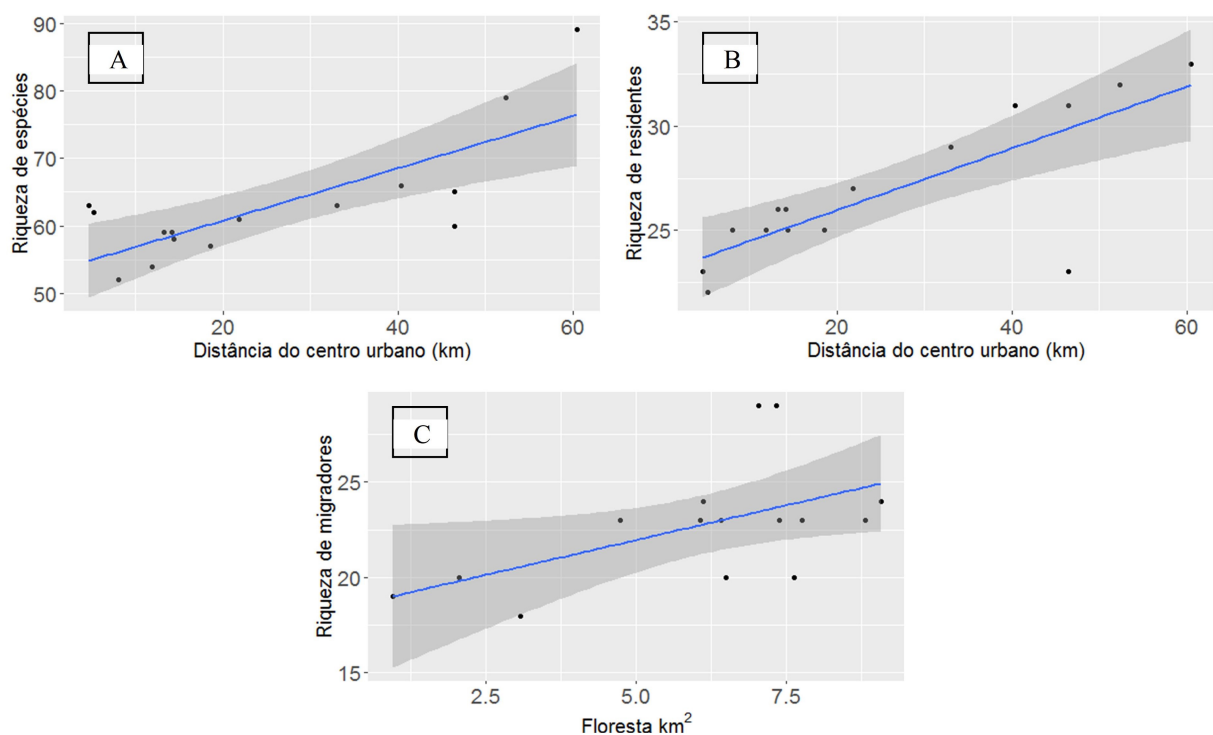



Apoio:




peixe (BARROS et al., 2020; CASTELLO et al., 2017; GOULDING et al., 2019). Aqui, destacamos que a perda de florestas da várzea, induz um declínio na riqueza dessas espécies migradoras. Quando o nível da água sobe, muitas espécies exibem uma forte seleção de habitats estruturalmente complexos de florestas inundadas (CASTELLO, 2008), assim, à medida que o desmatamento diminui a disponibilidade desses habitats para os peixes, pode-se esperar uma menor riqueza de espécies.

**Figura 2: Gráficos de dispersão para variáveis com relações estatísticas significativas. A, relação entre riqueza total de espécies e distância do centro urbano; B, riqueza de residentes e distância do centro urbano; C, riqueza de migradores e área de floresta.**



Fonte: Dados da pesquisa.

A distância dos lagos aos centros urbanos foi um preditor consistente que se correlacionou positivamente com a riqueza total de espécies e riqueza de residentes, o que indicou que lagos distantes são mais ricos em espécies de peixes do que lagos próximos a centros urbanos. Até onde sabemos, essa é a primeira evidência baseada em amostragem de peixes indicando o efeito danoso direto dos centros urbanos sobre a riqueza de espécies de peixes na Amazônia. Usando entrevistas com pescadores rurais, Tregidgo et al. (2017) já haviam demonstrado que a intensa pressão pesqueira ocasionada pelos centros urbanos pode ser a principal responsável pelo declínio de tambaqui (*Colossoma macropomum*) na região, com uma redução de até 50% no ta-



manho do corpo e nas taxas de capturas estendendo-se por mais de 1.000 km de Manaus, a cidade mais populosa da Amazônia brasileira. E Keppeler et al. (2018), demonstraram que a distância dos lagos aos centros urbanos foi positivamente relacionada ao tamanho médio dos peixes e à dominância de peixes grandes, indicando efeitos humanos diretos causados pela pesca ou efeitos indiretos pela alteração do habitat (por exemplo, desmatamento). Aqui, ampliamos essas descobertas recentes e salientamos que o declínio na riqueza de espécies (incluindo espécies residentes) é uma ameaça grave e em plena expansão sobre as assembleias de peixes da Bacia Amazônica.

O efeito evidenciado dos centros urbanos sobre a diversidade de peixes nos lagos de várzea da Amazônia pode ser ocasionado por múltiplos fatores cumulativos, incluindo o aumento da pressão pesqueira ligada ao aumento da demanda seletiva dos mercados urbanos, bem como melhorias de acesso e artes de pesca, como barcos motorizados maiores e redes de emalhar sintéticas (Castello et al., 2015; Petrere Jr, 1986; Tregidgo et al., 2021). Essas ameaças da urbanização na diversidade de peixes tem sido observada principalmente em ecossistemas marinhos, com redução da diversidade filogenética e funcional das populações de peixes (BREWER et al., 2012; D'AGATA et al., 2014). Entretanto, o cenário Neotropical e especialmente o amazônico é pessimista, alimentado por políticas insustentáveis e pressão por desenvolvimento de curto prazo baseado em atividades de alto impacto que podem maximizar o declínio da diversidade de peixes (PELICICE et al., 2021; PELICICE; CASTELLO, 2021).

Na Amazônia, o declínio populacional severo do pirarucu (*Arapaima* sp.), um peixe com característica residente, foi o start para uma rara história de sucesso de conservação, o co-manejo (CASTELLO et al., 2009). Essa estratégia de gestão focada em um único táxon e implementado dentro de uma estrutura de zoneamento das atividades pesqueiras melhorou a estrutura e composição das assembleias de peixes em lagos de várzea (ARANTES; FREITAS, 2016; MEDEIROS-LEAL et al., 2021). Espécies de hábitos sedentários, migrantes de curtas e médias distâncias, foram as que mais se beneficiaram do co-manejo (MEDEIROS-LEAL et al., 2021). Portanto, a continuidade e aprimoramento dessa estratégia de manejo pode ser uma medida que minimize os efeitos dos centros urbanos sobre a riqueza de espécies dos lagos de várzea.

## 5. Conclusões

Há evidências de que o declínio na riqueza de espécies de peixes na várzea amazônica, em parte, ocorre em função da redução de áreas florestais das zonas litorâneas dos lagos e da proximidade de centros urbanos. Assim, embora de forma indireta, há suporte para a ideia que ações antrópicas como desmatamento e pressão pesqueira dos mercados urbanos induzem a redução da diversidade de espécies de peixes na Amazônia brasileira. Este estudo avança nas descobertas recentes sobre os impactos antrópicos nas assembleias de peixes e destaca que lagos localizados mais distantes dos centros urbanos e com maior integridade de habitat apresentam maior potencial para conservação de peixes.

## 6. Referências bibliográficas

ALBERNAZ, A. L. K. M.; AYRES, J. M. Selective logging along the middle Solimoes River. *Advances in Economic Botany*, v. 13, p. 135–151, 1999.



**IV SUSTENTARE & VII WIPIS**  
**WORKSHOP INTERNACIONAL**  
**Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos**  
 de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO GRATUITO TOTALMENTE ONLINE

Realização: SUSTENTARE PUC-CAMPINAS

WIPIS

Apoio: Agência das Bacias PCJ

COMITÊS PCJ

- ANDERSON, J. T. et al. Extremely long-distance seed dispersal by an overfished Amazonian frugivore. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 278, n. 1723, p. 3329–3335, 22 nov. 2011. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.0155>
- ANTONELLI, A. et al. Conceptual and empirical advances in neotropical biodiversity research. **Biodiversity and Conservation**, PeerJ 6: e5644, 2018. <https://doi.org/10.7717/peerj.5644>
- ARANTES, C. C. et al. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 386–395, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>
- ARANTES, C. C. et al. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1-13, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52243-0>
- ARANTES, M. L.; FREITAS, C. E. C. Effects of fisheries zoning and environmental characteristics on population parameters of the tambaqui (*Colossoma macropomum*) in managed floodplain lakes in the Central Amazon. **Fisheries Management and Ecology**, v. 23, n. 2, p. 133–143, 2016. <https://doi.org/10.1111/fme.12164>
- BARROS, D. D. F. et al. Effects of deforestation and other environmental variables on floodplain fish catch in the Amazon. **Fisheries Research**, v. 230, n. May, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105643>
- BREWER, T. D. et al. Market access, population density, and socioeconomic development explain diversity and functional group biomass of coral reef fish assemblages. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 399–406, maio 2012. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.006>
- BUCHHORN, M. et al. Copernicus global land cover layers-collection 2. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p. 1044, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12061044>
- CASTELLO, L. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 17, n. 1, p. 38–46, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00255.x>
- CASTELLO, L. et al. Lessons from integrating fishers of arapaima in small-scale fisheries management at the Mamirauá Reserve, Amazon. **Environmental management**, v. 43, n. 2, p. 197–209, 2009. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9220-5>
- CASTELLO, L. et al. Understanding fishing-induced extinctions in the Amazon. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 25, n. 5, p. 587–598, 2015. <https://doi.org/10.1002/aqc.2491>
- CASTELLO, L. et al. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 3, p. 431–440, 2017. <https://doi.org/10.1111/faf.12261>
- CASTELLO, L.; MACEDO, M. N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 990–1007, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>
- CORREA, S. B.; WINEMILLER, K. Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. **Oecologia**, v. 186, n. 4, p. 1069–1078, 17 abr. 2018. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4093-7>
- COSTA-PEREIRA, R. et al. Defaunation shadow on mutualistic interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 12, p. E2673–E2675, 20 mar. 2018.

<https://doi.org/10.1073/pnas.1801106115>

CRUTZEN, P. J. The “anthropocene”. In: EHLERS, E.; KRAFFT, T. (Eds.). **Earth system science in the anthropocene**. Berlin: Heidelberg: Springer, 2006. p. 13–18.

D’AGATA, S. et al. Human-Mediated Loss of Phylogenetic and Functional Diversity in Coral Reef Fishes. **Current Biology**, v. 24, n. 5, p. 555–560, mar. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.01.049>

DAGOSTA, F. C. P.; PINNA, M. DE. The Fishes of the Amazon: Distribution and Biogeographical Patterns, with a Comprehensive List of Species. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 2019, n. 431, p. 1, 13 jun. 2019. <https://doi.org/10.1206/0003-0090.431.1.1>

DEFRIES, R. S. et al. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 3, p. 178–181, 7 mar. 2010. <https://doi.org/10.1038/ngeo756>

DORMANN, C. F. et al. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27–46, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163–182, 2006. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

ELLIS, E. C. et al. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global ecology and biogeography**, v. 19, n. 5, p. 589–606, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>

ELLIS, E. C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439–447, 2008. <https://doi.org/10.1890/070062>

FERNANDES, C. C. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 6, n. 1, p. 36–44, 1997. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00140.x>

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Brazil’s new president and ‘ruralists’ threaten Amazonia’s environment, traditional peoples and the global climate. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 4, p. 261–263, 24 dez. 2019. <https://doi.org/10.1017/S0376892919000213>

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005. <https://doi.org/10.1126/science.1111>

FREITAS, C. E. C. et al. Fish species richness is associated with the availability of landscape components across seasons in the Amazonian floodplain. **Aquatic Biology**, PeerJ, p. 1–16, 2018. <https://doi.org/10.7717/peerj.5080>

FREITAS, C. E. C. et al. Death by a thousand cuts: Small local dams can produce large regional impacts in the Brazilian Legal Amazon. **Environmental Science & Policy**, v. 136, p. 447–452, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.07.013>

FREITAS, C. E. C.; RIVAS, A. A. F. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Ocidental. **Ciência e Cultura**, v. 58, n. 3, p. 30–32, 2006.

FRYE, C. et al. Using classified and unclassified land cover data to estimate the footprint of



human settlement. **Data Science Journal**, v. 17, p. 20, 2018. <http://doi.org/10.5334/dsj-2018-020>

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

GOULDING, M. et al. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. **Fish and Fisheries**, v. 20, n. 1, p. 138–158, 2019. <https://doi.org/10.1111/faf.12328>

GROOTEN, M.; ALMOND, R. E. A. **Living planet report-2018: aiming higher**. Switzerland: WWF international, 2018.

HESS, L. L. et al. Wetlands of the Lowland Amazon Basin : Extent , Vegetative Cover , and Dual-season Inundated Area as Mapped with JERS-1 Synthetic Aperture Radar. **Wetlands**, v. 35, p. 745–756, 2015. <https://doi.org/10.1007/s13157-015-0666-y>

JÉZÉQUEL, C. et al. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. **Scientific data**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0436-4>

JUNK, W.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. **Canadian Journal of Fishers and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 110–127, 1989.

KEPPELER, F. W. et al. Ecological influences of human population size and distance to urban centres on fish communities in tropical lakes. **Aquatic Conserv: Mar Freshw**, p. 1–14, 2018. <https://doi.org/10.1002/aqc.2910>

LIU, H. et al. Production of global daily seamless data cubes and quantification of global land cover change from 1985 to 2020 - iMap World 1.0. **Remote Sensing of Environment**, v. 258, p. 112364, jun. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112364>

LO, M. et al. The Influence of Forests on Freshwater Fish in the Tropics: A Systematic Review. **BioScience**, v. 70, n. 5, p. 404–414, 2020. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa021>

LOBÓN-CERVIA, J. et al. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. **Hydrobiologia**, v. 750, p. 245–255, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2040-0>

LOBÓN-CERVIÁ, J. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. **Hydrobiologia**, 750(1), p. 245-255, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2040-0>

MACHADO, V. N. et al. One thousand DNA barcodes of piranhas and pacus reveal geographic structure and unrecognised diversity in the Amazon. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1–12, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26550-x>

MEDEIROS-LEAL, W. et al. Single-species co-management improves fish assemblage structure and composition in a tropical river. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 111, 2021. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.604170>

OBERDORFF, T. et al. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. **Science Advances**, v. 5, n. 9, p. 1–10, 2019. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav86>

OLIVEIRA, A. C. B. et al. Seasonality of energy sources of *Colossoma macropomum* in a floodplain lake in the Amazon - lake Camaleao, Amazonas, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 13, n. 3, p. 135–142, jun. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00481.x>

PELICICE, F. M. et al. Human impacts and the loss of Neotropical freshwater fish diversity. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n. 3, 2021. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0134>

PELICICE, F. M.; CASTELLO, L. A political tsunami hits Amazon conservation. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, n. 5, p. 1221–1229, 26 maio 2021. <https://doi.org/10.1002/aqc.3565>

PEREIRA, H. M.; NAVARRO, L. M.; MARTINS, I. S. Global biodiversity change: the bad, the good, and the unknown. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 37, p. 25–50, 2012. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042911-093511>

PETREIRE JR, M. Amazon fisheries I-Variations in the relative abundance of Tambaqui (*Colossoma macropomum* CUVIER, 1818) based on catch and effort data of the gill-net fisheries. **Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas**, v. 9, n. 4, p. 527–547, 1986.

PÖRTNER, H. O. et al. **Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability**. Geneva: The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2022. <https://edepot.wur.nl/565644>

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing: Austria, 2020. Disponível em: <http://www.r-project.org/index.html>. Acesso em: 20 set. 2022.

REID, A. J. et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, n. 3, p. 849–873, 2019. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

RENÓ, V.; NOVO, E. Forest depletion gradient along the Amazon floodplain. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 409–419, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.019>

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 40, p. 16083–16088, 2 out. 2012. <https://doi.org/10.1073/pnas.121165810>

SOUZA JR, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

TEDESCO, P. A. et al. Data Descriptor: A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. **Scientific Data**, v. 4, p. 1–6, 2017. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.141>

TISSEUIL, C. et al. Global diversity patterns and cross-taxa convergence in freshwater systems. **Journal of Animal Ecology**, v. 82, n. 2, p. 365–376, 2013. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12018>

TREGIDGO, D. et al. Urban market amplifies strong species selectivity in Amazonian artisanal fisheries. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n. 3, 2021. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0097>

TREGIDGO, D. J. et al. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 32, p. 8655–8659, 8 ago. 2017. <https://doi.org/10.1073/pnas.1614499114>

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 5th ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall/Pearson, 2010.