



**Serviço Público Federal Universidade Federal do Pará**  
**Campus Universitário de Altamira**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO**



Marcos Augusto Mendes Rocha

**COLONIZAÇÃO E ESTABELECIMENTO DA ICTIOFAUNA EM UM  
GRANDE RESERVATÓRIO CONSTRUÍDO EM TERRA FIRME NA AMAZÔNIA**

Orientador: Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo

Coorientador: Prof. Dr. Friedrich Wolfgang Keppeler

ALTAMIRA - PA Abril – 2024

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ CAMPUS**

**ALTAMIRA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
BIODIVERSIDADE DE CONSERVAÇÃO**

Marcos Augusto Mendes Rocha

**COLONIZAÇÃO E ESTABELECIMENTO DA ICTIOFAUNA EM UM GRANDE  
RESERVATÓRIO CONSTRUÍDO EM TERRA FIRME NA AMAZÔNIA**

Orientador: Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo

Coorientador: Prof. Dr. Friedrich Wolfgang Keppeler

Projeto de pesquisa apresentado à  
Universidade Federal do Pará, como  
parte das exigências do Programa de  
Pós-graduação em Biodiversidade e  
Conservação para a disciplina de  
dissertação.

ALTAMIRA - PA Abril – 2024

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

---

R672c Rocha, Marcos Augusto Mendes.  
Colonização e estabelecimento da ictiofauna em um grande  
reservatório construído em terra firme na Amazônia / Marcos  
Augusto Mendes Rocha. — 2024.  
39 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo  
Coorientador(a): Prof. Dr. Friedrich Wolfgang Keppeler  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,  
Campus Universitário de Altamira, Programa de Pós-Graduação  
em Biodiversidade e Conservação, Altamira, 2024.

1. Colonização e estabelecimento de peixes. 2. Ecologia  
funcional. 3. Ecologia Filogenética. 4. Estrutura taxonômica.  
5. Barragens. I. Título.

CDD 574.526322

---

## **SUMÁRIO:**

1 - INTRODUÇÃO.....	5
2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	8
2.1 - Área de estudo.....	8
2.2 - Coleta dos peixes.....	9
2.3 - Medidas morfológicas e biometria.....	9
2.4 - Filogenia.....	10
2.5 – Análise de dados.....	10
3 – RESULTADOS .....	12
4 - DISCUSSÃO.....	21
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	24
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	31

**RESUMO:** A construção de barragens é uma das principais e mais bem estudadas perturbações antrópicas em ecossistemas fluviais que desencadeia um complexo processo de sucessão nas comunidades de peixes, afetando tanto a composição como a estrutura funcional e filogenética da comunidade. Entretanto, pouco se sabe sobre o processo de colonização e estabelecimento de comunidade aquáticas em reservatórios criados em terra firme. Aqui analisamos a colonização e estabelecimento de peixes utilizando diferentes facetas da biodiversidade (taxonomia, funcional e filogenética) no reservatório intermediário (RI) do complexo Hidrelétrico Belo Monte, terceiro maior do mundo e situado no rio Xingu, Amazônia. O RI, com uma área de 119 km<sup>2</sup>, foi escavado em terra firme adjacente ao rio Xingu, recebendo água do rio por meio de um canal de derivação. Peixes foram coletados trimestralmente em dois sítios no RI usando malhadeiras desde a sua criação em xxx até 2022. Também foram conduzidas amostragens em quatro sítios localizados no rio Xingu para comparação: dois no reservatório principal (RX) e dois no setor a montante do RX (MON). Um total de 133 espécies foram coletadas no RI. Apesar de mudanças entre períodos hidrológicos, a variação interanual foi dominante na estrutura da comunidade. Houve um aumento na diversidade de espécies ao longo do tempo e mudanças graduais na composição de espécies. O RI foi mais similar ao RX do que o MON e a similaridade a ambos setores aumentou com o passar dos anos. A dissimilaridade entre o RI e MON/RX esteve mais relacionada a substituição de espécies e este padrão se manteve constante ao longo do tempo. Destaca-se o aumento da dominância de espécies de maior porte e hábitos bentônicos ao longo do tempo, assim como o número de indivíduos maduros. Estes resultados devem guiar planos de manejo e conservação na região, bem como clarificar processo subjacentes à sucessão de peixes em ecossistemas aquáticos tropicais recém-criados.

Palavras chave: Colonização e estabelecimento de peixes, Ecologia funcional. Ecologia Filogenética, Estrutura taxonômica, Barragens, Belo Monte

## INTRODUÇÃO

O processo de sucessão ecológica é tema chave em entre ecossistemas e grupos taxonomicos, tratado-se de uma mudança gradual e previsível na composição e estrutura de uma comunidade ao longo do tempo (Chang e Turner 2019). A sucessão ecológica é classificada em primária, quando existe o estabelecimento de espécies em ambientes recém-formados, e secundária, quando ocorre a recomposição da comunidade original após uma perturbação (Chang e Turner 2019). A sucessão ecológica é mais bem estudada em ambientes terrestres e geralmente se inicia com a colonização de espécies pioneiras que apresentam características como maturidade precoce, rápido crescimento e alto esforço reprodutivo (Miranda 2009). Estas espécies tendem a ser substituídas ao longo do tempo por espécies tardias que são melhores competidoras, tendo crescimento mais lento, maturidade tardia, maior especificidade a recursos e menor esforço reprodutivo (Miranda 2009). Em última instância, o processo de colonização e estabelecimento da comunidade dependente da história evolutiva e das características funcionais das espécies que compõe o pool regional de espécies onde a área explorada está inserida (Mattes e Martins 1996).

Poucos trabalhos têm explorado a colonização e sucessão ecológica em ambientes aquáticos, a maioria deles focando em mudanças na composição de espécie e riqueza taxonômica, especialmente em reservatorios (Agostinho et al. 2016; Boersma et al. 2016). (Agostinho et al. 1999; De Mérona e Vigouroux 2012) . Em reservatorios criados em rios a perturbação resultante da mudança do ambiente lótico para o lêntico causa uma substituição de espécies de peixes ao longo do tempo (referencias). Inicialmente, existe um aumento na riqueza e abundância das espécies devido a um aumento na produtividade local causada principalmente pela lixiviação de materiais vegetais submersos com o barramento do rio (Agostinho, Pelicice e Gomes 2008). A maior disponibilidade de recursos alóctones, como plantas e invertebrados, e detritos tendem a beneficiar espécies de peixes generalistas e oportunistas, geralmente de pequeno porte (Agostinho et al. 1999). Algumas espécies especialistas também podem se proliferar rapidamente, como é o caso de espécies zooplânctívoras que são influenciadas positivamente pelo aumento na produção do fitoplâncton e conseqüentemente do zooplâncton devido a maior disponibilidade de nutrientes advindos da zona recém alagada e aumento da incidência de luz solar (Hahn e Fugi 2007). Por outro lado, as condições desfavoráveis na área bentônica, como escassez de oxigênio, reduzem a abundância de macroinvertebrados, tais

como crustáceos e moluscos, e conseqüentemente a abundância de peixes bentônicos (Hahn e Fugi 2007).

Com o passar dos anos, as condições ambientais se estabilizam e o processo de colonização depende primariamente da presença de espécies pré-adaptadas a ambientes lênticos com extensas áreas pelágicas, presença de tronco submersos e bancos de macrófitas (Agostinho, Pelicice e Gomes 2008). Espécies reofílicas e que dependem de longas migrações para complementar o seu ciclo de vida tendem a desaparecer devido ao desaparecimento de habitats lóticos, redução nos estímulos para reprodução (e.g., atenuação dos pulsos de inundação) e perda de conectividade entre áreas a montante e jusante da barragem (Agostinho, Pelicice e Gomes 2008). As novas condições ambientais somadas a simplificação da comunidade tendem também a facilitar o estabelecimento de espécies exóticas em reservatórios (Agostinho, Pelicice e Gomes 2008). Conseqüentemente, é esperado que a longo prazo, a diversidade funcional decline após o barramento do rio (Montaña et al. 2020; Oliveira et al. 2018; Zhang et al. 2020). Por outro lado, a diversidade filogenética pode aumentar com a invasão de espécies exóticas, pois estas geralmente não são aparentadas com as espécies nativas (Zhang et al. 2018). Diferente de reservatórios instalados em rios, corpos d'água criados em terra firme (ou artificiais) sofrem um processo de colonização onde o estabelecimento da ictiofauna provavelmente depende da conexão com outros corpos hídricos, introdução por humanos (Agostinho, Pelicice e Gomes 2008; Britto e Carvalho 2006), e/ou transporte de ovos por animais terrestres (Silva et al. 2019). Nestes ambientes, é esperado que o estabelecimento e velocidade do processo de sucessão reflita as características do solo (e.g., granulidade, pH, presença de metais tóxicos) (Dahiya et al. 2011) e da complexidade estrutural do ambiente (e.g., poços, desenvolvimento das margens) (Meerhoff et al. 2021), que na maioria dos casos é praticamente nula. Além disso, a qualidade da água e disponibilidade de recursos são fatores limitantes para a sobrevivência de peixes que conseguem acessar esses novos ecossistemas (Dahiya et al. 2011; Kristensen et al. 2020). O tamanho do corpo d'água e a temperatura são fatores que potencialmente podem afetar a sucessão ecológica (Fridley e Wright 2018; Macarthur e Wilson 1967). Entretanto, até o momento não existe nenhum trabalho explorando esse processo de sucessão em grandes corpos hídricos artificiais tropicais.

O complexo Hidrelétrico Belo Monte é o terceiro maior do mundo e está situado no rio Xingu, um dos maiores e mais diversos tributários de água clara da bacia amazônica (Keppeler et al. 2022). A proposta inicial envolvendo a construção da hidrelétrica Belo

Monte gerou muitas polêmicas e ações judiciais para impedir sua implantação devido a temores quanto aos impactos ecológicos e sociais na região (Freire, Lima e Silva 2019). Com a intenção de mitigar os impactos na região, o projeto foi idealizado com a tecnologia fio d'água, que provoca pouca alteração no curso original do rio e é considerada mais sustentável (Norte Energia 2022a). O complexo conta com a presença de duas barragens, a Pimental, que intercepta o rio Xingu, e a barragem Belo Monte, que contém a principal casa de força (Figura 1).

Para viabilizar o empreendimento, foi necessário a criação de um reservatório intermediário (RI), com 119 km<sup>2</sup>, formado por 28 diques e criado sobre uma área predominantemente de terra firme. A criação do reservatório intermediário envolveu o uso de mais de 69 milhões de m<sup>3</sup> de aterro e 3 milhões de m<sup>3</sup> de concreto, além da escavação de mais 166 milhões de m<sup>3</sup> de terra e rochas em um período de cerca de 4,2 anos (Norte Energia 2022a). O RI é conectado ao reservatório principal (criado pela barragem Pimental), por um canal de derivação com cerca de 20 km. A água que entra no sistema é direcionada às principais turbinas de força do empreendimento, localizadas na barragem Belo Monte. Um estudo anterior indica que a operação do empreendimento afetou negativamente a riqueza e abundância de peixes, além de mudanças na estrutura funcional da comunidade com indícios de perda de diversidade nos setores de influência, incluindo reservatório principal, a Volta Grande do Xingu (também conhecido como trecho de vazão reduzida) e o setor a jusante da barragem Belo Monte (Keppeler et al. 2022). Entretanto, ainda não existem informações sobre o processo de colonização e estabelecimento da ictiofauna no RI, tão pouco sobre eventuais mudanças na estrutura funcional e filogenética da comunidade. É importante destacar que apesar da pesca ser uma atividade comum na região, ela é proibida no reservatório intermediário.

O objetivo desse estudo foi investigar o processo de colonização e estabelecimento de espécies no reservatório intermediário utilizando diferentes facetas da biodiversidade, incluindo métricas taxonômicas, funcionais e filogenéticas. Além disso, analisamos a variação no número de indivíduos maduros ao longo do tempo como indicador da atividade reprodutiva no RI. Foram testadas 4 hipóteses principais: 1) a comunidade de peixes do reservatório intermediário é um subconjunto daquela presente no rio principal; 2) Existe um aumento gradual na diversidade de peixes do reservatório intermediário após a sua criação; 3) A similaridade das comunidades do reservatório intermediário e do rio principal vai aumentar com o passar dos anos; e 4) a dominância inicial no reservatório intermediário é de espécies pequenas- médias, com hábitos

generalistas e pelágicos; 5) A proporção de indivíduos maduros tende a aumentar ao longo dos anos.

## **MATERIAIS E MÉTODO**

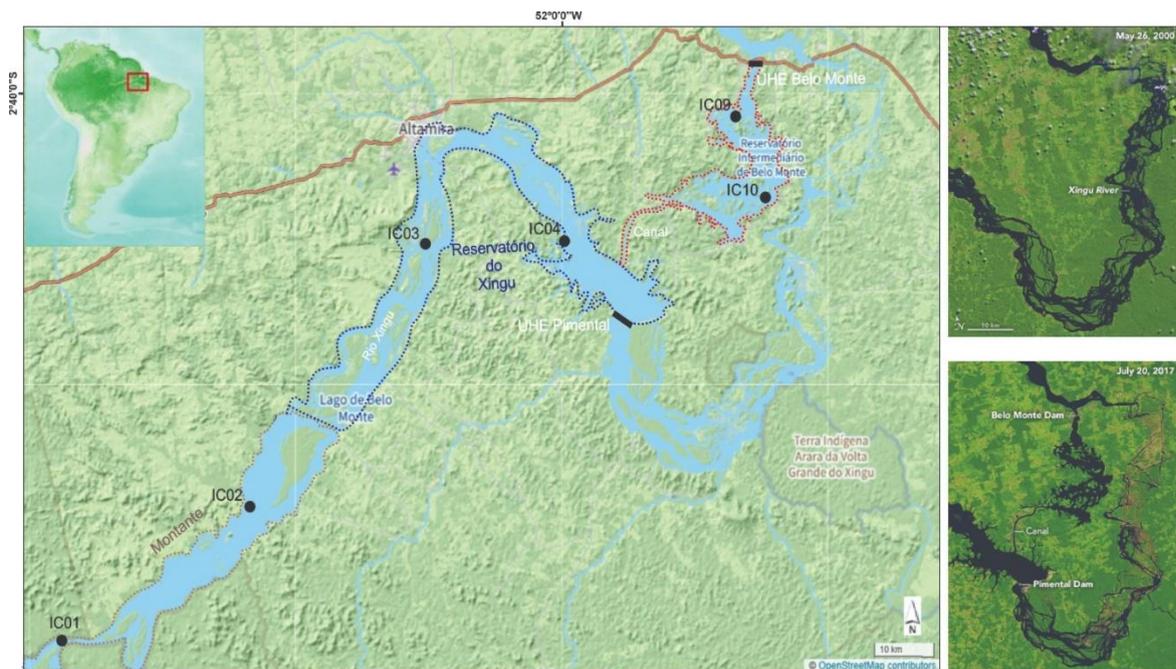
### **2.1 Área de estudo**

O rio Xingu compõe a bacia do escudo arcaico do Brasil central, que se caracteriza por apresentar águas transparentes e esverdeadas com poucos sólidos e sedimentos dissolvidos e também um pH ácido variando de 5 a 6 (Junk et al. 2011). O rio Xingu nasce no encontro das Serras Formosa e do Roncador estando dividido basicamente em três compartimentos: Alto Xingu, Médio Xingu e Baixo Xingu. No Médio Xingu, o rio recebe as contribuições do rio Fresco, no município de São Félix do Xingu, e mais a jusante, do Rio Iriri, o afluente mais importante do Xingu. No Baixo Xingu, recebe água do Rio Bacajá, e após um trecho com muitas corredeiras, onde foi feito o barramento, o rio desagua no rio Amazonas, onde se forma um lago “Ria” (Sioli 1984). O rio possui quatro períodos hidrológicos distintos: enchente (Dezembro/Fevereiro), cheia (Março/Maio), vazante (Junho/agosto) e seca (Setembro/Novembro) (Barbosa et al. 2015). A região apresenta clima tropical com temperatura média alta (em torno de 27,9°C), com poucas oscilações durante o ano. Suas águas abrigam cerca de 450 espécies de peixes, sendo que 160 são espécies reofílicas presentes principalmente na região da volta grande e 63 são endêmicas (Fitzgerald et al. 2018).

### **2.2 Coleta dos peixes e análise gonadal**

Peixes foram coletados em seis sítios amostrais, dois localizados no reservatório intermediário e quatro localizados em dois setores de referência no rio: o reservatório principal e o setor a montante do reservatório principal, que ainda apresenta características próximas a fase pré-barramento (Figura 1). As coletas foram realizadas trimestralmente, englobando os quatro principais períodos do ciclo hidrológico do rio Xingu. Os peixes foram coletados com redes de espera (malhadeiras) de diferentes malhas (2, 4, 7, 10, 12, 15 e 18 mm), com comprimento de 20 m e altura de 2 m, em águas abertas próximas às margens, permanecendo por 17 horas, entre as 16 hs da tarde até às 9 horas da manhã seguinte. Em cada sítio foram dispostas três baterias de redes. Após a coleta,

os peixes foram anestesiados com eugenol, identificados até o nível de espécie e exemplares referência foram fixados em formol 10% e posteriormente acondicionados em álcool 70%. Uma sub-amostra dos peixes coletados foram dissecados para a avaliação do estágio de maturação gonadal. Mais especificamente, machos e fêmeas foram classificados em maduros e não maduros de acordo com a escala macroscópica de (Vazzoler 1996).



**Figura 1.** Localização dos sítios de coleta no médio rio Xingu. Fonte: Projeto de Monitoramento da Ictiofauna. Qual a fonte das imagens de satélite? Sugiro aumentar as fontes, colocar as fontes em preto pode ajudar, indicar a volta grande pode ser interessante, indicar também os outros trechos, reservatório X e rio.

### 2.3 Medidas morfológicas e biometria

Medidas morfométricas foram realizadas em três indivíduos adultos fixados de cada uma das 190 espécies de peixes coletadas no reservatório intermediário e nos outros setores de referência (reservatório principal e setor a montante). No total, 31 traços (Tabela S1) foram aferidos utilizando paquímetros digitais, ictiometro (para medir o comprimento de indivíduos de grande porte), balança digital (para peso). As medidas morfológicas foram utilizadas para calcular 22 traços funcionais (Tabela S2) ligados ao uso do habitat, alimentação e locomoção (Winemiller et al. 2015). Além disso, utilizamos literatura especializada para classificar peixes em 6 grupos funcionais ligados ao tipo de

metabolismo e defesa dos peixes (Tabela S1; Winemiller et al. 2015). Também obtemos 9 traços ligados a história de vida para cada espécie de peixe utilizando o pacote FishLife (Tabela S1; Thorson et al. 2023).

## **2.4 Filogenia**

A proximidade filogenética dos peixes coletados foi realizada utilizando a super-árvore criada por (Rabosky et al. 2018) e disponível no pacote do R fishtree (Chang et al. 2019). Esta árvore filogenética é composta por mais de 11.000 espécies de peixes de água doce e marinhos calibrados usando registros fósseis. A distância filogenética foi resolvida no nível de gênero (Figura S1) dado que muitas espécies coletadas no rio Xingu não estão ainda presentes na árvore (Keppeler et al. 2022).

## **2.5 Análise de dados**

A diversidade taxonômica, diversidade funcional e filogenética foram calculadas para cada evento amostral. A diversidade taxonômica foi calculada utilizando os índices de riqueza, que dá o mesmo peso para espécies raras e abundantes, Shannon, que dá mais peso para espécies raras, e Simpson, que dá mais peso para espécies abundantes (Magurran 2004). A diversidade funcional foi calculada a partir de três índices principais: 1) riqueza, que mede o volume do espaço funcional ocupado pela comunidade; 2) divergência, que quantifica a divergência da abundância das espécies dentro do espaço funcional; e 3) equitabilidade, que mede a uniformidade da abundância das espécies no espaço funcional (Villéger 2008). As métricas de diversidade funcionais foram construídas utilizando os traços funcionais listados na Tabela S2 e mais outras 17 medidas listadas na Tabela S1 (Peso, Rastros brânquiais, Armadura, Agressividade, Velocidade, Nível de atividade, Acessório respiratório especial, Atividade diária, Tolerância a hipoxia, Espinhos, Idade máxima, Fecundidade, Coeficiente de crescimento, Idade de primeira maturação, Mortalidade natural, Tamanho da prole e tipo de reprodução). A diversidade filogenética foi estimada utilizando três métricas principais: 1) índice Faith, que é a soma do comprimento de todos os ramos da árvore filogenética que conecta todas as espécies da comunidade; 2) distância filogenética média, que mede a distância média entre pares de espécies na árvore filogenética; e 3) variância da distância entre pares, que mede a variação na distância entre pares de espécies na árvore filogenética (Clarke e Warwick 2001; Faith 1992; Webb 2000).

Modelos hierárquicos aditivos generalizados (HGAM) foram utilizados para explorar a variação temporal para os índices de diversidade taxonômica, funcional e filogenética no reservatório intermediário (Hipótese 2). Os índices de diversidade foram considerados as variáveis resposta enquanto o ano amostral foi utilizado como preditor. O período amostral (cheia, vazante, seca e enchente) e local de coleta foram considerados como efeitos randômicos para controlar efeitos de confundimento.

Para testar se a comunidade de peixes no reservatório é um subconjunto daquela dos setores a montante e reservatório (Hipótese 1) e se estas se tornaram mais similares ao longo do tempo (Hipótese 3), foi gerado um diagrama de Veen e calculada a diversidade beta entre os sítios amostrados e os sítios referências ao longo do rio (Reservatório Principal e Setor a Montante). A beta diversidade foi também particionada em dois componentes principais: ganho/perda de espécies (diferenças na riqueza) e substituição de espécies. O cálculo da diversidade beta e a sua participação seguiu a metodologia proposta independentemente por Podani e Schmera (2011), Carvalho et al. (2012) e expandida por Cardoso et al. (2015) para diversidade funcional e filogenética. A variação na diversidade beta ao longo dos anos foi modelada utilizando modelos HGAM. Similar ao utilizado no modelo anterior, incluímos período e sítio como efeitos randômicos no modelo para controlar efeitos de confundimento.

As análises de Fourth Corner e RLQ foram utilizadas para investigar como os traços funcionais dos peixes variaram ao longo do tempo no reservatório intermediário (hipótese 4). Para simplificar a variedade de traços utilizados, foi utilizada a abordagem proposta por Winemiller et al. (2015). Mais especificamente, os dados foram agrupados em 5 dimensões de nicho principais (trófico, habitat, defesa, metabolismo e história de vida) e depois foi utilizado análises de coordenadas principais (PCoA - distância de Gower) ou análises de componentes principais (PCA, somente para traços ligados a história de vida) para reduzir a complexidade de cada dimensão do nicho em um ou dois eixos principais. Os eixos gerados pelas PCoAs e suas correlações com os traços funcionais são apresentados na Tabela 2. Também foi incluído o traço tamanho corporal de forma independente na RLQ visto que este traço está relacionado a múltiplas dimensões do nicho. A significância das associações observadas na RLQ foi testada através de uma análise de tabela de desvio com 1000 permutações.

Por fim, foi utilizado um modelo misto para investigar mudanças na proporção de indivíduos maduros (variável dependente) ao longo do monitoramento (ano como variável independente). A espécie de peixe foi utilizada como efeito randômico

(intercepto) dentro do modelo para controlar a falta de independência nas amostradas geradas por diferenças na biologia reprodutiva dos peixes. Foram utilizadas somente aquelas espécies que ocorreram em pelo menos 6 dos 7 anos de monitoramento. Também conduzimos regressões lineares simples para cada espécie para investigar mais a fundo quais espécies mudaram a proporção de maduros ao longo dos anos.

Todas as análises foram conduzidas no programa R (R Core Team 2023) com auxílio dos pacotes mgcv (Wood 2011), BAT (Cardoso et al. 2023), vegan (Oksanen et al. 2022), mvabund (Wang et al. 2022), FD (Laliberté et al. 2014), picante (Kembel et al. 2010), VennDiagram (Chen 2022) e lme4 ().

**Tabela 2.** Escores das Análises de coordenadas principais (PCoAs) e Análises de componentes principais (PCAs) criadas para reduzir a dimensionalidade dos traços associados a defesa, metabolismo, alimentação (trófico), uso de habitat (Habitat) e história de vida.

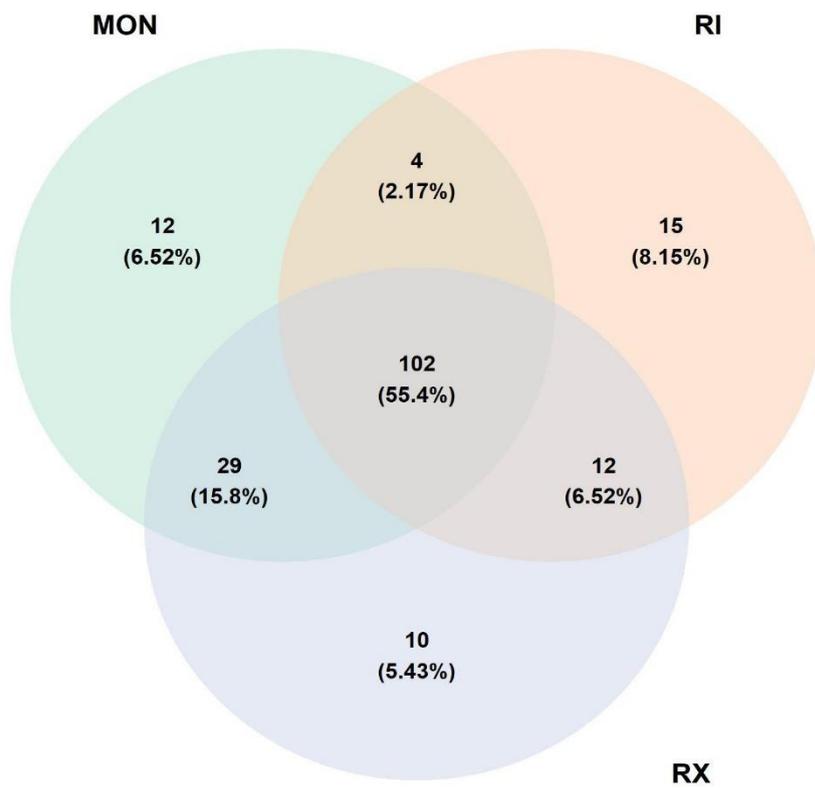
Defesa		Metabolismo		Trófico			Habitat			História de vida		
Traço	PCo A1	Traço	PCo A1	Traço	PCo A1	PCo A2	Traço	PCo A1	PCo A2	Traço	PCA1	PCA2
SPI.0	<b>-1.66</b>	AC_L.1	0.82	REL_GUT_L	-0.62	0.38	REL_HEA D_L	-0.09	-0.24	AGE_MAX	<b>1.829</b>	0.2274
SPI.1	0.03	AC_L.2	0.76	REL_GAPE	0.01	0.01	REL_HEA D_D	<b>0.4</b>	-0.22	FECUNDITY	0.744	<b>1.5486</b>
SPI.2	0.68	AC_L.3	0.94	GILL.RAKE R.0	-0.08	0.04	REL_BOD D	<b>-0.56</b>	-0.37	GROWTH_COEFF	<b>1.7811</b>	0.2309
SPI.3	-0.18	<b>AC_L.4</b>	<b>-2.52</b>	GILL.RAKE R.1	0.13	0.03	REL_BOD W	0.1	-0.29	AGE_MATURITY	<b>1.9027</b>	0.1401
SPI.4	<b>1.12</b>	HYP_TO L.1	0.04	GILL.RAKE R.2	0	0	REL_PED L	0.22	-0.38	NATURAL_MORTALITY	<b>1.8834</b>	0.3315
ARM.0	<b>-1.69</b>	<b>HYP_TO L.2</b>	<b>2.91</b>	GILL.RAKE R.3	-0.06	-0.07	REL_PED D	0.33	-0.45	OFFSPRING_SIZE	1.1228	1.1717
ARM.1	0.83	<b>HYP_TO L.3</b>	<b>-2.94</b>	MOUTH_P	<b>-3.13</b>	<b>2.93</b>	REL_PED W	-0.02	-0.35	SPAWNING_BASE	0.4491	<b>1.4351</b>
ARM.2	0.07			REL_EYE_P OS	-0.01	0	REL_DOR S_L	-0.22	<b>-0.86</b>	SPAWNING_TYPEGUA RDERS	0.2597	0.8307
ARM.3	0.79			REL_EYE_ DEP	0.01	0	REL_DOR S_H	-0.11	-0.5	SPAWNING_TYPEBEAR ERS	0.4665	<b>1.4886</b>
AGRE S.0	<b>1.59</b>			REL_SNT_L	-0.02	0.02	REL_ANAL L	-0.15	<b>0.83</b>			
AGRE S.1	<b>-1.28</b>			SNT_PR_L	-0.02	0.02	REL_ANAL H	-0.12	-0.32			
AGRE S.2	-0.31						REL_CAU D_D	-0.21	-0.55			
SPD.0	<b>1.49</b>						REL_CAU D_L	-0.08	-0.58			
SPD.1	-0.15						REL_PEC L	-0.02	-0.48			
SPD.2	-1.31						REL_PELV L	-0.03	-0.44			

SPD.3	-0.02						PEC_POS	-0.13	-0.06			
							DORS_PO S	-0.34	-0.44			
							DACT.1	-2.14	<b>0.85</b>			
							DACT.2	0	0			
							DACT.3	2.14	<b>-0.85</b>			

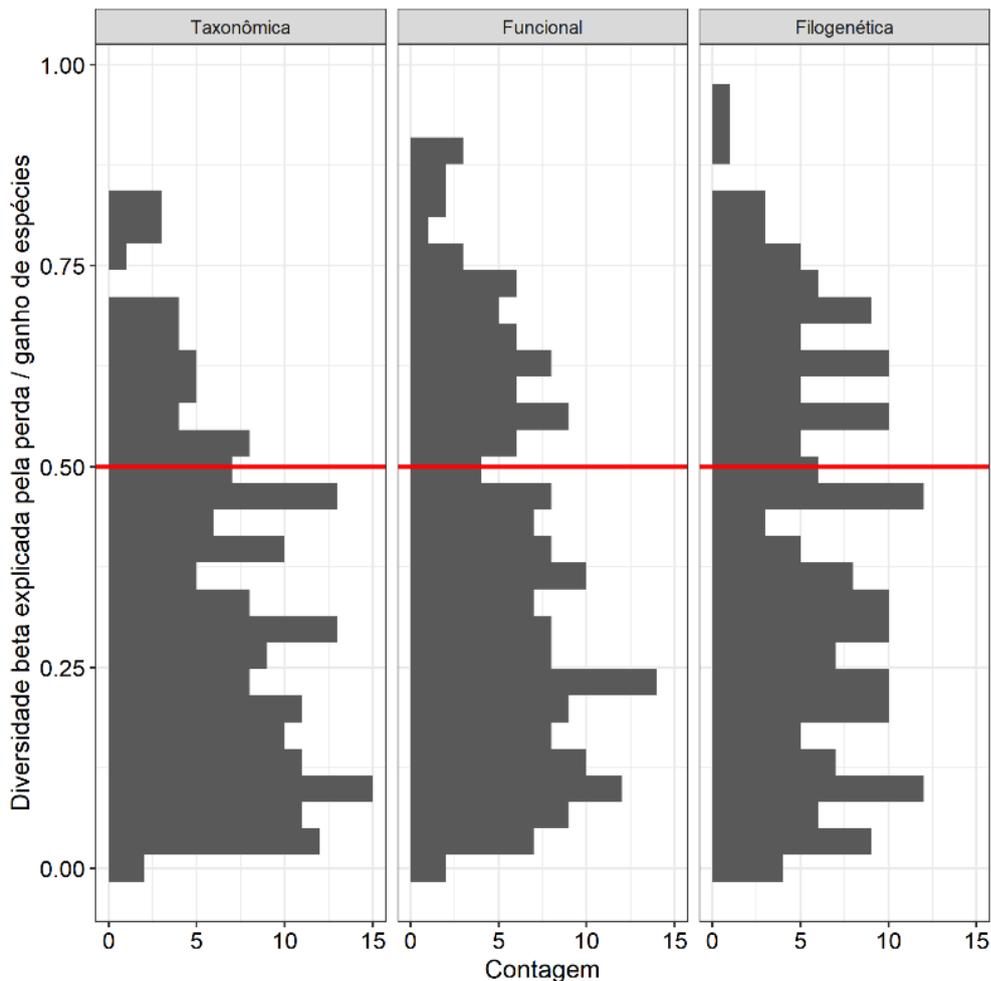
### 3. RESULTADOS

#### **Reservatório intermediário como um subconjunto das comunidades de montante e reservatório Principal**

Um total de 133 espécies foram encontradas no reservatório intermediário. Dessas, 15 espécies (i.e., *Poptella brevispina*, *Pterygoplichthys pardalis*, *Crenicichla saxatilis*, *Jupiaba apenina*, *Moenkhausia mikia*, *Metynnis luna*, *Aequidens tetramerus*, *Crenicichla macrophthalmia*, *Cetopsis coecutiens*, *Satanoperca* sp., *Potamotrygon orbignyi*, *Cichla pinima*, *Sorubim lima*, *Bryconops magoi* e *Hypostomus plecostomus*) não foram encontradas nem no reservatório principal e nem no trecho a montante (Figura 2). O Reservatório Intermediário teve no total 102 espécies (77% da riqueza total do RI) compartilhadas tanto com o reservatório principal como o setor de montante. Entretanto, mais espécies foram compartilhadas entre o Reservatório Intermediário e o Reservatório Principal (114) do que entre o Reservatório Intermediário e o Setor de Montante (106). A maior parte da diferença na composição de espécies entre o RI e o rio (Reservatório Principal e Setor de Montante) foi explicada pela substituição de espécies e não pela perda de espécies (i.e., diferença na riqueza de espécies), como predito pela nossa hipótese 1. Este padrão foi consistente em todas as diferentes facetas da biodiversidade analisadas (i.e., taxonômica, funcional e filogenética) (Figura 3).



**Figura 2.** Diagrama de Venn mostrando a similaridade da composição de espécies entre o reservatório intermediário (RI) e o setor de montante (MON) e reservatório principal (RX).



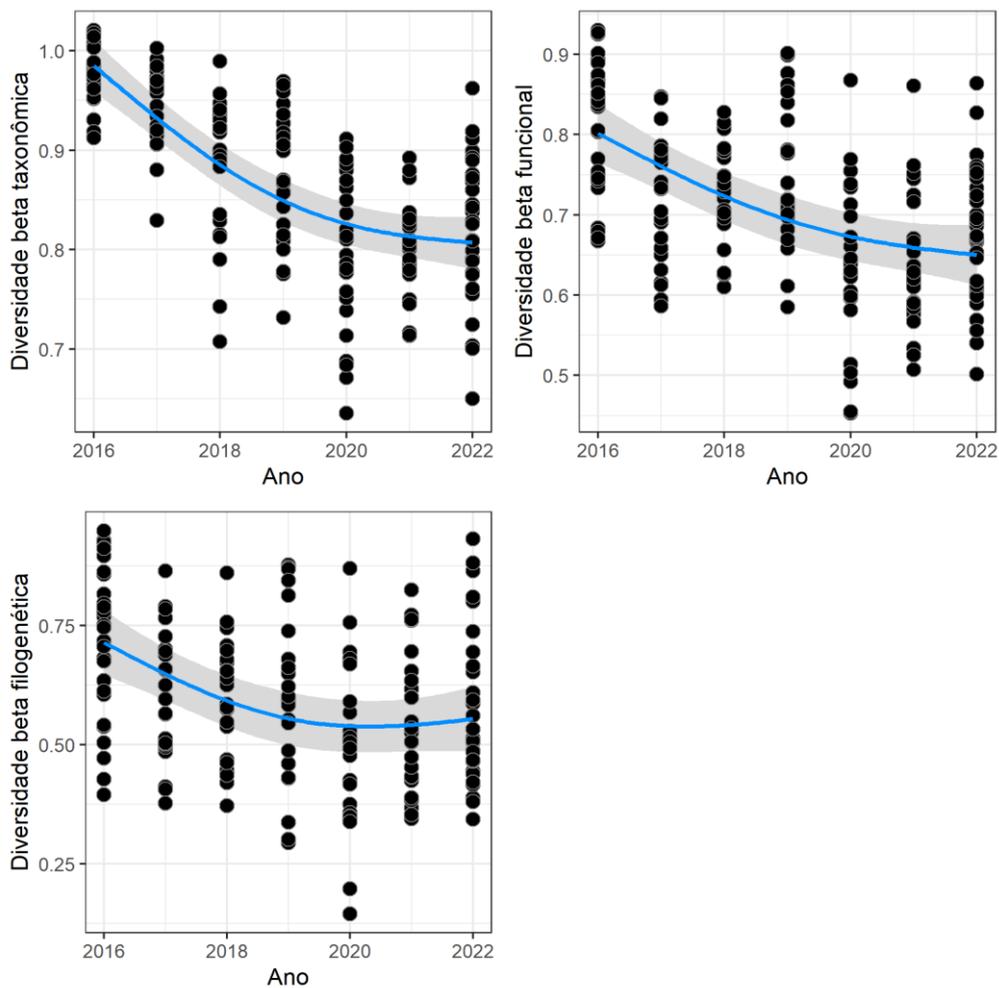
**Figura 3** - Histogramas mostrando a distribuição de valores do componente da beta diversidade entre rio (Reservatório Principal e Trecho a Montante) e o Reservatório Intermediário explicada pela perda / ganho de espécies para cada faceta da biodiversidade analisada (i.e., diversidade taxonômica, funcional e filogenética). Os valores do eixo y variam de 0 (Diversidade beta é explicada exclusivamente pela substituição de espécies) a 1 (Diversidade beta é explicada exclusivamente pela perda ou ganho de espécies).

### **Dissimilaridade da comunidade do Reservatório Intermediário com as comunidades dos setores de Montante e Reservatório Principal**

Foi observado um declínio na diversidade beta entre o Reservatório Intermediário e os setores amostrados no rio (Montante e Reservatório Principal) no decorrer dos anos (Figura 4). Este padrão foi consistente entre a diversidade beta taxonômica ( $F=101,58$ ,  $GL=1,99$ ,  $P<0,001$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,55), como funcional ( $F=33,58$ ,  $GL=1,95$ ,  $P<0,001$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,32) e filogenética ( $F=15,04$ ,  $GL=1,98$ ,  $p<0,001$ ,  $R^2$  Ajustado=0,28).

Os índices de diversidade beta tenderam a ser menores entre o Reservatório Intermediário

e o Reservatório Principal (principalmente para o sítio IC04, que é mais próximo) do que entre o Reservatório Intermediário e o setor de Montante ( $F = 2,73$ ,  $GL=3$ ,  $P=0,01$ ). Também foi observado variações na beta diversidade associados aos períodos hidrológicos, onde os períodos de águas altas (cheia e enchente) tenderam a ter valores maiores do que os períodos de águas baixas (vazante e seca) ( $F = 4,52$ ,  $GL=3$ ,  $P=0,001$ ).



**Figura 4.** Variação da diversidade beta taxonômica, funcional e filogenética entre as comunidades de peixes do Reservatório Intermediário e as comunidades amostradas no rio (setor a Montante e Reservatório Principal) ao longo do monitoramento. As linhas de tendência (azuis) são geradas com modelos generalizados aditivos hierárquicos e as barras em cinza indica o erro padrão associado a linha de tendência.

### **Varição da diversidade no reservatório intermediário**

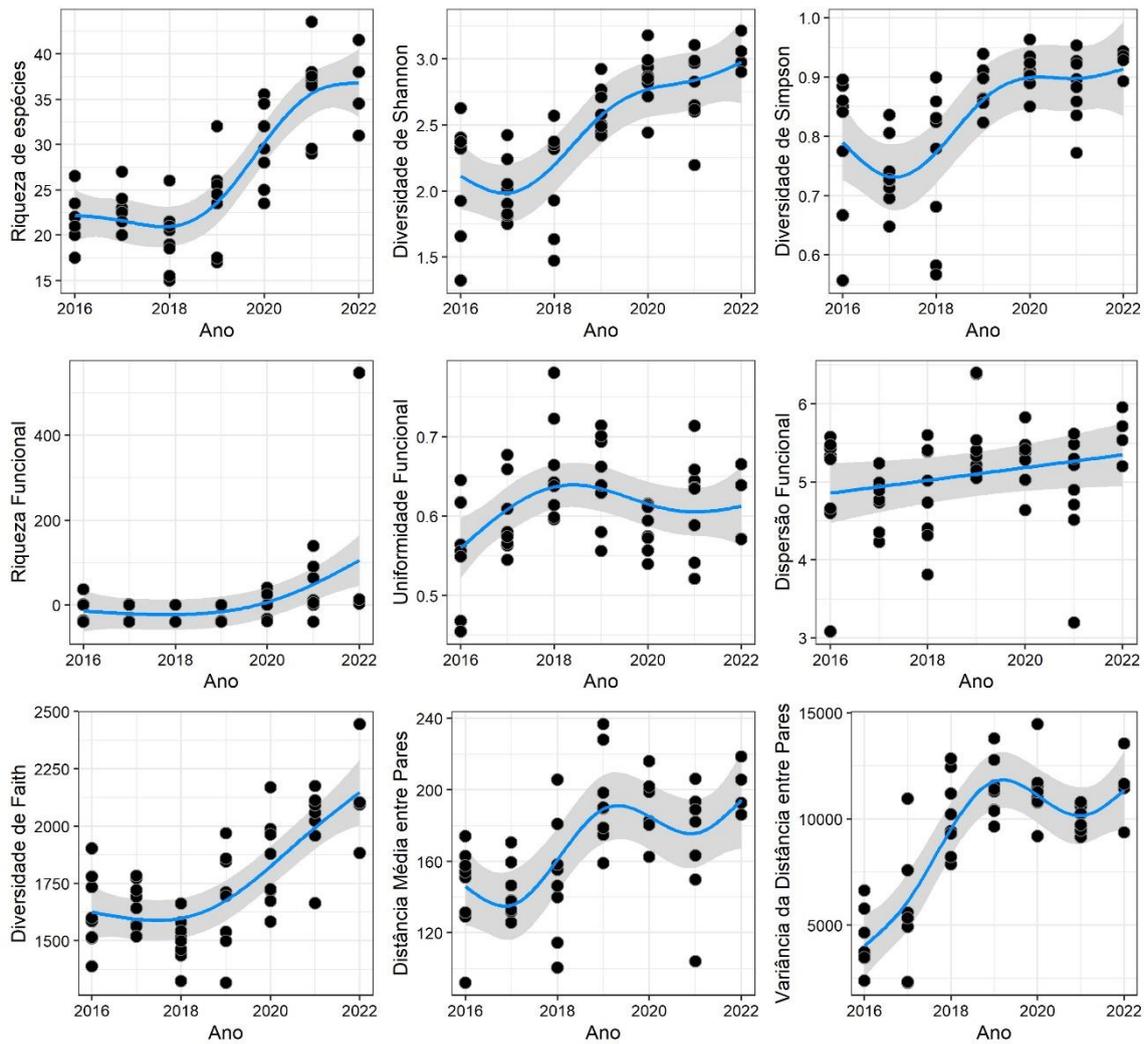
Foram detectadas mudanças significativas na diversidade taxonômica, funcional e filogenética ao longo dos seis anos de monitoramento no reservatório intermediário. A riqueza de espécies ( $F=31.44$ ,  $GL = 3.92$ ,  $P < 0.001$ ,  $R^2$  Ajustado = 0.75), diversidade de Shannon ( $F=16,90$ ,  $GL=3,88$ ,  $P<0,001$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,61) e Simpson ( $F=8,70$ ,  $GL=3,90$ ,  $P<0,001$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,45) se mantiveram praticamente constantes nos primeiros 3 anos de monitoramento, com um aumento gradual a partir de 2018 (Figura 5).

A riqueza funcional ( $F=5,02$ ,  $GL=2,69$ ,  $P=0,005$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,27) se manteve constante até 2019 e depois apresentou um crescimento acentuado a partir de 2020. Também foi observado aumentos ao longo do tempo para a uniformidade e divergência funcional. Enquanto a primeira teve um aumento inicial nos primeiros três anos (2016-2018) e depois atingiu um platô ( $F=3,39$ ,  $GL=3,38$ ,  $P=0,025$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,17), a segunda teve um aumento gradual e marginalmente significativo ao longo do tempo ( $F=3,05$ ,  $GL=1$ ,  $P=0,087$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,15) (Figura 5).

Todas as métricas de diversidade filogenética tiveram padrões ascendentes ao longo do monitoramento. A diversidade de Faith ( $F=19,86$ ,  $GL = 3,05$ ,  $P < 0,001$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,67) se manteve estável até meados de 2018 e depois apresentou um aumento constante até o final do monitoramento. A distância média entre pares ( $F=7,69$ ,  $GL = 3,98$ ,  $P < 0,001$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,43) e a variância da distância entre pares ( $F=31,40$ ,  $GL = 3,98$ ,  $P < 0,001$ ,  $R^2$  Ajustado = 0,75) apresentaram padrões similares, com crescimento das métricas até meados de 2019 e depois uma estagnação até o final do monitoramento (Figura 5).

Em relação ao período hidrológico, foram observadas mudanças sutis e de forma geral não significativas ( $P > 0,05$ ) entre os quatro períodos hidrológicos tanto para diversidade taxonômica, como para a diversidade funcional e filogenética. As únicas exceções foram para as métricas de diversidade de Shannon ( $F=2,35$ ,  $GL= 3$ ,  $P=0,025$ ), distância média entre pares ( $F=1,95$ ,  $GL= 3$ ,  $P=0,04$ ) e a variação na distância entre pares ( $F=6,07$ ,  $GL=3$ ,  $P<0,001$ ), que tenderam a ser menores para o período de enchente.

Foram observadas mudanças significativas ( $P < 0,05$ ) na diversidade de peixes entre os sítios amostrais. De forma geral, o sítio IC10 teve maior diversidade taxonômica, funcional e filogenética do que o sítio IC09, com exceção da uniformidade funcional que foi ligeiramente maior no último.

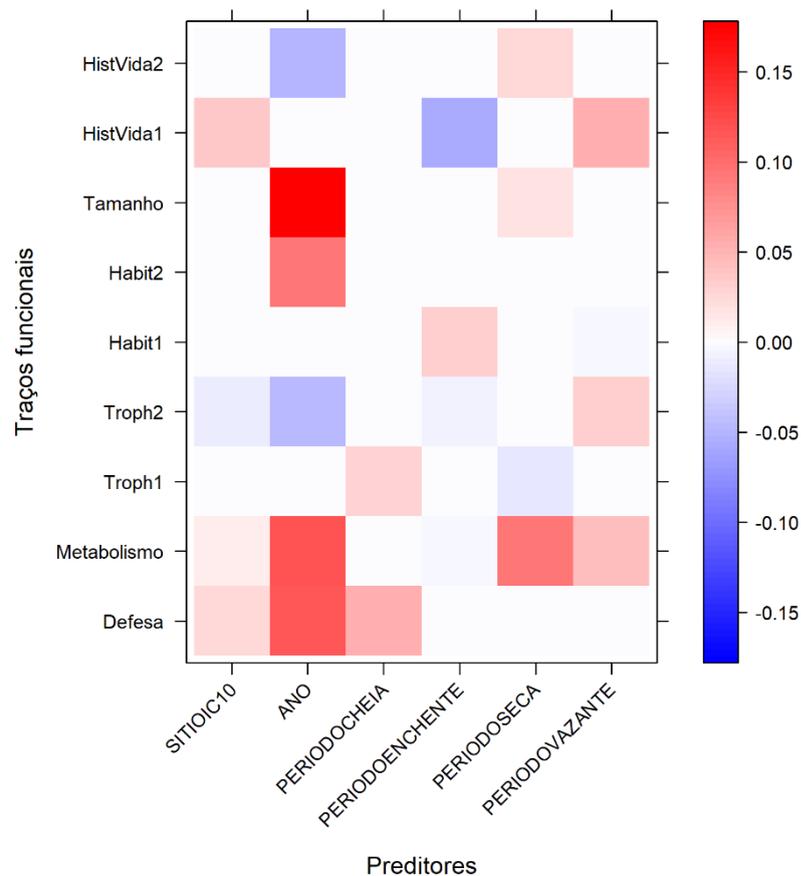


**Figura 5.** Variação das métricas de diversidade taxonômica (painéis superiores), funcional (painéis intermediários) e filogenética (painéis inferiores) ao longo dos anos de monitoramento do Reservatório Intermediário. As linhas de tendência (azul) foram geradas através de modelos generalizados aditivos hierárquicos. As barras em cinza representam os erros padrões associados a linha de tendência.

### **Varição na estrutura funcional da comunidade do reservatório intermediário**

A RQL foi significativa ( $P < 0,001$ ) indicando que houve mudanças na estrutura funcional da comunidade do Reservatório Intermediário ao longo do tempo (Figura 6). O tamanho corporal aumentou ao longo dos anos de monitoramento (Wald value = 4,98,  $P < 0,001$ ). O eixo principal da dimensão de defesa (i.e., baixa agressividade, baixa velocidade, grande quantidade de espinhos e armaduras; Wald value = 3,52,  $P = 0,005$ ), metabolismo (i.e., menor tolerância a oxigênio, peixes mais sedentários; Wald value = 4,52,  $P < 0,001$ ), e o segundo da dimensão de habitat (i.e., habito diurnos com longas nadadeiras anais e curtas nadadeiras dorsais; Wald value = 3,88,  $P < 0,001$ ) também foram positivamente associados a progressão dos anos. Por outro lado, o segundo eixo principal da história de vida se

relacionou negativamente com o tempo de monitoramento (i.e., maior dominância de peixes com maior fecundidade e desova no ambiente sem cuidado parental; Wald value = 2,35, P = 0,03). Outros traços não variaram significativamente ao longo do monitoramento. Relações entre os traços dos peixes e os períodos hidrológicos e sítio amostral podem ser encontrados na Figura 6.

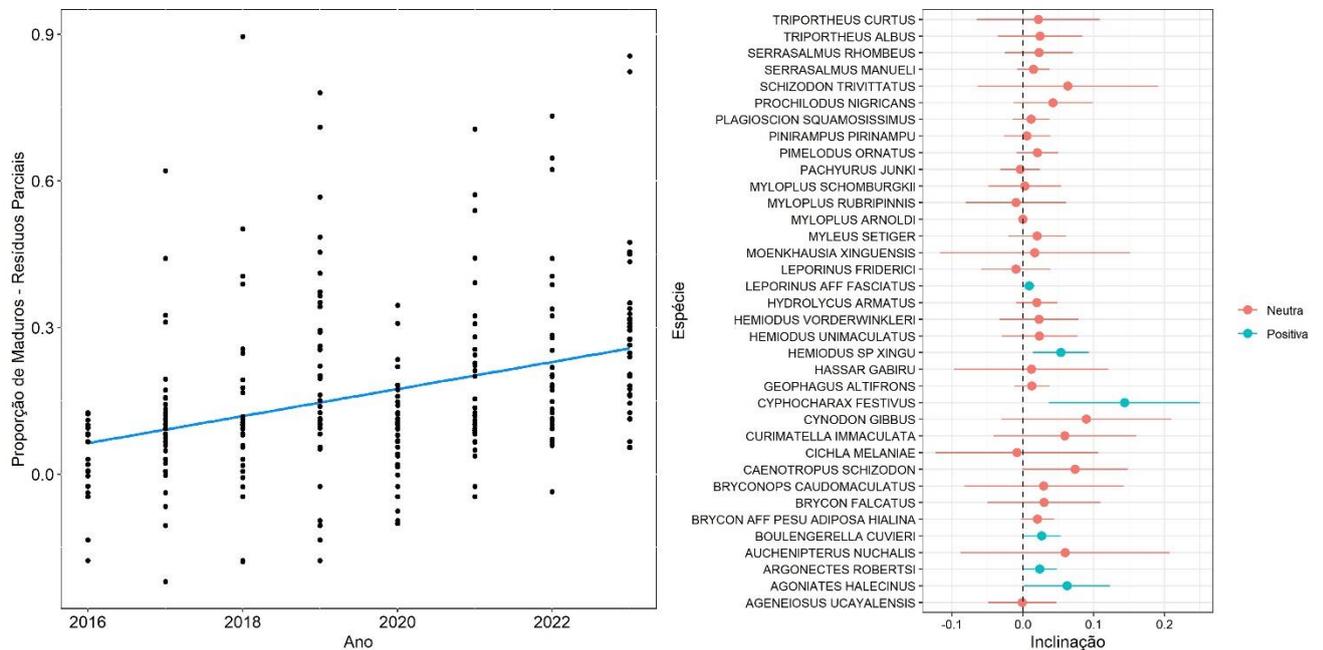


**Figura 6.** Resultados gráficos da análise RQL mostrando a associação entre as variáveis preditoras e os traços funcionais dos peixes. Com exceção do tamanho corporal, todas os outros traços são eixos principais gerados para reduzir a dimensionalidade dos dados (ver Tabela 2). Preditores categóricos tiveram um dos níveis considerados como baseline (e.g., Sítio: IC09) para servir de comparação. Cores azuis indicam associações negativas, cores brancas associações neutras e cores vermelhas associações positivas.

### Varição no esforço reprodutivo

Foi observado uma relação positiva entre o ano amostral e a proporção de indivíduos maduros ( $t = -5,60$ ,  $GL = 237$ ,  $P < 0.001$ ,  $R^2$  marginal = 0,08,  $R^2$  condicional = 0,36). Em média a proporção de maduros passou de ~ 6% em 2016 a ~ 26% em 2022 (Figura 7). Seis

espécies tiveram aumentos consistentes na proporção de indivíduos maduros enquanto que os restantes tiveram relações neutras (Figura 7, Figura S2).



**Figura 7.** A esquerda é apresentado a relação positiva entre ano amostral e proporção de indivíduos maduros. Pontos representam resíduos parciais e a linha de tendência foi gerada por um modelo misto e representa o efeito marginal do tempo sobre a proporção de maduros. A direita é apresentado um gráfico de floresta com os valores de coeficientes de inclinação de regressões lineares entre proporção de maduros e ano para cada espécie de peixe. Relações consideradas significativas são aquelas em que o intervalo de confiança (linha horizontal) não engloba o zero (linha tracejada). Se os intervalos de confiança (95%) estiverem a esquerda da linha tracejada (0) a relação é negativa e se os intervalos estiverem a direita a relação é positiva. Gráficos de dispersão com a linha de tendência para cada espécie podem ser observadas na Figura S1 do material suplementar.

#### 4. DISCUSSÃO

Os resultados indicam que o RI criado em 2016 já abriga uma relevante porção da biodiversidade aquática encontrada no médio rio Xingu. A hipótese 1 de que a comunidade de peixes do RI é um subconjunto daquela presente no rio principal não foi corroborada visto que o RI apresentou uma elevada diversidade de peixes e suas diferenças na composição de espécies foram primariamente explicadas pela substituição de espécies. Por outro lado, foram observadas mudanças profundas na diversidade e composição de

espécies nos últimos 8 anos após a criação do reservatório. Apesar de não necessariamente linear, foram observados aumentos na diversidade de peixes ao longo do tempo corroborando a hipótese 2. Além disso, como esperado pela hipótese 3, a estrutura da ictiofauna se tornou mais similar com aquela encontrada nos pontos de referência no rio ao longo do tempo. Entre as principais mudanças temporais observadas na ictiofauna estão o aumento gradual na dominância de espécies de grande porte e daquelas associadas ao fundo, o que vai de encontro as nossas expectativas apresentadas na hipótese 4. Por fim, foi observado um aumento temporal na proporção de peixes maduros (hipótese 5), o que é um indicador de aumento de atividade reprodutiva no RI. Juntos, os resultados apontam para um contínuo processo de sucessão ecológica no RI. A maior dúvida persiste sobre a continuidade desse processo e se este ambiente artificial pode se tornar uma importante área de conservação da biodiversidade como tem ocorrido em outras áreas artificiais ao redor do mundo (Robson e Chester 2013; De Martis et al. 2016; Deacon et al. 2018).

O projeto da UHE Belo Monte sempre trouxe grandes preocupações devido as suas dimensões e impacto esperado sobre a ictiofauna e comunidade ribeirinhas que dependem desse recurso, principalmente no setor da Volta Grande localizado a jusante da barragem Pimental (Sabaj-Perez 2015; Pezzuti et al. 2018). Estudos recentes indicam que de fato houveram reduções na abundância e diversidade de peixes e pescado em praticamente todos os setores do empreendimento (Keppeler et al. 2022; Lopes et al. 2023). Nosso estudo demonstra que o RI construído em uma área de terra firme para alimentar a principal casa de força do empreendimento é uma exceção, apresentando um padrão completamente inverso. Esta é uma grata surpresa pois este padrão crescente não era esperado pelo Estudo de Impacto Ambiental do empreendimento (Leme 2009).

A baixa diversidade e abundância de peixes observada nos primeiros anos de monitoramento sugerem um forte processo de filtragem ambiental associado as condições inóspitas após o enchimento do reservatório. Entre estas, destaca-se a baixa qualidade da água (e.g., alta turbidez, baixos níveis mínimos de oxigênio dissolvido; Tabela S3) devido ao elevado volume de material em suspensão originário de um leito ainda não consolidado. De fato, espécies com baixa tolerância a oxigênio dissolvido e aquelas associadas ao fundo, região crítica que apresenta geralmente as condições abióticas mais adversas (Matsumura-Tundisi et al. 1991; Agostinho et al. 2008), foram pouco representativas nas primeiras amostragens. A própria dominância de espécies com estratégias oportunistas, como viviparidade e baixa fecundidade, sugerem a presença de ambientes estressados com baixa

previsibilidade (Winemiller e Rose 1992). Além disso, outros processos não mensurados como baixa produtividade, complexidade (i.e., disponibilidade de refúgios e áreas de reprodução), e disponibilidade de presas e recursos basais podem ter limitado o estabelecimento inicial da ictiofauna. É provável que nesta fase o sistema tenha funcionado como um sumidouro (do inglês, sink; Leibold et al. 2004; Marques et al. 2018) para as populações, com aumento das taxas de mortalidade, e reduções no fator de condição e atividade reprodutiva.

Com o amadurecimento do sistema e consolidação e arrefecimento das condições ambientais, houve um aumento na diversidade de peixes. Este padrão não foi restrito ao número de espécies, mas envolveu também mudanças mais profundas na estrutura funcional e filogenética da comunidade. Estes resultados contrastam com análises recentes na região que mostram que o barramento do rio causou declínios na diversidade taxonômica, mas não na diversidade funcional e filogenética que parece ter sido sustentado pela alta redundância das espécies (Keppeler et al. 2022). A colonização por diferentes grupos funcionais e com histórias evolutivas distintas sugere que a conexão através do canal de derivação é eficiente e permite até o acesso de espécies sedentárias, como loricariídeos, uma família diversa de cascudos na região (Sabaj-Perez 2015; De Fries 2020). Além disso, parece ter havido um aumento na disponibilidade de nichos vagos, com espécies ocupando diferentes níveis tróficos e habitats que antes eram inacessíveis devido as condições ambientais ou inexistentes (e.g., banco de macrófitas).

Como consequência deste processo de colonização, estabelecimento e diversificação, as assembleias de peixes do RI se tornaram mais similares aqueles presentes no curso natural do rio. O grau de similaridade esteve diretamente relacionado a distância dos sítios amostrais, onde o RI foi mais similar ao RX do que o MON. O decaimento de distância de similaridade de comunidade é um padrão amplamente observado em ambientes terrestres e aquáticos e pode ser explicado puramente por processos neutros, como dispersão randômica, limitação de dispersão e deriva ecológica (Soininen et al. 2007; Dias et al. 2021). Entretanto, o padrão detectado também deve estar associado ao nicho das espécies e sua resposta as condições ambientais visto que existe uma maior similaridade ambiental entre RI e RX, dado que ambos setores são reservatórios artificiais com maior profundidade, menor velocidade da água e maior tempo de residência da água. Curiosamente, foram encontradas 15 espécies exclusivas no RI que não estavam presentes no RX e MON. Entretanto, esse resultado deve ser interpretado com cuidado pois todas as

15 espécies podem ser consideradas como raras, o que dificulta a sua detecção no rio. Além disso, elas já foram coletadas em diferentes sítios e períodos (i.e., antes de 2016 ou depois de 2022) amostrais nos setores RX e MON durante o processo de monitoramento da UHE Belo Monte (Norte Energia 2024).

Reservatórios são geralmente vistos como ambientes inóspitos e pobres em biodiversidade. Apesar de haver um período inicial de ascensão trófica em reservatórios tradicionais com aumentos na riqueza e abundância de peixes alimentado pela decomposição da matéria orgânica inundada (Agostinho et al. 2008), existe uma posterior queda e posterior estabilização dessas métricas em um período que varia entre 15 e 40 anos após o represamento (Agostinho et al. 2016). O ambiente se torna dominado por poucas espécies adaptadas as condições pelágicas e lênticas dominantes, além do desaparecimento de espécies reofílicas e daquelas que dependem de migrações longitudinais ao longo do rio (Chen et al. 2023). No caso do RI, o processo de diversificação, que já dura 7 anos, está mais associado ao processo de colonização que vem sendo alimentado pelo pool de espécies presentes no canal principal do rio. Este processo deve desacelerar à medida que a diversidade do RI se equalize com o RX. Entretanto, é importante notar que a assembleia de peixes do RI mostra sinais de sustentabilidade, com aumento gradual do número de peixes maduros e ocorrência de desovas (Norte Energia 2024). Apesar de ainda não existirem evidências sobre o transborde de peixes para regiões adjacentes do rio, tanto a montante da barragem Pimental pela passagem do canal de derivação como a jusante da barragem Belo Monte pela passagem das turbinas e vertedouros, é possível que o RI se torne uma fonte de biomassa e diversidade na região. Esta expectativa se dá, pois, o RI possui uma área ampla (119 km<sup>2</sup>) e se encontra em área particular pertencente a concessionária do projeto (Norte Energia s.a.), que proibi atividades pesqueiras. Estudos na Amazônia e outros rios ao redor do mundo indicam que áreas protegidas podem ser uma importante fonte de peixes para áreas adjacentes (Acreman et al. 2019; Keppeler et al. 2016; de Moraes et al. 2023).

O potencial do RI como fonte de biodiversidade e biomassa para áreas adjacentes é atraente, mas as expectativas devem ser ajustadas. Primeiramente, o RI deve beneficiar espécies que são adaptadas a ambientes mais lênticos e que não necessitam realizar migrações de longa distância para completar o seu ciclo de vida. Entre estas, podem se destacar espécies de interesse comercial e de segurança alimentar como os tucunarés (*Cichla* spp.), pescadas (e.g., *Plagioscion squamosissimus*) e serrasalmídeos

(principalmente piranhas). Segundo, ainda pouco sabemos sobre a sucessão ecológica de reservatório artificial tropicais criados em áreas de terra firme. Entretanto, sabemos que o médio rio Xingu deve perder espécies à medida que os impactos da Belo Monte se materializem por completo e que estes devem impactar as comunidades ribeirinhas que dependem desse recurso pesqueiro (Keppeler et al. 2022). Nesse sentido, seria prudente a tomada de medidas que maximizem a produtividade e diversidade do RI. Por exemplo, habitats artificiais poderiam ser instalados visando aumentar a complexidade estrutural local e prover áreas para desova e forrageio dos peixes (Freitas e Petrere-Jr. 2001; Santos et al. 2011). Outra solução seria o reestabelecimento de uma floresta ripária no entorno do RI para proteger as margens e prover recursos alóctones para o sistema, como frutos, serrapilheira e insetos terrestres (Arantes et al. 2019). Nesse contexto, monitoramentos da fauna aquática seriam essenciais para avaliar a eficiência das medidas tomadas e potencialmente propor ajustes no plano de manejo e conservação.

O nosso estudo demonstrou um rápido e direcional processo de colonização e estabelecimento da ictiofauna em um reservatório construído em terra firme em uma região hiper diversa na Amazônia. Demostramos a presença de um forte filtro ambiental inicial que restringiu a presença de diversas linhagens e grupos funcionais de peixe, incluindo espécies bentônicas sensíveis a falta de oxigênio e espécies de médio-grande porte com altos níveis de fecundidade. Estes são resultados inéditos que clarificam o nosso entendimento sobre processos de sucessão ecológica primária em ambientes aquáticos. Também destacamos o potencial deste ecossistema artificial para a conservação de peixes na região e do provisionamento de alimento para comunidades ribeirinhas atingidas pela operação da UHE Belo Monte, o terceiro maior projeto hidrelétrico do mundo.

## **REFERÊNCIAS**

Acreman, M., K. A. Hughes, A. H. Arthington, D. Tickner e M. Dueñas. 2019. Protected areas and freshwater biodiversity: a novel systematic review distills eight lessons for effective conservation. *Conserv. Lett.* **13(1)**. <https://doi.org/10.1111/conl.12684>

Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz, H. I. Suzuki.

1999. Theoretical reservoirs ecology and its application: Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. *Theoretical reservoirs ecology and its application*, **n. June**: 227–265.

Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.* **v. 68, n. 4 SUPPL**: 1119–1132.

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, N. C. L. Santos, J. C. G. Ortega, F. M. Pelicice. 2016. Fish assemblages in neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fish. Res.* **part 1**: 26-36 .

Arantes, C. C., K. O. Winemiller, A. Asher, L. Castello, L. L. Hess, M. Petrere Jr., C. E. C. Freitas. 2019. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Sci Rep* **9**, 16684 <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52243-0>

Barbosa, T. A. P., N. L. Benone, T. O. R. Begot, A. Gonçalves, L. Sousa, T. Giarizzo, L. Juen, L. F. A. Montag. 2015. Efeito das cachoeiras e do pulso de inundação na estrutura das assembleias de peixes do Médio Rio Xingu, Amazônia oriental. *Braz. J. Biol.* **v. 75, n. 3**, p. S78–S94.

Boersma, K. S., L. E. Dee, S. J. Miller, M. T. Bogan, D. A. Lytle, A. I. Gitelman. 2016. Linking multidimensional functional diversity to quantitative methods: A graphical hypothesis-evaluation framework. *Ecology*, **v. 97, n. 3**: 583–593. <https://doi.org/10.1890/15-0688>

Britto, S. G. C., E. D. Carvalho. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnol. Bras.* **v. 18, n. 4**: 377–388.

Cardoso P., F. Rigal, J. C. Carvalho. 2015. BAT – Biodiversity Assessment Tools, an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional diversity. *Methods Ecol. Evol.* **6**: 232-236.

Cardoso P., S. Mammola, F. Rigal , J. Carvalho. 2023. BAT: Biodiversity Assessment Tools. R package version 2.9.3. <https://CRAN.R-project.org/package=BAT>

Carvalho J. C., P. Cardoso, P. Gomes. 2012. Determining the relative roles of species

replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **21**: 760-771.

Chang, C. C., B. L. Turner. 2019. Ecological succession in a changing world. *J. Ecol.* **v. 107, n. 2**: 503–509.

Chang, J., D. L. Rabosky, S. A. Soares, M. E. Alfaro. 2019. An r package and online resource for macroevolutionary studies using the ray-finned fish tree of life. *Methods Ecol. Evol.* **v. 10, n. 7**: 1118–1124. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13182>

Chen H. 2022. VennDiagram: Generate High-Resolution Venn and Euler Plots. R package version 1.7.3. <https://CRAN.R-project.org/package=VennDiagram>

Chen, Q., Q. Li, Y. Lin, J. Zhang, J. Xia, J. Ni, S. J. Cooke, J. Best, S. He, T. Feng, Y. Chen, D. Tonina, R. Benjankar, S. Birk, A. S. Fleischmann, H. Yan e L. Tang. 2023. River Damming Impacts on Fish Habitat and Associated Conservation Measures. *Rev. Geophys.* **61(4)**. <https://doi.org/10.1029/2023rg000819>

Clarke K. R., R. M. Warwick. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **216**: 265-278.

Dahiya, Y., S. Rose, S. Thapliyal, S. Bhardwaj, M. Prasad, K. Babu. 2019. Differential regulation of innate and learned behavior by Creb1/Crh-1 in *Caenorhabditis elegans*. *J. Neurosci.* **39 (40)**: 7934–7946.

Deacon, C., M. J. Samways e J.S. Pryke. 2018. Artificial reservoirs complement natural ponds to improve pondscape resilience in conservation corridors in a biodiversity hotspot. *PLoS ONE* **13 (9)**: e0204148. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204148>

De Fries L. C. C. 2020. Movement ecology of a small stream fish: small-scale movement patterns and effect of stream road-crossings. Tese de Doutorado, UFRGS.

De Martis G., B. Mulas, V. Malavasi, M. Marignani, . 2016. Can Artificial Ecosystems Enhance Local Biodiversity? The Case of a Constructed Wetland in a Mediterranean Urban Context. *Environ Manage.* **57**: 1088–1097. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0668-4>

De Mérona, B. e R. Vigouroux. 2012. The role of ecological strategies in the colonization success of pelagic fish in a large tropical reservoir (Petit-Saut Reservoir, French Guiana. *Aquat. Living Resour.* **v. 25, n. 1**: 41–54.

de Moraes, K. R., A. T. Souza, D. Bartoň, P. Blabolil, M. Muška, M. Prchalová, T. Randák, M. Říha, M. Vašek, J. Turek, M. Tušer, V. Žlábek e J. Kubečka. 2023. Can a Protected Area Help Improve Fish Populations under Heavy Recreation Fishing? *Water*. **15(4)**: 632. <https://doi.org/10.3390/w15040632>

Dias, F.S., M. Betancourt, P. M. Rodríguez-González, L. Borda-de-Água. 2021. Analysing the distance decay of community similarity in river networks using Bayesian methods. *Sci Rep.* **11**, 21660. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01149-x>

Faith DP. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity *Biological Conservation* **61**: 1-10.

Fitzgerald, D. B., M. H. S. Perez, L. M. Sousa, A. P. Gonçalves, L. R. Py-Daniel, N. K. Lujan, J. Zuanon, K. O. Winemiller, J. G. Lundberg. 2018. Diversidade e estrutura das comunidades de peixes que habitam as corredeiras do Rio Xingu : implicações para a conservação diante do desenvolvimento de uma hidrelétrica de grande escala. *Isa*.

Freire, L., J. Lima, E. Silva. 2019. Belo Monte: fatos e impactos envolvidos na implantação da usina hidrelétrica na região Amazônica Paraense. *Soc. Nat.* **v. 30, n. 3**: 18–41.

Freitas, C. E. C. e M. Petreire-Jr, 2001. Influence of artificial reefs on fish assemblage of the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Lakes Reserv. Res. Manag.* **6**: 273–278.

Fridley, J. D., J. P. Wright. 2018. Temperature accelerates the rate fields become forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A* **115**: 4702-4706. <https://doi.org/10.1073/pnas.1716665115>.

Hahn, N. S., R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecol. Bras.* **v. 11, n. 04**: 469–480.

Junk, W. J., M. T. F. Piedade, J. Schöngart, M. Cohn-Haft, J. M. Adeney, F. Wittmann. 2011. A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. *Wetlands.* **v. 31, n. 4**: 623–640.

Kembel S. W., P. D. Cowan, M. R. Helmus, W. K. Cornwell, H. Morlon, D. D. Ackerly , S. P. Blomberg, C. O. Webb. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* **26**:1463-1464.

Keppeler, F. W., G. Hallwass, e R. A. M. Silvano. 2016. Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river. *Oryx*, **51(2)**: 268–279. <https://doi.org/10.1017/s0030605316000247>

Keppeler, F. W., M. C. Andrade, P. A. A. Trindade, L. M. Sousa, C. C. Arantes, K. O. Winemiller, O. P. Jensen, T. Giarrizo. 2022. Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. *Sci. Total Environ.* v. **838**: 155951. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155951>

Kristensen, J. A., A. Michelsen, D. B. Metcalfe. 2020. Background insect herbivory increases with local elevation but makes minor contribution to element cycling along natural gradients in the Subarctic. *Ecol. Evol.* **Volume 10, Edição 20**: 10913-11846.. doi: 10.1002/ece3.6803

Laliberté E., P. Legendre e B. Shipley. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.1.

Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau, e A. Gonzalez. 2004. metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* **7(7)**: 601–613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>

Lopes, P. F., M. Cousido-Rocha, M. R. Silva, C. C. Carneiro, J. C. Pezzuti, E. G. Martins, E. M. De Paula, A. Begossi, e M. G. Pennino. 2023. Droughts and controlled rivers: how Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. *Environ Conserv.* **51(1)**: 27–35. <https://doi.org/10.1017/s0376892923000358>

MacArthur R. H., O. E. Wilson. 1967. A teoria da biogeografia insular. Princeton, Nova Jersey: Princeton University Press.

Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing.

Marques, H., J. H. P. Dias, G. Perbiche-Neves, E. A. L. Kashiwaqui, e I. P. Ramos. 2018. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biol. Conserv.* **224**: 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.027>

Mathes, L. A. F. e F. R. Martins. 1996. Conceitos em sucessão ecológica. *ORNAM HORTIC.* v. **2**, n. **2**: 19–32.

Matsumura-Tundisi, T., J. G. Tundisi, A. Saggio, A. L. Oliveira Neto, e E. G. Espindula.

1991. Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, **vol. 24, no. 3**: 1482-1488.
- Meerhoff, M., M. de los Á. González-Sagrario. 2021. Complexidade do habitat em lagos e lagoas rasas: importância, ameaças e potencial para restauração. *Hidrobiologia*. **849**, 3737–3760. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04771-y>
- Miranda, J. C. 2009. Artigo de Revisão Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. *SaBios: SaBios*. **n. 1**: 31–37.
- Montaña, C. G., C. Ou, F. W. Keppeler, K. O. Winemiller. 2020. Functional and trophic diversity of fishes in the Mekong-3S river system: comparison of morphological and isotopic patterns. *Environ. Biol. Fishes*. **v. 103, n. 2**: 185–200.
- Oksanen et al. 2022. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, A. G., M. T. Baumgarther, L. C. Gomes, R. M. Dias, A. A. Agostinho. 2018. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshw. Biol.* **v. 63, n. 3**: 293–305.
- Pezzuti, J., C. Carneiro, T. Mantovanelli, R. Garzón. 2018. Xingu, o rio que pulsa em nós: monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu. São Paulo: Instituto Socioambiental.
- Podani J e D. Schmera. 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos* **120**: 1625-1638.
- Rabosky, D. L., J. Chang, P. O. Título, P. F. Cowman, L. Sallan, M. Friedman, K. Kaschner, C. Garilão, T. J. Perto, M. Coll, M. E. Alfaro. 2018. An inverse latitudinal gradient in speciation rate for marine fishes. *Nature*. **v. 559, n. 7714**: 392–395.
- R Core Team. 2023. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Robson, B. J., E. T. Chester. 2013. Refúgios antrópicos para a biodiversidade de água doce: suas características ecológicas e manejo. *Conser. Biol.* **166**: 64-75.

- Leme (Relatório de Impacto Ambiental). 2009. Aproveitamento hidrelétrico Belo Monte. <https://eletrobras.com/pt/Paginas/Belo-Monte.aspx>. (Accessed 1 June 2021)
- Sabaj-Perez, M., 2015. Where the Xingu bends and will soon break. *Am. Sci.* **103**: 395–403. <https://doi.org/10.1511/2015.117.395>.
- Santos, L. N., E. Garcia-Berthou, A. A. Agostinho, J. D. Latini. 2011. “Fish Colonization of Artificial Reefs in a Large Neotropical Reservoir: Material Type and Successional Changes.” *Ecol Appl.* **vol. 21, no. 1**: 251–62. JSTOR, <http://www.jstor.org/stable/29779651>. Accessed 12 Apr. 2024.
- Silva, G. G., V. Weber, A. J. Verde, P. Hoffmann, V. S. Silva, M. V. Volcan, L. E. K. Lanés, C. Stenert, M. Reichard, L. Maltchik. 2019. Killifish eggs can disperse via gut passage through waterfowl. *Ecology*, **v. 100, n. 11**: 55–58.
- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. 127–165.
- Soininen, J., R. McDonald e H. Hillebrand. 2007. The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* **30**, 3–12.
- Thorson J. T., A. A. Maureaud, R. Frelat, B. Mérigot, J. S. Bigman, S. T. Friedman, M. L. D. Palomares, M. L. Pinsky, S. A. Price, P. Wainwright. 2023. Identifying direct and indirect associations among traits by merging phylogenetic comparative methods and structural equation models. *Methods Ecol. Evol.* **14**: 1259–1275. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.14076>
- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, EDUEM, 169.
- Villéger, S. 2008. Centre International d'Études Supérieures en Sciences Agronomiques *Dynamique de la diversité fonctionnelle des communautés de poissons ( Lagune de Terminos , Mexique )*. These.
- Villéger S., N. W. H. Mason, D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*. **89**: 2290–2301.

Wang Y., U. Naumann, D. Eddelbuettel, J. Wilshire, D. Warton. 2022. mvabund: Statistical Methods for Analysing Multivariate Abundance Data. R package version 4.2.1.

Webb C. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *Am. Nat.* **156**: 145–155.

Winemiller, K. O., and K. A. Rose. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *CAN J FISH AQUAT SCI.* **49**:2196–2218

Winemiller K. O., B. McIntyre, L. Castello, E. Fluet-Chouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, I. G. Baird, W. Darwall, N. K. Luján, 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. Petriere Jr., C. Zarfl, M. Mulligan, J. P. Sullivan, C. C. Arantes, L. M. Sousa, A. A. Koning, D. J. Hoetinghaus, 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. V. Soesbergene, L. Sáenz, S. N. Wood. 2003. Thin-plate regression splines. *J.R. Stat. Soc.* **351, Edição 6269**: 128-129. [DOI: 10.1126/science.aac7082](https://doi.org/10.1126/science.aac7082)

Zhang, C., L. Ding, C. Ding, L. Chen. 2018. Responses of species and phylogenetic diversity of fish communities in the Lancang River to hydropower development and exotic invasions. *Ecol. Indic.* **v. 90, n. June 2017**: 261–279.

Zhang, C., M. Fujiwara, M. Pawluk, H. Liu, W. Cao, X. Gao. 2020. Changes in taxonomic and functional diversity of fish communities after catastrophic habitat alteration caused by construction of Three Gorges Dam. *Ecol. Evol.* **v. 10, n. 12**: 5829–5839. doi: 10.1002/ece3.6320

#### **MATERIAL SUPLEMENTAR:**

**Tabela S1** – Descrição dos traços medidos. As abreviações de cada traço são utilizadas para o cálculo dos índices funcionais apresentados na Tabela S2.

<b>Medida morfológica</b>	<b>Abreviação</b>	<b>Definição</b>
Comprimento padrão	SL	Comprimento padrão (mm)

Peso	WT	Peso (g)
Comprimento da cabeça	HEAD_L	Distancia da ponta da mandibular para a borda posterior do opérculo
Altura da cabeça	HEAD_D	Distância vertical do dorso para o ventre passando pela pupila
Abertura oral	GAPE	Medida da distância vertical da boca totalmente aberta no ponto mais alto
Posição da boca	MOUTH_P	ângulo entre uma linha imaginaria ligando as extremidades da boca aberta e uma linha imaginaria entre o centro da pupila e a última vertebra.
Comprimento do maxilar	JL	Distancia da extremidade do nariz para o canto da boca
Posição do olho	EYE_POS	Distância vertical da borda inferior do olho para o ventre
Diâmetro do olho	EYE_D	Distância vertical do olho entre as margens
Comprimento do focinho	SNT_L	Distância da parte posterior do olho até a ponta da mandibular superior com a boca fechada
Prolongamento do focinho	SNT_PR	Distância adicional da parte posterior do olho até a ponta da mandibular superior com a boca totalmente aberta e estendida
Altura do corpo	BOD_D	Distancia vertical máxima do dorso para o ventre
Largura do corpo	BOD_W	Distância horizontal máxima de lado a lado
Comprimento do pedúnculo caudal	PED_L	Distância da margem proximal posterior da nadadeira anal para a margem da caudal na altura da última vertebra
Altura do pedúnculo caudal	PED_D	Menor distância vertical do dorso para o ventre do pedúnculo caudal
Largura do pedúnculo caudal	PED_W	Largura horizontal do pedúnculo caudal no comprimento médio
Comprimento da nadadeira dorsal	DORS_L	Distância da margem proximal anterior para a margem proximal posterior da nadadeira dorsal
Comprimento da nadadeira dorsal	DORS_HT	Distância máxima da margem proximal para a margem distal da nadadeira dorsal (filamentos excluídos)

Posição da nadadeira dorsal	DORS_POS	Distância da ponta do nariz para a margem proximal anterior da nadadeira dorsal
Comprimento da nadadeira anal	ANAL_L	Distância da margem proximal anterior para a margem proximal posterior da nadadeira anal
Altura da nadadeira anal	ANAL_HT	Distância máxima da margem proximal para a distal da nadadeira anal
Altura da nadadeira caudal	CAUD_D	Distância vertical máxima da nadadeira caudal totalmente estendida
Comprimento da nadadeira caudal	CAUD_L	Distância máxima da margem proximal para a margem distal da nadadeira caudal ( filamentos excluídos)
Comprimento da nadadeira peitoral	PEC_L	Distância máxima da margem proximal para a margem distal da nadadeira peitoral
Posição da nadadeira peitoral	PEC_FIN_POS	Distância vertical entre a inserção superior da nadadeira peitoral para a parte inferior do corpo
Altura da nadadeira pélvica	PELV_L	Distância máxima da margem proximal para a margem distal da nadadeira pélvica
Posição da nadadeira pélvica	PELV_P	Distância da ponta do nariz para a margem proximal anterior da nadadeira pélvica
Comprimento do intestino	GUT_L	Comprimento do intestino do começo do esôfago para o anus (estendido sem esticar)
Rastros branquiais	RAKER	Considerando como 0 para ausente, 1 para curta, romboide ou semelhante a um dente, 2 para intermediária ou longa e esparsa e 3 para longa e em formato de pente
Espinhos	SPI	0 = ausente, 1 = poucos curtos e fracamente serrilhados, 2 = poucos longos ou poucos curtos e fortemente serrilhados, 3 = muitos longos (dorsal, anal) , 4 = longos e massivos
Tolerância à hipoxia	HYP_TOL	1 = Alto, 2 = Médio, 3= Baixo
Armadura	ARM	0 = nenhuma, 1 = crânio massivo, 2 = placas ósseas finas cobrindo o corpo, 3 = placas ósseas espessas cobrindo

		o corpo
Agressividade	AGR	0 = nenhuma heteroespecífica, 1 = perseguindo e mordendo heteroespecíficos, 2 = perseguindo e mordendo com dentição cortante causando danos aos tecidos
Velocidade	SPD	0 = lento e normalmente inativo, 1 lento e ativo, frequentemente com boa manobrabilidade, 2 nadador rápido e ágil, 3 nadador rápido e ágil que também pode escapar por voos curtos
Nível de atividade	AC_L	1 = sedentário, natação lenta pouco frequente, 2 = natação lenta em intervalos frequentes, 3 = natação lenta contínua, 4 = natação constante com surtos rápidos
Acessório respiratório especial	SP_ACR	0 = nenhum, 1 = protuberância labial, 2 = respiração aérea acessória
Atividade diária	DACT	1 = diurno, 2 = crepuscular, 3 = noturna
Idade máxima	AGE_MAX	Idade máxima da população (tmax) obtida no pacote FishLife do R.
Fecundidade	FECUNDITY	Número de ovos por fêmea por ano obtida no pacote FishLife do R.
Coefficiente de crescimento	GROWTH_COEFF	Este é um parâmetro da função de crescimento de von Bertalanffy, que expressa a taxa (1/ano) à qual o comprimento assintótico é atingido. Informação obtida no pacote FishLife do R.
Idade de primeira maturação	AGE_MATURITY	Idade da primeira maturação obtida no pacote FishLife do R.
Mortalidade natural	NATURAL_MORTALITY	A taxa instantânea de mortalidade natural (M; 1/ano). Esta métrica refere-se às fases juvenil tardia e adulta de uma população e é calculada a partir da equação empírica de Pauly (1980). Informação obtida no pacote FishLife do R.
Tamanho da prole	OFFSPRING_SIZE	Tamanho do corpo da prole. Informação obtida no pacote FishLife do R.
Tipo de reprodução	SPAWNING_TYPE	Nonguarders, Guardians, and Bearers. Informação obtida no pacote FishLife

		do R.
--	--	-------

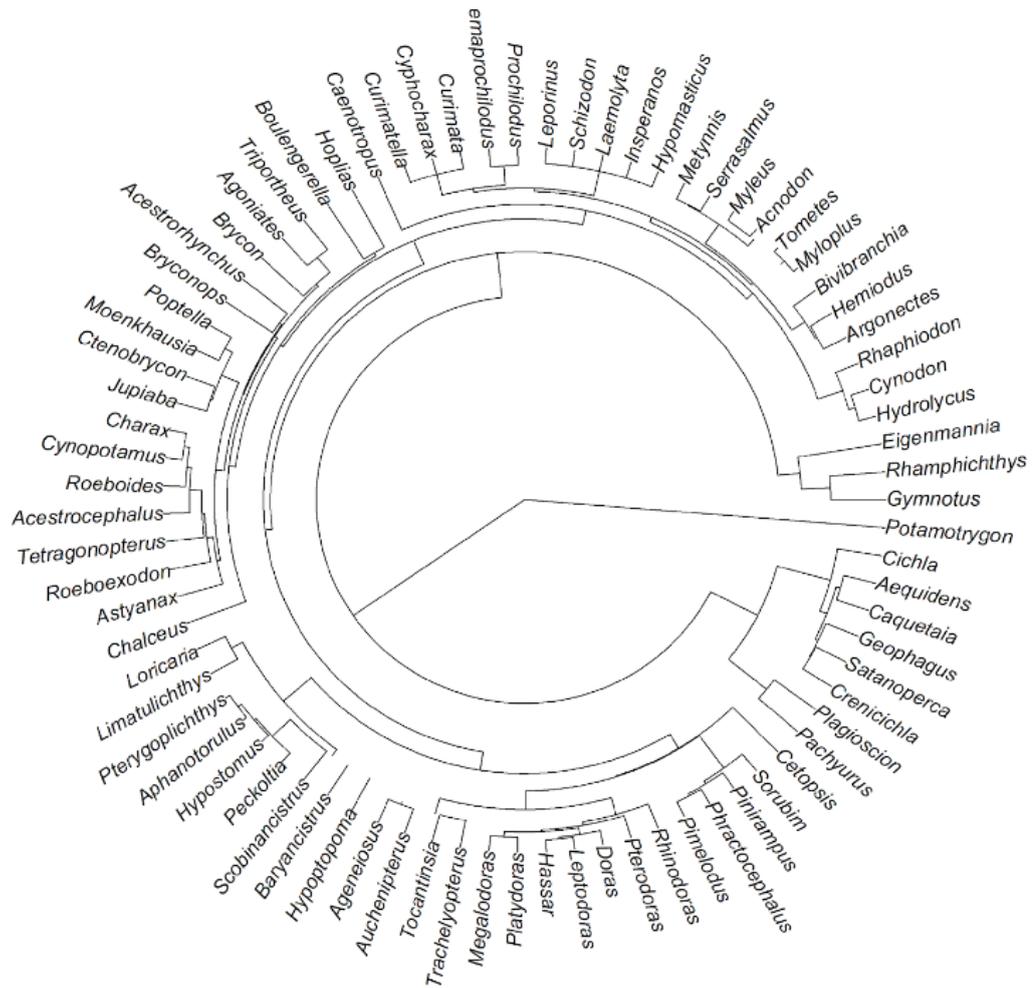
**Tabela S2** – Índices funcionais calculados a partir das medidas morfológicas descritas na tabela S1. Descrição ecológica é apresentado para cada um dos índices.

Traço	Abreviação	Equação	Descrição e interpretação ecológica
Comprimento relativo da cabeça	REL_HEAD_L	HEAD_L/SL	Estratégia trófica – Diretamente proporcional para habilidade de aquisição de presas grandes.
Altura relativa da cabeça	REL_HEAD_D	HEAD_D / BOD_D	Estratégia trófica – Valores altos estão relacionados com a habilidade de obtenção de grandes presas, indicando que podem ser piscívoras.
Tamanho relativo da boca	REL_GAPE	GAPE / BOD_D	Estratégia trófica – Valores altos indicam habilidade para consumir grandes presas.
Posição vertical dos olhos	REL_EYE_POS	EYE_POS / HEAD_D	Uso de habitat – Está diretamente relacionado com a preferência de posição na coluna d'água.
Tamanho relativo do olho	REL_EYE_DEP	EYE_D / HEAD_D	Estratégia trófica – O tamanho do olho indica uma aproximação da visão. Tamanho grande está relacionado com predação.
Tamanho relativo do focinho	REL_SNT_L	SNT_L / HEAD_L	Estratégia trófica – Relacionado à capacidade de captura de presas.
Altura corporal relativa	REL_BOD_D	BOD_D / SL	Uso de habitat – Está diretamente proporcional para manobrabilidade e inversamente para velocidade.
Largura relativa do corpo	REL_BOD_W	BOD_W / SL	Uso de habitat – Avalia a influência da forma do corpo na habilidade de natação.
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	REL_PED_L	PED_L / SL	Uso de habitat – Relacionado com a habilidade para natação.
Altura relativa do pedúnculo caudal	REL_PED_D	PED_D / BOD_D	Uso de habitat – Valores altos indicam grande potencial de manobra.
Largura relativa do pedúnculo caudal	REL_PED_W	PED_W / BOD_W	Uso de habitat – Inversamente proporcional para amplitude de movimentos de natação, sendo alto para peixes pouco

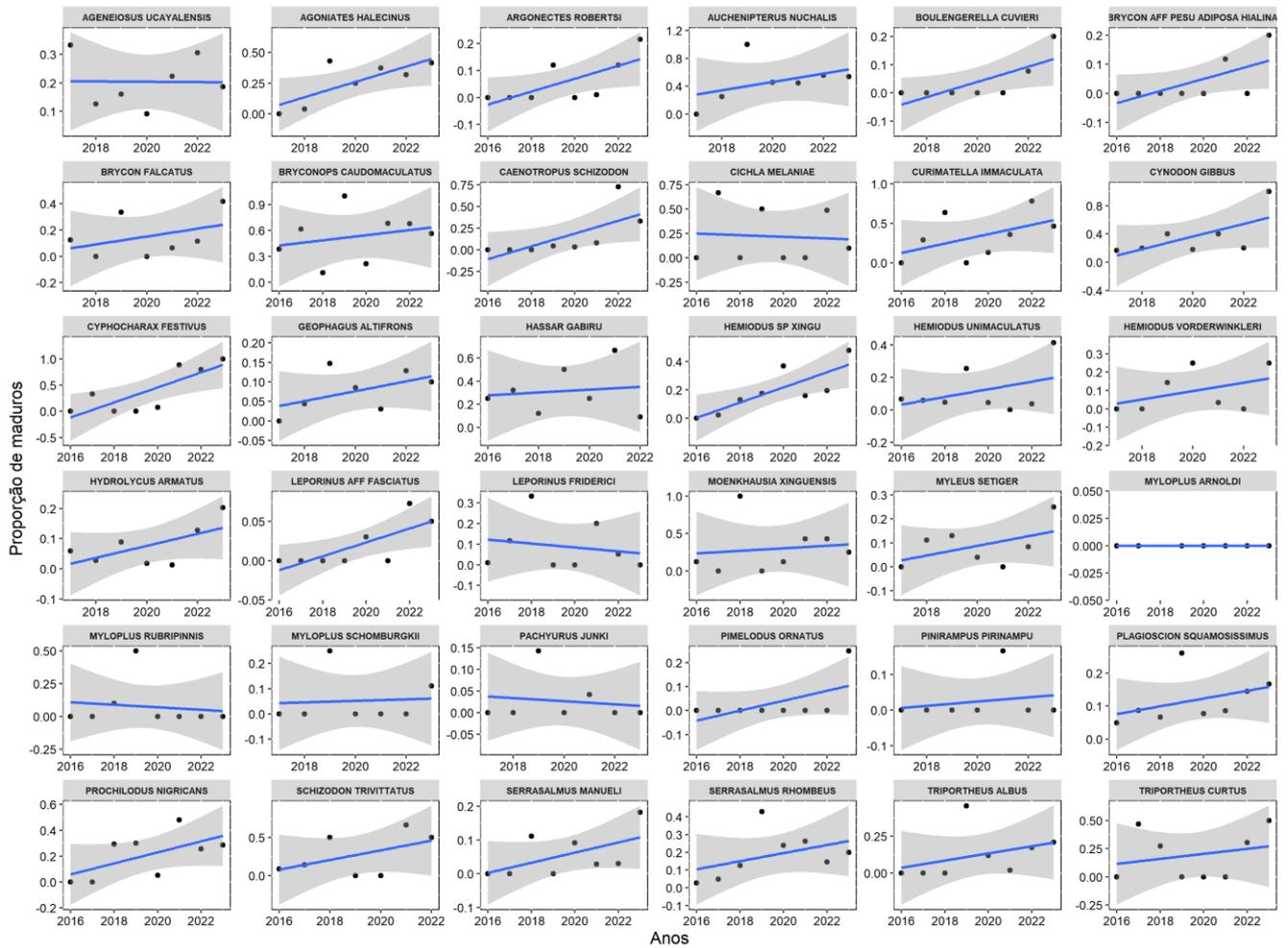
			ativos.
Comprimento relativo da nadadeira dorsal	REL_DORS_L	DORS_L / SL	Uso de habitat – Relacionado com a estabilidade da natação.
Altura relativa da nadadeira dorsal	REL_DORS_H	DORS_HT / SL	Uso de habitat – Relacionado com a estabilidade da natação.
Comprimento relativo da nadadeira anal	REL_ANAL_L	ANAL_L / SL	Uso de habitat – Relacionado à manobrabilidade.
Altura relativa da nadadeira anal	REL_ANAL_H	ANAL_HT / SL	Uso de habitat – Relacionado à manobrabilidade.
Altura relativa da nadadeira caudal	REL_CAUD_D	CAUD_D / SL	Uso de habitat – Relacionado à manobrabilidade.
Comprimento relativo da nadadeira caudal	REL_CAUD_L	CAUD_L / SL	Uso de habitat – Relacionado à manobrabilidade.
Comprimento relativo da nadadeira peitoral	REL_PEC_L	PEC_L / SL	Uso de habitat – Relacionado à manobrabilidade.
Comprimento relativo da nadadeira pélvica	REL_PELV_L	PELV_L / SL	Uso de habitat – Relacionado à manobrabilidade.
Comprimento relativo do trato gastrointestinal	REL_GUT_L	GUT_L/SL	Estratégia trófica – Diretamente relacionado com herbivoria.
Posição da nadadeira peitoral	PEC_POS	PEC_FIN_PO S / SL	Uso de habitat – Diretamente relacionado com a habilidade de natação e com hábitos bentônicos, função de freio, manutenção de posição, etc.
Posição da nadadeira dorsal.	DORS_POS	DORS_POS / SL	Uso de habitat – Relacionado com a estabilidade da natação.

**Tabela S3** – Características físico-químicas mensuradas ao longo do reservatório intermediário (RI) nos 7 anos de monitoramento desde a sua criação em 2016. As variáveis ambientais medidas no reservatório intermediário (condutividade, pH, turbidez, clorA, oxigênio dissolvido e transparência), não foram coletadas necessariamente nos mesmos pontos de coleta, não sendo, portanto, contempladas nas análises estatísticas.

Ano	Média_Cond (min/max)	Média_pH (min/max)	Média_Turb (min/max)	Média_ClorA (min/max)	Média_DO (min/max)	Média_Secchi (min/max)
<b>2016</b>	0,04 (0,02/0,12)	6,25 (4,00/6,99)	9,33 (1,00/74,80)	8,42 (2,39/20,88)	5,91 (0,87/7,91)	1,70 (0,10/2,90)
<b>2017</b>	0,03 (0,01/0,22)	6,49 (6,01/7,11)	11,33 (0,70/105,00)	7,46 (0,24/65,52)	4,66 (0,27/7,94)	1,72 (0,30/3,50)
<b>2018</b>	0,02 (0,01/0,04)	7,26 (6,08/8,06)	6,80 (2,70/27,00)	7,17 (1,49/18,29)	4,62 (1,55/8,73)	1,76 (0,06/3,40)
<b>2019</b>	0,02 (0,02/0,05)	6,80 (5,95/7,88)	10,47 (1,80/81,80)	7,93 (1,44/29,81)	5,00 (2,67/7,33)	1,66 (0,10/3,20)
<b>2020</b>	0,02 (0,01/0,06)	7,05 (5,51/8,91)	6,46 (1,31/25,40)	6,75 (2,50/13,93)	5,47 (1,65/8,36)	1,90 (0,30/3,90)
<b>2021</b>	0,02 (0,02/0,04)	7,20 (6,45/7,89)	6,79 (0,43/120,00)	5,87 (2,31/14,75)	5,03 (1,38/8,16)	2,02 (0,20/4,20)
<b>2022</b>	0,02 (0,02/0,05)	6,91 (6,14/7,89)	6,09 (0,33/58,00)	4,76 (1,00/18,36)	5,81 (2,67/7,88)	1,82 (0,40/3,70)
<b>Total</b>	<b>0,02 (0,01/0,22)</b>	<b>6,90 (4,00/8,91)</b>	<b>8,09 (0,33/120,00)</b>	<b>7,01 (0,24/65,52)</b>	<b>5,16 (0,27/8,73)</b>	<b>1,80 (0,06/4,20)</b>



**Figura S1.** Relações filogenéticas entre os gêneros de peixes coletados no Médio Rio Xingu. A árvore filogenética é baseada na super árvore criada por Rabosky et al. (2018).



**Figura S2.** Associação entre ano do monitoramento e proporção de indivíduos maduros para 36 espécies de peixes coletadas no reservatório intermediário. Todas as espécies aqui analisadas ocorreram em pelo menos 7 dos 8 anos de monitoramento. As linhas de tendência e os seus respectivos erros padrões foram gerados a partir de regressões lineares.