



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE AMBIENTES
AQUÁTICOS CONTINENTAIS



GUSTAVO FACCIN ANDREOTTI

Efeitos de ações antrópicas sobre as interações bióticas entre os peixes de uma planície de inundação Neotropical: alterações nos padrões de coocorrência de espécies

Maringá
2024

GUSTAVO FACCIN ANDREOTTI

Efeitos de ações antrópicas sobre as interações bióticas entre os peixes de uma planície de inundação Neotropical: alterações nos padrões de coocorrência de espécies

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Limnologia.

Área de Concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Diego Corrêa Alves

Maringá
2024

"Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

A559e

Andreotti, Gustavo Faccin, 1996-

Efeitos de ações antrópicas sobre as interações bióticas entre os peixes de uma planície de inundação Neotropical : alterações nos padrões de coocorrência de espécies / Gustavo Faccin Andreotti. -- Maringá, 2024.

71 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2024.

Orientador: Prof. Dr. Diego Corrêa Alves.

1. Peixes de água doce - Comunidades, Ecologia de - Interações bióticas - Ações antrópicas - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Planície de inundação - Alto rio Paraná - Coocorrência de espécies. 3. Variáveis ambientais - Variáveis hidrométricas - *Generalized linear latent variable models* (GLLVM). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.17822709816

GUSTAVO FACCIN ANDREOTTI

Efeitos de ações antrópicas sobre as interações bióticas entre os peixes de uma planície de inundação Neotropical: alterações nos padrões de coocorrência de espécies

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Banca Examinadora composta pelos membros:

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Diego Corrêa Alves
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a Dayani Bailly Fernandes
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui
Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul (UEMS)

Prof. Dr. Igor de Paiva Affonso
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Aprovada em: 22 de fevereiro de 2024.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. Yoshiaki Fukushigue, Departamento de Estatística (DES), Bloco E-90, *campus* sede da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho a todos que me acompanharam nos últimos anos e que contribuíram, cada um a sua maneira, para que eu chegasse até aqui.

AGRADECIMENTOS

Em especial, agradeço à minha mãe, Elvira, pelo acolhimento durante esses últimos anos, conturbados e de renascimento, sem a presença dela nada disso seria possível.

Agradeço ao meu orientador, Diego, pela ajuda, incentivo e compreensão, sem ele não teria entregado este trabalho, e visto que conseguiria sim chegar tão perto de concluir esta etapa.

Agradeço a todos os meus amigos, especialmente Erick, Maria e Giovana, aos amigos da bateria e aos meus familiares, pelas risadas, momentos de paz, de apoio e de música, que deixaram esta jornada ser mais leve e prazerosa.

Agradeço a Camila e Maria Christhina, profissionais insubstituíveis para que eu conseguisse alcançar este feito, mas sem me esquecer de mim.

Agradeço a Elizabete, por todo apoio, paciência e cuidado, para que tudo ocorresse da melhor forma possível.

Agradeço a todos os profissionais e alunos envolvidos no Nupélia, PEA e PELD, que com seu trabalho de diferentes formas possibilitaram que este estudo se tornasse real.

Agradeço a CAPES pelo apoio financeiro durante esta etapa da minha formação.

E agradeço aos membros da banca por aceitarem contribuir com este estudo.

A única coisa que torna a vida possível é a incerteza permanente e intolerável: não saber o que vem depois.

(Ursula K. Le Guin)

Efeitos de ações antrópicas sobre as interações bióticas entre os peixes de uma planície de inundação Neotropical: alterações nos padrões de coocorrência de espécies

RESUMO

A ictiofauna de ambientes de água doce se encontra amplamente ameaçada por ações antrópicas. As mudanças climáticas e a construção de barragens afetam os peixes de água doce e suas redes de interações bióticas. Neste contexto, este estudo avaliou a ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná (PIARP) sob os impactos de mudanças climáticas, épocas de secas e cheias extremas, e sob os impactos causados pela construção de uma barragem a montante, a Usina Hidrelétrica Sérgio Motta, Brasil. Os anos amostrados foram classificados em anos de seca extrema, neutros e de cheia extrema, de acordo com as condições predominantes de seu regime hidrológico, e em anos de pré-barramento, antes da construção e inundação do reservatório da usina hidrelétrica a montante, e pós-barramento. As variáveis abióticas e variáveis hidrométricas foram amostradas concomitantemente com a abundância das espécies de peixe, permitindo excluir o efeito das variáveis ambientais sobre a ocorrência das espécies, com o uso de modelos lineares generalizados multivariados de variáveis latentes. Obteve-se a força das interações bióticas interespecíficas pelos valores de coocorrência, positivos ou negativos, entre cada par de espécies. Com relação aos resultados envolvendo a influência dos regimes hidrológicos, foram encontradas diferenças nos valores médios de coocorrência entre anos de seca extrema, anos neutros e anos de cheia extrema, indicando que os valores de coocorrência são mais fortes entre a ictiofauna da PIARP (tanto interações positivas quanto negativas) em anos de seca. Para os efeitos da construção da barragem a montante da PIARP, observou-se diferenças entre os padrões de coocorrência de espécies antes e após a sua construção, indicando valores de coocorrência predominantemente positivos no período pós-barramento, e coocorrências predominantemente neutras no período pré-barramento. Os resultados indicam incremento nos padrões de coocorrência entre as espécies de peixes da planície de inundação frente secas extremas e construção de barragens a montante, uma vez que os valores de coocorrência foram mais intensos sob essas condições. Destaca-se a importância das interações bióticas em resposta às ações antrópicas para a elaboração de planos de manejo e para a conservação das espécies de peixes de água doce.

Palavras-chave: competição e predação; bacia do rio Paraná; *Generalized Linear Latent Variable Models* (GLLVM); Porto Primavera.

The effects of anthropic actions in the biotic interactions between fishes from a Neotropical floodplain: changes in species cooccurrence patterns

ABSTRACT

The freshwater ichthyofauna is largely threatened by the anthropogenic impacts in these ecosystems. The climatic changes caused by human actions and dams' constructions concerningly affects the freshwater fishes, including its biotic interactions network. Thus, this work aimed at evaluating the Upper Paraná River floodplain's (UPRF) ichthyofauna under the impacts caused by climate changes, years of extreme drought an extreme flood, and under the impacts caused by the construction of an upstream dam, the Sérgio Motta Hydroelectric Power Plant, Brazil. The sampled years were classified in extreme drought, neutral and extreme flood, according to the predominant characteristics of its hydrological regime, and in pré-damming years, before the upstream hydroelectric power plant construction and reservoir's flooding, and post-damming years. The abiotic and hydrometric variables were concurrently sampled with the abundance of fish species, allowing to exclude the environmental variables' effects over the species' cooccurrence, using multivariate generalized linear models with latent variables. The force of the interspecific biotic interactions was obtained through cooccurrence values for each pair of species, visualized through negative, neutral, and positive values. Regarding the results involving the hydrological regime influence, it was observed differences between drought, neutral and flood years, with stronger cooccurrence values between the UPRF's ichthyofauna in drought years (for positive and negative values). Regarding the results involving the construction of the UPRF's upstream dam, it was observed differences comparing the pré-damming and post-damming years cooccurrence patters, with predominantly positive values in post-damming years, and predominantly neutral cooccurrences in pré-damming years. These work results indicate the increment of the cooccurrence values between a floodplain's fish species due to extreme droughts and upstream dams' constructions, once the cooccurrence values were more intense under these conditions. Stands out the importance of biotic interactions for the elaboration of management plans and freshwater species conservation in response to anthropogenic actions.

Keywords: competition and predation; Generalized Linear Latent Variable Models (GLLVM); Paraná river's basin; Porto Primavera.

Tese elaborada e formatada conforme as normas de publicação científica Hydrobiologia. Disponível em:

<<https://link.springer.com/journal/10750/submission-guidelines>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS	10
2 EFEITO DE CHEIAS E SECAS EXTREMAS SOBRE OS PADRÕES DE COCORRÊNCIA ENTRE AS ESPÉCIES DE PEIXES DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL	15
2.1 Introdução	17
2.2 Metodologia	19
2.2.1 Área de estudo.....	19
2.2.2 Amostragem.....	20
2.2.3 Análise de dados.....	21
2.3 Resultados	22
2.4 Discussão	27
REFERÊNCIAS	32
3 A INFLUÊNCIA DE UMA BARRAGEM NAS INTERAÇÕES BIÓTICAS ENTRE A ICTIOFAUNA DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL	40
3.1 Introdução	42
3.2 Metodologia	43
3.2.1 Área de estudo.....	43
3.2.2 Amostragem.....	44
3.2.3 Análise dados.....	45
3.3 Resultados	47
3.4 Discussão	50
REFERÊNCIAS	54
MATERIAL SUPLEMENTAR	63
TABELA A1 - Lista de espécies de peixes amostradas em “Efeito de cheias e secas extremas sobre os padrões de coocorrência entre as espécies de peixes de uma planície de inundação Neotropical”.....	63
TABELA A2 - Lista de espécies de peixes amostradas em “A influência de uma barragem nas interações bióticas entre a ictiofauna de uma planície de inundação Neotropical”.....	67
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	71

1 INTRODUÇÃO GERAL

As ações antrópicas estão transformando as características hídricas do planeta Terra, afetando os ecossistemas aquáticos, ripários e costeiros (Rodell et al., 2018). Esse cenário é especialmente preocupante para a água doce, sendo que esses ecossistemas estão em um estado de crise ambiental (Brautigam, 1999; Harrison et al., 2018), uma vez que sua biodiversidade de peixes está em rápido declínio (Albert et al., 2021). Dentre as ações antrópicas responsáveis por essa crise, mudanças climáticas e construção de barramentos (reservatórios) são listadas como algumas das principais causas (Sala et al., 2000; Dudgeon et al., 2006; Strayer & Dudgeon, 2010; Van-Rensch et al., 2019).

Os impactos das mudanças climáticas e construção de barramentos afetam a distribuição, variabilidade genética e sobrevivência das espécies de peixes de água doce (Ficke et al., 2007; Liermann et al., 2012; Bailly et al., 2021; Machado et al., 2021). As mudanças climáticas causam esses prejuízos por alterações na temperatura, mudanças no regime hidrológico (pluviosidade) e desastres ambientais (Ficke et al., 2007; Van-Rensch et al., 2019; Peluso et al., 2023). Enquanto construções de barramentos transformam ambientes aquáticos, mudando características hidrológicas, transformando ambientes lóticos em lênticos ou retendo sedimentos; geomorfológicas, alterando o curso de diversos rios; e criando rotas para invasão de espécies (Mérona et al., 2001; Gubiani et al., 2007; Júlio-Júnior et al., 2009; Agostinho et al., 2016).

Existem conhecimentos capazes de auxiliar em ações de manejo para a preservação das comunidades aquáticas, mas que possuem diversas lacunas. Como o déficit Eltoniano, que aponta a incompreensão sobre as interações interespecíficas e sua importância para a sobrevivência e *fitness* das espécies (Hortal et al., 2015). Existem registros de como as redes de interações de espécies aquáticas se alteram de acordo com condições ambientais, como gradiente latitudinal e história evolutiva (Ford & Roberts, 2019), ou construção de reservatórios, mudanças climáticas e invasão de espécies (Bezerra et al., 2018; Mor et al., 2018). Com o estado preocupante que os peixes de água doce se encontram (He et al., 2018; Reid et al., 2019), algumas características de suas redes de interações, como a força e as principais relações interespecíficas, podem auxiliar a encontrar espécies essenciais para a estruturação e resistência dessa ictiofauna, e encontrar espécies de prioritária conservação, seja com interesse comercial ou econômico (Bremner, 2008; Lau et al., 2017).

A comunidade de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná (PIARP) é notavelmente diversa, mesmo sofrendo com a retenção de sedimentos e controle do fluxo de água por reservatórios à montante, introdução de espécies por reservatórios à jusante ou por pesca esportiva, sobrepesca, e com intensas variações no nível hidrométrico causadas por mudanças climáticas (Agostinho et al., 2007; Júlio-Júnior et al., 2009; Oliveira et al., 2015; Ortega et al., 2015). Mesmo que a PIARP apresente áreas protegidas e de importante conservação para diversos grupos, é discutida a deficiência de informações e medidas de manejo para a conservação das espécies nativas dessa região (Agostinho et al., 2007; Mendonça et al., 2009; Arzamendia & Giraudo, 2012). Ademais, a ictiofauna da PIARP apresenta características que permitem o estudo das respostas de suas interações interespecíficas frente a construção de barragens, com a construção da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta a montante (Agostinho et al., 2004), e de mudanças climáticas, como eventos extremos de pluviosidade (Gubiani et al., 2007; Oliveira et al., 2015; Alves et al., 2021). Isso é possível devido um monitoramento contínuo, sendo a PIARP o Sítio 6 do projeto de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD).

Portanto, observaram-se as principais interações interespecíficas entre a comunidade de peixes da PIARP frente diferentes cenários. Foram elaboradas duas abordagens, a primeira abordagem com o objetivo de observar os padrões de coocorrência das espécies de peixes da PIARP frente regimes hidrológicos intensos, com eventos de seca extrema e de cheia extrema. A segunda abordagem com o objetivo de observar os padrões de coocorrência dos peixes da PIARP antes e após a construção da barragem da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta a montante.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. M. Thomaz & N. S. Hahn, 2004. The upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & N. S. Hahn. The Upper Paraná River and its floodplain. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands 18: 381-393.

Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, A. C. Petry, L. C. Gomes & H. F. Júlio-Júnior, 2007. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10: 174-186. <https://doi.org/10.1080/14634980701341719>

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, N. C. L. Santos, J. C. Ortega & F. M. Pelicice, 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173: 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Albert, J. S., G. Destouni, S. M. Duke-Sylvester, A. E. Magurran, T. Oberdorff, R. E. Reis, K. O. Winemiller & W. J. Ripple, 2021. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio* 50: 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Alves, J. C., G. F. Andreotti, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, 2021. Effects of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 848: 1811-1823. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04555-4>
- Arzamendia, V. & A. R. Giraud, 2012. A panbiogeographical model to prioritize areas for conservation along large rivers. *Diversity and Distributions* 18: 168-179. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00829.x>
- Bailly, D., V. F. Batista-Silva, F. A. Silva Cassemiro, P. Lemes, W. J. da Graça, A. G. Oliveira, E. V. Couto, J. H. D. Ferreira, R. Ré, T. F. Rangel & A. A. Agostinho, 2021. The conservation of migratory fishes in the second largest river basin of South America depends on the creation of new protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31: 2515-2532. <https://doi.org/10.1002/aqc.3594>
- Bezerra, L. A. V., R. Angelini, J. R. S. Vitule, M. Coll & J. I. Sánchez-Botero, 2018. Food web changes associated with drought and invasive species in a tropical semiarid reservoir. *Hydrobiologia* 817: 475-489. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3432-8>
- Brautigam, A., 1999. The freshwater biodiversity crisis. *World Conservation* 2: 4-5.
- Harrison, I., R. Abell, W. Darwall, M. L. Thieme, D. Tickner & I. Timboe, 2018. The freshwater biodiversity crisis. *Science* 362: 1369-1369. <https://doi.org/10.1126/science.aav9242>
- Bremner, J., 2008. Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 37-47. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.007>
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. Prieur-Richard D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

- Ficke, A. D., C. A. Myrick & L. J. Hansen, 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 17: 581-613. <https://doi.org/10.1007/s11160-007-9059-5>
- Ford, B. M. & J. D. Roberts, 2019. Evolutionary histories impart structure into marine fish heterospecific co-occurrence networks. *Global Ecology and Biogeography* 28: 1310-1324. <https://doi.org/10.1111/geb.12934>
- Gubiani, E. A., L. C. Gomes, A. A. Agostinho & E. K. Okada, 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 191–197. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00211.x>
- He, F., V. Bremerich, C. Zarfl, J. Geldmann, S. D. Langhans, J. N. David, W. Darwall, K. Tockner & S. C. Jähnig, 2018. Freshwater megafauna diversity: Patterns, status and threats. *Diversity and Distributions* 24: 1395-1404. <https://doi.org/10.1111/ddi.12780>
- Hortal, J., F. Bello, J. A. F. Diniz-Filho, T. M. Lewinsohn, J. M. Lobo & R. J. Ladle, 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of Biodiversity. *Annual Review of Ecology* 46: 523-549. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400>
- Júlio-Júnior, H. F., C. D. Tós, A. A. Agostinho & C. S. Pavanelli, 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology* 7: 709-718. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400021>
- Lau, M. K., S. R. Borrett, B. Baiser, N. J. Gotelli & A. M. Ellison, 2017. Ecological network metrics: opportunities for synthesis. *Ecosphere* 8: e01900. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1900>
- Liermann, C. R., C. Nilsson, J. Robertson & R. Y. Ng, 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *BioScience* 62: 539-548. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.6.5>
- Machado, C. B., A. Braga-Silva, P. D. Freitas & P. M. Galetti Jr, 2022. Damming shapes genetic patterns and may affect the persistence of freshwater fish populations. *Freshwater Biology* 67: 603-618. <https://doi.org/10.1111/fwb.13866>
- Mendonça, L. B., E. V. Lopes & L. Anjos, 2009. On the possible extinction of bird species in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 747-755. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000300028>

- Mérona, B., G. Mendes-dos-Santos & R. Gonçalves-de-Almeida, 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 60: 375-392. <https://doi.org/10.1023/A:1011033025706>
- Mor, J. R., A. Ruhí, E. Tornés, H. Valcárcel, I. Muñoz & S. Sabater, 2018. Dam regulation and riverine food-web structure in a Mediterranean river. *Science of the Total Environment* 625: 301-310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.296>
- Oliveira, A. G., H. I. Suzuki, L. C. Gomes & A. A. Agostinho, 2015. Interspecific variation in migratory fish recruitment in the Upper Paraná River: effects of the duration and timing of floods. *Environmental Biology of Fishes* 98: 1327-1337. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0361-5>
- Ortega, J. C., H. F. Júlio-Júnior, L. C. Gomes & A. A. Agostinho, 2015. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia* 746: 147-158. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2025-z>
- Peluso, L. M., L. Mateus, J. Penha, Y. Suárez & P. Lemes, 2023. Climate change may reduce suitable habitat for freshwater fish in a tropical watershed. *Climatic Change* 176: 44. <https://doi.org/10.1007/s10584-023-03526-z>
- Reid, A. J., A. K. Carlson, I. F. Creed, E. J. Eliason, P. A. Gell, P. T. J. Johnson, K. A. Kidd, T. J. McCormack, J. D. Olden, S. J. Ormerod, J. P. Smol, W. W. Taylor, K. Tockner, J. C. Vermaire, D. Dudgeon & S. Cooke, 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94: 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Rodell, M., J. S. Famiglietti, D. N. Wiese, J. T. Reager, H. K. Beaudoin, F. W. Landerer & M. H. Lo, 2018. Emerging trends in global freshwater availability. *Nature* 557: 651–659. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0123-1>
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall, 2000. Global biodiversity scenario for the year 2100. *Science*: 287: 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

Strayer, D. L. & D. Dudgeon, 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 344-358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>

Van-Rensch, P., J. Arblaster, A. J. Gallant, W. Cai, N. Nicholls & P. J. Durack, 2019. Mechanisms causing east Australian spring rainfall differences between three strong El Niño events. *Climate Dynamics* 53: 3641-3659. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04732-1>

2 EFEITO DE CHEIAS E SECAS EXTREMAS SOBRE OS PADRÕES DE COCORRÊNCIA ENTRE AS ESPÉCIES DE PEIXES DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL

RESUMO

Ações antrópicas intensificam estações de seca e de cheia e podem desencadear diferentes consequências para a ictiofauna desses ecossistemas. Oscilações no regime hidrológico tendem a fortalecer ou enfraquecer as interações bióticas em épocas de seca e de cheia, respectivamente. Foi formulada a predição de que os peixes apresentam padrões de coocorrência mais intensos em anos de seca do que em anos de cheia. As amostragens de peixe ocorreram trimestralmente ao longo de 19 anos na planície de inundação do alto rio Paraná (PIARP), concomitantemente com as amostragens de nível hidrométrico do rio Paraná, permitindo categorizar os anos em seca extrema, neutro e cheia extrema, e variáveis abióticas, removendo os seus efeitos sobre a ictiofauna e observando melhor as interações bióticas. Encontrou-se diferença significativa entre as médias de anos de seca extrema, anos neutros e anos de cheia extrema, com valores de coocorrência mais intensos em anos de seca extrema, com diferentes espécies apresentando as coocorrências mais fortes nas diferentes categorias do regime hidrológico. Este estudo aponta que as interações bióticas entre a ictiofauna da PIARP são afetadas por mudanças climáticas de pluviosidade, fortalecendo interações positivas e negativas em épocas de seca extrema.

Palavras-chave: Competição e predação. GLLVM. PELD. Pulso de inundação. Redes de interações bióticas.

THE EFFECT OF EXTREME FLOODS AND DROUGHTS ON THE COOCCURRENCE PATTERNS BETWEEN FISHES FROM A NEOTROPICAL FLOODPLAIN

ABSTRACT

Anthropic actions intensify drought and flood seasons in freshwater environments, which can trigger different consequences for the ichthyofauna in these ecosystems. Oscillations in the hydrological regime tend to increase or decrease the force of biotic interactions in times of drought and flood, respectively. Therefore, the prediction formulated was that fishes will present more intense cooccurrence patterns in drought years than in flood years. Fish sampling occurred quarterly over 19 years in the Upper Paraná River floodplain (UPRF), concomitantly with the Paraná River's hydrometric levels sampling, allowing to categorize the years in extreme drought, neutral and extreme flood, besides environmental variables, removing their effects on the ichthyofauna to better observe the biotic interactions. A significant difference was found between the means of extreme drought, neutral and extreme flood years, with more intense cooccurrence values in extreme drought years. Moreover, different species presented the stronger cooccurrences in different categories of the hydrological regime. This study points out that climatic changes in rainfall affect the biotic interactions between the UPRF's ichthyofauna, strengthening positive and negative interactions in drought periods.

Keywords: Biotic interactions network. Competition and predation. Flood pulse. GLLVM. LTER.

2.1 Introdução

As mudanças climáticas, impulsionadas por ações antrópicas, causam impactos sobre os ecossistemas naturais, responsáveis por perdas massivas de biodiversidade, principalmente por de mudanças na temperatura e na precipitação (e.g., Sala et al., 2000; Bálint et al., 2011; Bellard et al., 2012; Habibullah et al., 2022). A intensificação das mudanças climáticas torna mais comum a ocorrência de eventos climáticos extremos, em que as estações de seca e de cheia estão mais intensas e imprevisíveis (Guhathakurta et al., 2011; O’Gorman, 2015; Tarmizi et al., 2019; Tripathy et al., 2023). A imprevisibilidade e mudanças na intensidade das cheias e secas acarretam diversos desafios para a humanidade, como problemas para sistemas de drenagem de água nas áreas urbanas (Willems et al., 2012), riscos de inundações em regiões habitadas (Guhathakurta et al., 2011) e problemas para sistemas agrícolas e produção de alimento (Rosenzweig et al., 2001; Leng et al., 2015; Leng & Hall, 2019).

Somando com os prejuízos socioeconômicos causados diretamente pelas mudanças climáticas (e.g., Pendleton & Mendelsohn, 1998; Milly et al., 2008), seus impactos na biodiversidade desencadeiam na contínua redução dos serviços e funções ecossistêmicos, afetando o sequestro de carbono, a qualidade da água e do solo, com consequências negativas para ecossistemas naturais e para a produção de alimentos (Cardinale et al., 2012). Isso ocorre uma vez que as mudanças climáticas são capazes de alterar as condições ambientais das áreas nativas das espécies, prejudicando o *fitness* dos indivíduos e afetando sua distribuição geográfica e sobrevivência (Barbosa et al., 2019; Lourenço-de-Moraes et al., 2019; Hu et al., 2022; Festa et al., 2023).

Esses efeitos são particularmente preocupantes para ecossistemas de água doce, uma vez que a sua biodiversidade é uma das mais ameaçadas (Harrison et al., 2018; Reid et al., 2019), principalmente a sua ictiofauna (Ricciardi & Rasmussen, 1999). A vulnerabilidade dos peixes de água doce é consequência de diversas perturbações antrópicas, como mudanças climáticas, fragmentação, perda e alteração de *habitat*, sobrepesca, poluição, uso do solo e introdução de espécies não-nativas (Dudgeon et al., 2006; He et al., 2018; Reid et al., 2019). As mudanças climáticas afetam a ictiofauna de diversas maneiras, por exemplo, aumentando a temperatura da água, reduzindo o nível de oxigênio dissolvido, e alterando o regime hidrológico (pluviosidade), que está

intimamente ligado com o processo evolutivo dos peixes de água doce (Ficke et al., 2007; Strayer & Dudgeon, 2010; Van-Rensch et al., 2019).

As oscilações no regime hidrológico, sazonais ou não, influenciam a estruturação de comunidades de peixes de água doce, principalmente sobre a sua alimentação e reprodução (Ficke et al., 2007; Oliveira et al., 2015; Bezerra et al., 2018; Ferreira et al., 2020). Isso ocorre especialmente em comunidades de planícies de inundação, ambientes altamente influenciados pelo pulso de inundação, que demarca estações de seca e estações de cheia, quando ocorre a inundação de diversos ambientes da planície (Junk et al., 1989; Ward & Stanford, 1995). Essas oscilações sazonais do pulso de influenciam a força das interações bióticas em planícies de inundação, onde é observada maior força dessas interações (como competição e predação) durante as fases de seca e de isolamento, uma vez que os ambientes se encontram compartimentalizados e com menor disponibilidade de recursos alóctones. Contudo, em épocas de cheia, as variáveis ambientais tendem a ser mais determinantes para a distribuição das espécies do que as interações bióticas, com a maior disponibilidade de recursos para a comunidade aquática (Rodríguez & Lewis Jr., 1994; Tockner et al., 2000; Okada et al., 2003; Thomaz et al., 2007).

Mudanças climáticas que intensificam as estações de seca ou de cheia podem acarretar diferentes consequências para os peixes de planícies de inundação (Smolders et al., 2000; Fernandes et al., 2009; Oliveira et al., 2015; Pereira et al., 2017; Alves et al., 2021; Andreotti et al., 2021). O objetivo deste trabalho foi observar os padrões de coocorrência das espécies de peixes de uma planície de inundação frente aos regimes hidrológicos intensos, ou seja, épocas de seca extrema ou de cheia extrema. Assim, a hipótese avaliada neste estudo foi de que as espécies apresentam diferentes padrões de coocorrência em épocas com regimes hidrológicos de diferentes propriedades, com a predição de que: em épocas de seca extrema as espécies apresentam maiores valores de coocorrência, tanto negativos quanto positivos, uma vez que os ambientes se tornam mais isolados e com menos recursos, predominando as interações bióticas, enquanto que em épocas de cheia extrema as espécies apresentam, predominantemente, padrões de coocorrência mais tênues, uma vez que as espécies encontram mais recursos disponíveis no ambiente.

2.2 Métodos

2.2.1 Área de estudo

A área de estudo deste trabalho está localizada na planície de inundação do alto rio Paraná (PIARP), um trecho livre de barramentos de 230 km de extensão e 5.268 km² de área, situado entre o reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu Binacional e a barragem da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta no estado do Paraná, Brasil (Agostinho et al., 2004). Esse trecho tem como rio principal o rio Paraná e dois tributários, os rios Ivinhema e Baía. Foram selecionados nove locais de amostragem, três em cada rio, contemplando a calha principal, e duas lagoas marginais, podendo estar conectadas ou não com trechos lóticos (Fig. 1). Esses locais são amostrados no projeto de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), Sítio 6.

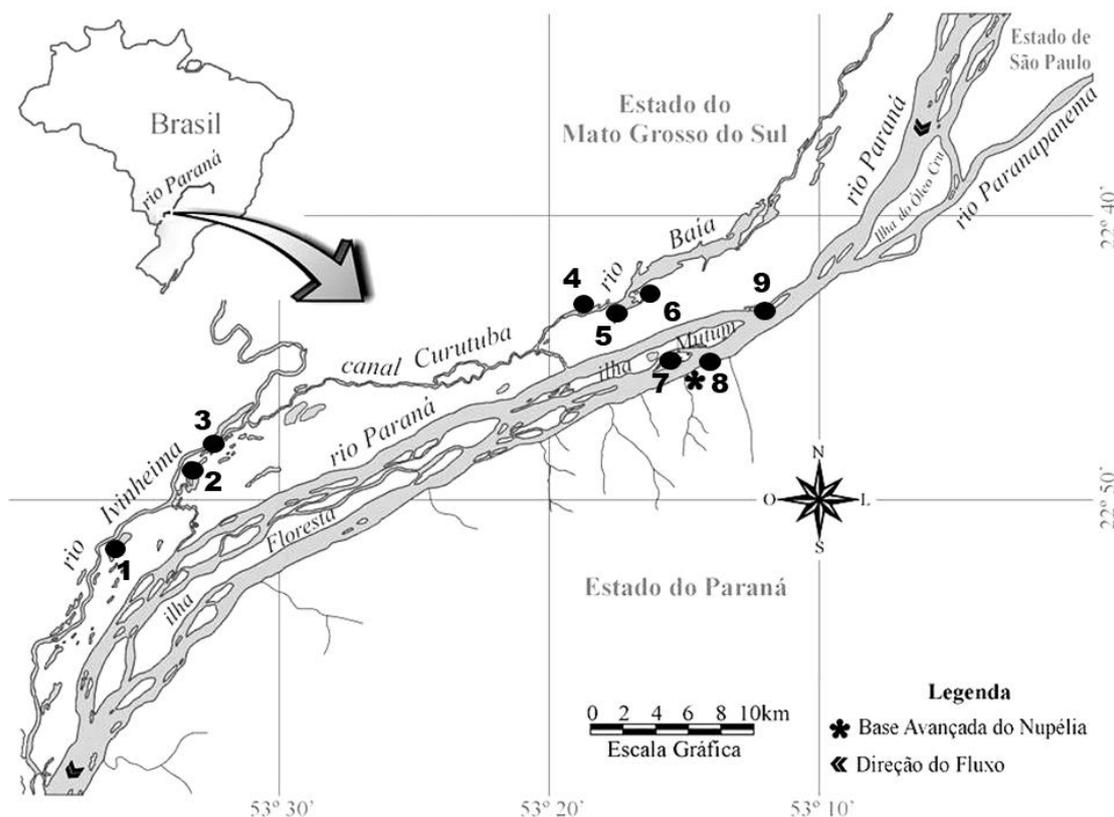


Figura 1. Mapa da planície de inundação do alto rio Paraná com as nove estações de amostragem usadas neste estudo. 1 – Lagoa Ventura; 2 – Lagoa dos Patos; 3 – Rio Ivinhema; 4 – Lagoa do Guaraná; 5 – Rio Baía; 6 – Lagoa Fechada; 7 – Ressaco do Pau Vieiro; 8 – Rio Paraná; 9 – Lagoa das Garças.

2.2.2 Amostragem

As coletas de peixes foram realizadas trimestralmente entre os anos 2000 e 2018. Foram utilizadas redes de espera de 20 m de comprimento e malhas variando entre 2,4 e 16 cm entre nós adjacentes, operadas em regiões próximas à margem dos ambientes, com instalação à tarde (14:00) e checadas de 8 em 8 horas (22:00, 06:00 e 14:00, quando foram removidas). Os indivíduos capturados foram anestesiados com uso de eugenol e transportados para o laboratório da Base de Pesquisa Avançada do Nupélia (Fig. 1), localizada em Porto Rico, Brasil, onde foram identificados de acordo com Graça & Pavanelli, 2007 e Ota et al., 2018. Para cada indivíduo capturado foi registrado data e estação de amostragem. As coletas foram aprovadas pelo Comitê de Ética do Uso de Animais da Universidade Estadual de Maringá (CEUA nº 1420221018).

Concomitantemente com as coletas de peixes foram amostradas variáveis abióticas, sendo mensuradas profundidade (m) com um medidor de profundidade do modelo SM5, turbidez (NTU) com um turbidímetro LaMotte 2020e, e temperatura da água (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio dissolvido (mg/L) com um medidor YSIA 550A. Também foram mensurados o nitrogênio total, fósforo total e clorofila-*a* ($\mu\text{g}/\text{L}$) de acordo com Golterman et al. (1978). Matéria suspensa total (MST) foi mensurada por gravimetria, como proposto por Mackereth et al. (1978).

As variações diárias do nível hidrométrico no rio Paraná foram obtidas em metros a partir de uma régua hidrométrica no próprio rio dentro da área de estudo, próxima à Base de Pesquisa Avançada do Nupélia. O nível hidrométrico foi usado para categorizar os anos amostrados de acordo com as características predominantes de seu regime hidrológico: anos de seca extrema, anos neutros e anos de cheia extrema. Assim, foram calculadas as seguintes características para categorizar os anos amostrados de acordo com as medições diárias: dia com o mínimo valor no nível hidrométrico; dia com o máximo valor no nível hidrométrico; mínimo valor no nível hidrométrico; máximo valor no nível hidrométrico; número de dias de seca (nível hidrométrico < 2,4m); número de dias de extrema seca (nível hidrométrico < 2,0m); número de dias de cheia (nível hidrométrico > 3,5m); número de dias de extrema cheia (nível hidrométrico > 4,6m); e amplitude do nível hidrométrico.

2.2.3 Análise de dados

As variáveis hidrológicas foram sumarizadas em uma PCA (*Principal Component Analysis*) com o pacote “factoextra” (Kassambara & Mundt, 2020), assim os eixos da PCA foram usados para classificar os anos amostrados em três grupos, anos de seca extrema, neutros e de cheia extrema. A classificação foi feita por meio de uma análise de agrupamento (*k-means*) de acordo com as variáveis hidrológicas que agruparam cada um dos anos nos eixos da PCA, representados visualmente pelos dois primeiros eixos (PC1 e PC2).

Os padrões de coocorrência entre as espécies de peixes foram modelados utilizando a abordagem dos modelos conjuntos de abundância multivariada com variáveis latentes (Warton et al., 2015; Niku et al., 2017). Essa abordagem consiste em um modelo linear generalizado de variáveis latentes (GLLVM: *Generalized Linear Latent Variable Models*) e permite inferir de forma conjunta sobre a relação da abundância de cada espécie com as variáveis ambientais. O GLLVM estima a relação dos dados de abundância das espécies (variáveis respostas) com as variáveis abióticas (variáveis preditoras), com o uso de variáveis latentes que auxiliam a explicar essas variações, que acomodam potenciais padrões não observados nas variáveis preditoras.

Primeiramente foi realizada uma seleção de variáveis abióticas que seriam utilizadas como preditoras em cada um dos três modelos finais para cada categoria de regime hidrológico (seca extrema, neutro e cheia extrema). A seleção foi feita com o uso de correlações de Spearman entre a abundância total de toda a assembleia de peixes por cada variável abiótica (profundidade, turbidez, temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, fósforo total, clorofila-*a* e MST) para cada um dos três regimes hidrológicos. As variáveis abióticas foram ranqueadas de acordo com o valor absoluto das correlações, do maior para o menor, e foram ajustados modelos sequencialmente, a partir do modelo nulo com apenas o intercepto, e cada variável abiótica foi adicionada uma a uma no GLLVM, conforme a ordem de ranqueamento, sendo selecionados os modelos com o menor AICc para cada regime hidrológico.

Foram ajustados três GLLVM finais, um para anos de seca extrema, um para anos neutros e um para anos de cheia extrema. Os modelos foram ajustados a partir das abundâncias das espécies de peixe da PIARP em função das variáveis abióticas selecionadas. Também foram usadas duas variáveis latentes que compreenderam as variações que não estavam contidas nas preditoras (ou seja, que não foram mensuradas neste estudo). Foi assumida a distribuição binomial negativa para as variáveis respostas.

Com o uso dos GLLVM foi possível isolar o efeito das interações entre as espécies, após controlar o efeito das variáveis predictoras (abióticas), por meio das cargas fatoriais das variáveis latentes do modelo. Assim, cada modelo ajustado estima uma matriz de correlação interespecífica, evitando inferir uma correlação intersepecífica (coocorrência) espúria, que foi explicada pelos atributos ambientais. Essas correlações podem ser interpretadas de acordo com o quanto as espécies apresentam uma coocorrência maior do que é esperado aleatoriamente ou pela similaridade ambiental (valores de coocorrência maiores e distantes de 0), menor do que é esperado aleatoriamente ou pela dissimilaridade ambiental (valores de coocorrência negativos e distantes de 0) ou que o padrão de coocorrência é aleatório ou explicado pelas variáveis ambientais (iguais ou próximos de 0).

As três matrizes de correlações interespecíficas estimadas pelo GLLVM, as quais representam os padrões de coocorrência em cada período, tiveram seus valores absolutos calculados, chamados de intensidade de coocorrência, uma vez que quanto maior seus valores absolutos, maior a intensidade das coocorrências entre as espécies. A predição foi testada por uma regressão beta com as intensidades de coocorrência (variável resposta) em função das categorias de regime hidrológico, seca extrema, neutro e cheia extrema (variável preditora), obtendo qual o regime hidrológico com a maior média, indicando maior intensidade de coocorrência e maior força das interações bióticas entre as espécies de peixes. A regressão beta foi performada com o uso do pacote “betareg” (Zeileis et al., 2021). Os resultados foram visualizados com gráficos dos pacotes “ggplot2” (Wickham et al., 2023) e “corrplot” (Wei et al., 2021). Todas as análises e gráficos utilizados neste estudo foram performadas no programa estatístico R (R Core Team, 2023), por meio da interface RStudio, versão 2023.06.0.

2.3 Resultados

Os dois primeiros eixos da PCA (PC1 e PC2) explicaram conjuntamente 88,4% da variação das variáveis hidrométricas (Fig. 2). PC1 (57,6% de explicação) separou os anos de cheia extrema dos anos de seca extrema, sendo que os anos de cheia foram agrupados nos valores negativos do eixo pelas variáveis: máximo valor e amplitude do nível hidrométrico, número de dias de cheia e número de dias de extrema cheia. Os anos de seca foram agrupados nos valores positivos do eixo pelas variáveis: número de dias de

seca e número de dias de extrema seca. Os anos neutros foram separados dos demais pelo PC2 (30,8% de explicação), agrupados nos valores positivos do eixo pela variável mínimo valor do nível hidrométrico, agrupados em uma posição intermediária entre os anos de cheia e seca em PC1. Os anos neutros foram os mais numerosos (11 anos: 2000, 2002, 2003, 2005, 2007, 2008, 2011, 2012, 2013, 2016 e 2017), seguidos de anos de cheia (5 anos: 2004, 2006, 2009, 2010 e 2015), e os anos de seca os menos numerosos (3 anos: 2001, 2014 e 2018).

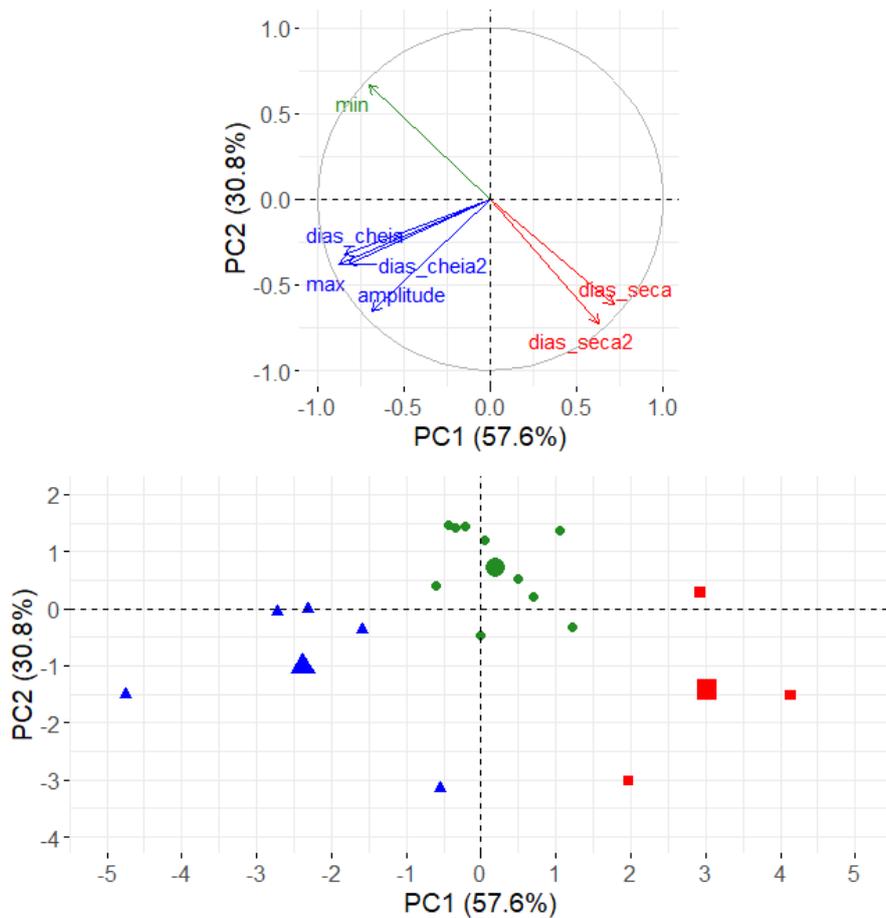


Figura 2. Agrupamento dos anos de estudo (2000 até 2018) pelas variáveis hidrométricas, visualizados em dois primeiros eixos da PCA (PC1 e PC2). Os pontos menores representam os anos e os maiores representam os centroides de cada agrupamento. min = mínimo valor do nível hidrométrico; max = máximo valor do nível hidrométrico; dias_cheia = dias de cheia; dias_cheia2 = dias de extrema cheia; dias_seca = dias de seca; dias_seca2 = dias de extrema seca.

Com relação a ictiofauna da PIARP foram amostradas 117 espécies, distribuídas entre 8 ordens e 32 famílias (ver Tabela A1 para consultar a lista de espécies). Durante os anos de seca foram coletadas 88 espécies de peixes, 111 em anos neutros e 106 em

anos de cheia. Com relação aos modelos finais, para o período de seca extrema foram selecionadas três variáveis abióticas (em ordem de maior para menor correlação), temperatura, clorofila e oxigênio dissolvido (Tabela 1), sendo o menor número dentre todos os períodos. Para o período neutro foram selecionadas sete variáveis, clorofila-a, turbidez, fósforo total, nitrogênio total, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido. Para o período de cheia extrema, foram selecionadas seis variáveis, clorofila-a, fósforo total, condutividade, temperatura, turbidez e oxigênio dissolvido.

Tabela 1 - Resultados obtidos no processo de seleção de variáveis pelos GLLVM para cada um dos grupos de anos (cheia extrema, neutro e seca extrema). A seleção foi feita por ordem de maior para menor correlação, e as variáveis adicionadas sequencialmente (+) desde o modelo nulo com o menor AICc (texto destacado em negrito).

<i>Seca extrema</i>			
Variáveis	Correlações	AICc	Δ AICc
Nulo	-	10988,5	236,5
+ Temperatura	0,34	10766,5	14,5
+ Clorofila-a	0,33	10790,7	38,8
+ Oxigênio dissolvido	-0,20	10751,9	0,0
Fósforo total	0,15	10838,9	87,0
Condutividade	-0,14	10877,1	125,1
Turbidez	0,10	10982,2	230,3
MST	-0,06	11122,1	370,2
pH	-0,04	11264,7	512,8
Nitrogênio total	-0,02	11551,2	799,2
<i>Neutro</i>			
Variáveis	Correlações	AICc	Δ AICc
Nulo	-	61334,6	1312,2
+ Clorofila-a	0,38	61303,9	1281,4
+ Turbidez	0,34	61004,2	981,7
+ Fósforo total	0,32	61016,3	993,8
+ Nitrogênio total	0,31	60846,3	823,8
+ Condutividade	-0,28	60624,0	601,5
+ Temperatura	0,13	60356,9	334,4
+ Oxigênio dissolvido	-0,08	60022,5	0,0
MST	-0,05	60092,8	70,3
pH	-0,04	60146,1	123,6
<i>Cheia extrema</i>			
Variáveis	Correlações	AICc	Δ AICc
Nulo	-	31096,6	384,1
+ Clorofila-a	0,44	31150,3	437,8
+ Fósforo total	0,43	31107,3	394,8

+ Condutividade	-0,34	31018,9	306,4
+ Temperatura	0,31	30903,9	191,4
+ Turbidez	0,28	30870,6	158,1
+ Oxigênio dissolvido	-0,16	30712,5	0,0
Nitrogênio total	0,16	30731,3	18,8
pH	-0,04	30734,7	22,2
MST	0,02	30843,6	131,1

De forma geral, os valores absolutos dos padrões de coocorrência foram maiores em anos de seca extrema do que em anos de cheia extrema ou neutros. Contudo, é possível visualizar que os anos de cheia extrema apresentaram valores mais intensos do que os neutros (Fig. 3a). Aproximadamente 52,8% dos pares de espécies apresentaram valores de coocorrência superior a 0,25 nos anos de seca extrema, enquanto esta proporção foi de 34,8% e 21,8% para os anos de cheia extrema e anos neutros, respectivamente (Fig. 3b). Quando considerados valores absolutos de coocorrência mais extremos, foi observado que 18,1% dos pares de espécies apresentaram coocorrência superior a 0,50 nos anos de seca extrema, 6,4% nos anos de cheia extrema e 2,0% para os anos neutros.

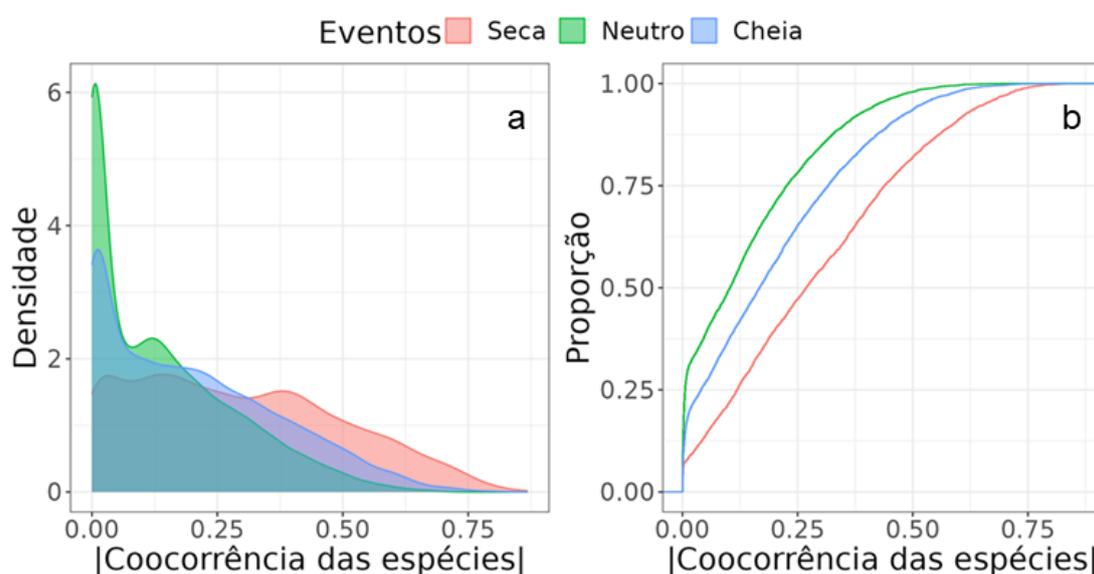


Figura 3. Distribuição (esquerda) e distribuição acumulada (direita) da intensidade de coocorrência (módulo das coocorrências das espécies) por grupos de anos com diferentes regimes hidrológicos (seca extrema, neutros e cheia extrema).

A performance da regressão beta sugere que os anos de cheia extrema apresentaram uma intensidade de coocorrência (módulo da coocorrência) com média de

0,19, nos anos de seca extrema houve um aumento médio de 47% com relação a cheia extrema (valor- $p < 0,001$) (Tabela 2). Os anos neutros apresentaram uma intensidade de coocorrência média equivalente a 71% da intensidade dos anos de cheia extrema (valor- $p < 0,001$), ou seja, uma diminuição da intensidade de coocorrência.

Tabela 2. Resultados obtidos pela regressão beta. EP = estimativa dos parâmetros.

		Estimativ	$e^{\text{Estimativ}}$	EP	valor-p
		a	a		
Parâmetros da média	Intercepto	-1,69	0,19	0,014	<0,001
	Seca extrema	0,39	1,47	0,019	<0,001
	Neutro	-0,35	0,71	0,021	<0,001

Com relação especificamente aos pares positivos e negativos de coocorrência, os anos de cheia extrema e neutros não apresentaram valores residuais menores do que -0,5 (padrões de coocorrência negativos), valores estes encontrados apenas para anos de seca extrema ($r < -0,5$), em alguns casos menores do que -0,70. Contudo, os anos de seca extrema, neutros e de cheia extrema apresentaram valores residuais maiores do que 0,5 (padrões de coocorrência positivo), sendo que anos de seca extrema apresentaram valores maiores do que 0,80, anos neutros maiores do que 0,60 e anos de cheia extrema maiores do que 0,70. Os anos de seca extrema apresentaram valores de coocorrência negativa e positiva mais numerosos e intensos do que anos neutros ou de cheia extrema, assim como anos de cheia extrema apresentam valores de coocorrência mais positivos do que anos neutros (Fig. 4).

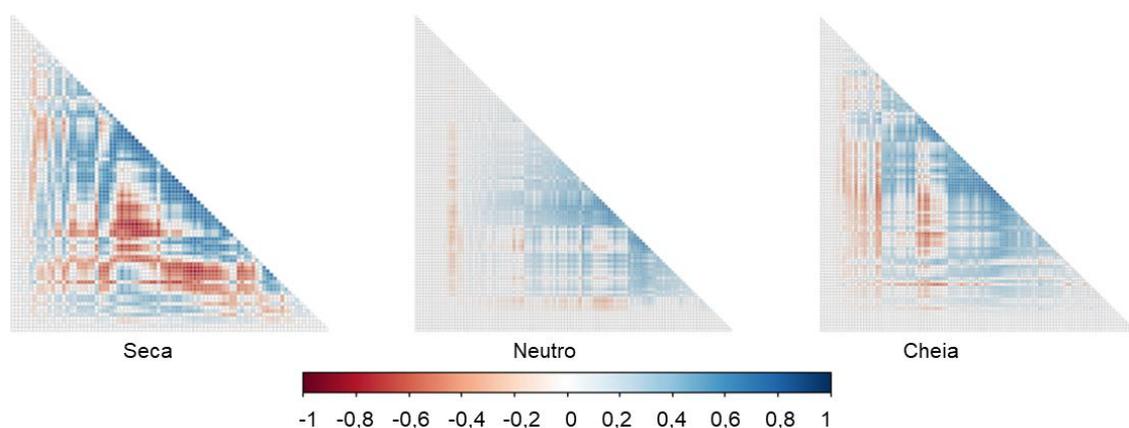


Figura 4. Padrões de coocorrência residuais entre as espécies de peixes para os anos de seca extrema, neutros e de cheia extrema.

As espécies que coocorreram positivamente de forma mais proeminente em anos de cheia extrema ($r > 0,70$) foram: *Acestrorhynchus lacustris* (Lütken, 1875), *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850), *Catathyridium jenynsii* (Günther, 1862), *Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes, 1840), *Leporinus lacustris* Campos, 1945, *Megaleporinus piavussu* (Britski, Birindelli, Garavello, 2012), *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836), *Psellogrammus kennedyi* (Eigenmann, 1903), *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix, Agassiz, 1829), *Pseudoplatystoma reticulatum* Eigenmann, Eigenmann, 1889, *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816), *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1837, *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948) e *Trachydoras paraguayensis* (Eigenmann, Ward, 1907). Para os anos neutros as principais espécies que coocorreram positivamente ($r > 0,60$) foram: *Ageneiosus inermis* (Linnaeus, 1766), *A. lacustris*, *Cichla kelberi* Kullander, Ferreira, 2006, *H. platyrhynchos*, *L. lacustris*, *S. marginatus* e *T. paraguayensis*.

Em anos de seca extrema, as espécies apresentaram valores maiores de coocorrência positiva ($r > 0,80$), sendo as espécies: *Geophagus sveni* Lucinda, Lucena, Assis, 2010, *H. platyrhynchos*, *Hemiodus orthonops* Eigenmann, Kennedy, 1903, *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874), *Metynnis lippincottianus* (Cope, 1870), *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821) e *Sorubim lima* (Bloch, Schneider, 1801). As espécies começaram a apresentar valores maiores de coocorrência negativa ($r < -0,50$) nos anos de seca, sendo que as espécies principais foram: *Brycon hilarii* (Valenciennes, 1850), *C. kelberi*, *G. sveni*, *H. platyrhynchos*, *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Agassiz, 1829), *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828), *Hypophthalmus oremaculatus* Nani, Fuster, 1947, *I. labrosus*, *Leporinus friderici* (Bloch, 1794), *Lepthoplosternum pectorale* (Boulenger, 1895), *Loricariichthys rostratus* Reis, Pereira, 2000, *Megaleporinus obtusidens* (Valenciennes, 1836), *P. granulosus*, *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887), *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803, *Rhaphiodon vulpinus* Spix, Agassiz, 1829, *S. lima* e *T. paraguayensis*.

2.4 Discussão

Este estudo modelou estatisticamente dados naturais excluindo os efeitos das variáveis abióticas, permitindo observar como as coocorrências entre as espécies da ictiofauna da PIARP respondem a diferentes regimes hidrológicos, removendo os efeitos diretos de alguns fatores ambientais. Com os anos de seca extrema com a menor força das variáveis abióticas sobre a abundância geral das espécies de peixes (Tabela 1), com mais valores distantes de 0 (alta intensidade de coocorrência) (Figura 3) e com uma diferença significativamente maior do que os anos de cheia extrema (Tabela 2). Os resultados sugerem que no período de seca extrema os fatores ambientais exercem menor influência sobre a ictiofauna, indicando que as interações bióticas são mais determinantes para a ocorrência das espécies, quando comparado com os anos neutros e de cheia extrema. Contudo, os anos neutros apresentaram valores de intensidade de coocorrência ainda significativamente menores do que os anos de cheia extrema, com base na Figura 3 e na Tabela 2, corroborando parcialmente a predição.

O pulso de inundação é a principal força reguladora que age sobre planícies de inundação, com oscilações sazonais de cheia e de seca (Junk et al., 1989; Tockner et al., 2000). Essa sazonalidade entre seca e cheia pode afetar as forças das interações bióticas entre diferentes comunidades, uma vez que com as condições restritivas da seca as espécies sofrem mais com competição e predação, e em condições de cheia as espécies possuem mais recursos e refúgios, predominando os fatores abióticos sobre a sua distribuição. Ademais, em épocas de seca as espécies encontram os ambientes da planície de inundação mais isolados, restritas às interações bióticas dos compartimentos em que se encontram, e em épocas de cheia, com a maior conectividade, os peixes podem se deslocar para novos locais, com melhores características para sua sobrevivência, evitando predadores e competidores e com maior disponibilidade de recursos (Rodríguez & Lewis Jr., 1994; Tockner et al., 2000; Okada et al., 2003; Thomaz et al., 2007).

Mudanças climáticas de pluviosidade e descarga fluvial podem modificar a sazonalidade das estações de seca e de cheia em intensidade e duração, podendo até não ocorrer cheia em anos de seca extrema ou o contrário (Swales et al., 1999; Schongart & Junk, 2007). Este estudo aponta que os efeitos da estação de seca sobre as interações bióticas se estendem para anos de seca extrema, e os efeitos da estação cheia se estendem para anos de cheia extrema. As oscilações na intensidade e duração do pulso de inundação podem favorecer ou desfavorecer espécies com diferentes estratégias de histórias de vida, como anos de cheia podendo favorecer espécies migradoras (Fernandes et al., 2009; Oliveira et al., 2015; Pereira et al., 2017) e invertívoras (Andreotti et al., 2021), e anos de

seca desfavorecer espécies migradoras e detritívoras (Smolders et al., 2000). Anos de seca extrema e cheia extrema também podem apresentar diferentes padrões de coocorrência de espécies, uma vez que podem gerar alterações na composição da ictiofauna, favorecendo e desfavorecendo diferentes espécies de peixe.

Os anos neutros apresentaram os menores valores de intensidade de coocorrência, contrariando a predição de valores intermediários entre os anos de seca extrema e de cheia extrema. Os anos neutros podem apresentar características distintas do que seria esperado, uma vez que as espécies da planície de inundação são perfeitamente adaptadas às condições impostas pelo pulso de inundação (Junk et al., 1989). As condições mais equilibradas entre seca e cheia (presença de ambas as fases no ciclo anual) podem reduzir a força das interações entre as espécies. Ainda, cabe ressaltar que os dados utilizados neste estudo foram coletados após a formação do reservatório da Usina Hrelétrica Sérgio Mota. Portanto, a descarga fluvial na PIARP sofre uma certa regulação, podendo se afastar das condições normais (naturais) do pulso de inundação, com o achatamento do pulso de inundação e controle das oscilações de seca e de cheia (Gubiani et al., 2007; Alves et al., 2021). Assim, os anos neutros podem não representar anos de neutralidade como seriam sem o controle de fluxo por reservatórios à montante.

Os anos de seca extrema foram os únicos que apresentaram valores altos de coocorrência negativa (menores do que -0,5), apontando para uma maior força de interações interespecíficas negativas, como competição e predação, uma vez que as interações negativas em anos neutros ou de cheia extrema foram menos intensas. Em épocas de seca, os peixes e as aves piscívoras podem apresentar vantagem na captura de alimento pelo menor volume de água e maior isolamento (Rodríguez & Lewis Jr., 1997; Thomaz et al., 2007; Pusey et al., 2016), intensificando a predação. Em períodos de seca há uma menor disponibilidade de recursos para diversas espécies, com menor área inundada, disponibilizando menos recursos alóctones para as comunidades aquáticas, como alimento e abrigo (Tockner et al., 2000; Okada et al., 2003; Thomaz et al., 2007). Assim, as espécies apresentaram valores de coocorrência negativa mais intensos em anos de seca, por uma predominância de interações bióticas negativas.

Todos os regimes hidrológicos apresentaram valores relativamente altos de coocorrência positiva. Contudo, os anos de seca apresentaram valores mais extremos de coocorrência positiva do que os demais (Fig. 4). Isso pode ocorrer por relações de facilitação ou por afinidade por variáveis ambientais que não utilizamos neste estudo,

como complexidade de hábitat (presença de locais para refúgio ou cuidado da prole), diferenças entre ambientes lênticos e lóticos, ou entre os diferentes rios. Entretanto, isso pode ocorrer pelo efeito de isolamento em estações de seca, em que os ambientes se tornam mais heterogêneos, podendo resultar em comunidades distintas entre os diferentes compartimentos aquáticos de uma planície de inundação, onde cada comunidade é determinada pelos seus fatores locais (Ward & Stanford, 1995; Tockner et al., 2000). Assim, essa maior heterogeneidade e isolamento podem selecionar e agrupar diferentes espécies de acordo com suas características, fazendo com que algumas espécies coocorram positivamente em épocas de secas extremas, uma vez que são agrupadas juntas por serem favorecidas pelos mesmos fatores locais.

Em anos neutros e de cheia extrema foi observada a presença de coocorrências positivas para diversas espécies, maiores na cheia extrema (maiores que 0,70) e um pouco menores em anos neutros (maiores que 0,60) (Fig. 4). As espécies que mais se destacaram por diversas coocorrência positivas com o restante da ictiofauna foram *B. orbignyanus*, *H. platyrhynchos*, *S. marginatus* e *T. paraguayensis*. Essas espécies apresentam diferentes traços funcionais, *B. orbignyanus* é uma espécie herbívora, bentônica e migradora (Sabino & Sazima, 1999; Ah-King et al., 2004), *H. platyrhynchos* é uma espécie piscívora, migradora e demersal (Agostinho et al., 2003; Dary et al., 2017), *S. marginatus* é uma espécie omnívora, com cuidado parental e bentônica (Casatti et al., 2003; Peretti & Adrian, 2004; Peretti & Adrian, 2008) e *T. paraguayensis* é uma espécie também bentônica, mas detritívora e sem comportamento migratório ou de cuidado com a prole (Fugi et al., 1996; Peretti & Adrian, 2004; Luz-Agostinho et al., 2008). Assim, essas espécies não aparentam compartilhar similaridades na preferência por condições ambientais, podendo apresentar características que permitem com que elas coocorram positivamente com o restante da ictiofauna em anos de cheia extrema ou neutros.

Em anos de seca também foram encontrados valores altos e positivos de coocorrência, em alguns casos relativamente maiores do que nos demais regimes (maiores que 0,80). *Hemisorubim platyrhynchos* era uma espécie com coocorrências positivamente altas em anos de cheia extrema e neutros, e se manteve em anos de seca extrema, sendo que *H. orthonops*, *I. labrosus*, *P. granulatus* e *S. lima* ocuparam predominantemente as coocorrências positivas apenas em anos de seca extrema. *Hemiodus orthonops* é uma espécie detritívora, bentônica e sem comportamento migratório ou de cuidado com a prole (Côrrea et al., 2011; Agostinho et al., 2015), *I. labrosus* é uma espécie invertívora, demersal e sem comportamento migratório ou de cuidado parental (Santos et al., 2004;

Côrrea et al., 2011), *P. granulatus* é uma espécie herbívora, demersal e com cuidado parental (Côrrea et al., 2011; Röpke et al., 2017), e *S. lima* uma espécie piscívora, bentônica e com comportamento migratório (Michael & Ferreira, 1983; Röpke et al., 2017). Todas as espécies que protagonizaram as coocorrências positivas em anos de seca extrema, neutros e de cheia extrema possuíram traços funcionais diversos entre si. Contudo, essa substituição indica que não são as mesmas espécies capazes de coocorrer positivamente com diversas outras nos anos de seca extrema, ou nos anos neutros e de cheia extrema.

Em anos de seca extrema foram encontrados valores de coocorrência negativa mais expressivos entre as espécies de peixes (menores que -0,60), diferente dos anos de cheia extrema e neutros (maiores que -0,50). De certa forma, em anos de seca relações negativas são mais fortes, sendo que duas espécies se repetem nas principais coocorrências negativas, *L. pectorale* e *H. unitaeniatus*. *Lepthoplosternum pectorale* é uma espécie invertívora, demersal e com cuidado parental (Ribeiro et al., 2016) e *H. unitaeniatus* é uma espécie piscívora, pelágica e com cuidado parental (Meschiatti & Arcifa, 2009; Lima-Filho et al., 2012). *Hoplerythrinus unitaeniatus* é uma espécie que pode apresentar interações positivas intraespecíficas, como caça e territorialismo em grupo, que apresenta respiração aérea, o que pode gerar uma vantagem competitiva em épocas de seca (Lima Filho et al., 2012). Os resultados deste estudo indicam que quando essas espécies ocorrem em algum ambiente em épocas de extrema seca podem fazer com que várias outras deixem de ocorrer, por predação, no caso de *H. unitaeniatus*, ou vantagem competitiva.

Extremos climáticos de pluviosidade e descarga fluvial podem desencadear diversas consequências para peixes de água doce, principalmente em planície de inundação (Ficke et al., 2007; Oliveira et al., 2015; Bezerra et al., 2018; Alves et al., 2021; Andreotti et al., 2021), e este estudo aponta que as interações bióticas dentro da ictiofauna também são afetadas por essas mudanças climáticas. Ademais, assim como as estações de seca e de cheia do pulso de inundação possuem padrões nas respostas da ictiofauna, predominando as interações bióticas na seca e os fatores abióticos na cheia (Junk et al., 1989; Okada et al., 2003; Thomaz et al., 2007), foi observado que o mesmo ocorre para anos de extremos climáticos, com interações mais intensas nos anos de seca extrema, tanto positivas quanto negativas, do que nos anos de cheia extrema. Entretanto, a obtenção de coocorrência de espécies pelo GLLVM permitiu a mitigação da influência de diversas variáveis ambientais. Enquanto as interações positivas foram numerosas e

diversas em todos os regimes hidrológicos, as espécies *H. unitaeniatus* e *L. pectorale* aparentam apresentar grande capacidade de eliminar outras espécies dos ambientes da PIARP sob condições de seca extrema. Este estudo pode auxiliar em ações de manejo frente às mudanças climáticas, contudo, são necessários mais conhecimentos sobre as interações bióticas de peixes em diferentes ecossistemas de água doce e planícies de inundação para se ter uma noção mais abrangente.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki & H. F. Júlio-Júnior, 2003. Migratory fishes of the upper Paraná River basin, Brazil. In: J. Carolsfeld, B. Harvey, C. Ross & A. Baer. Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status. IDRC and the World Bank, Maringá, Brasil. <https://doi.org/10.1596/1-5525-0114-0>
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. M. Thomaz & N. S. Hahn, 2004. The upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & N. S. Hahn. The Upper Paraná River and its floodplain. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands 18: 381-393.
- Agostinho, A. A., H. I. Suzuki, R. Fugui, D. C. Alves, L. H. Tonella & L. A. Espindola, 2015. Ecological and life history traits of *Hemiodus orthonops* in the invasion process: looking for clues at home. *Hydrobiologia* 746: 415–430. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2030-2>
- Ah-King, M., C. Kvarnemo & B. S. Tullberg, 2005. The influence of territoriality and mating system on the evolution of male care: a phylogenetic study on fish. *Journal of evolutionary biology* 18: 371-382. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2004.00823.x>
- Alves, J. C., G. F. Andreotti, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, 2021. Effects of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 848: 1811-1823. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04555-4>
- Andreotti, G. F., J. C. Alves, D. C. Alves, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, 2021. The response of fish functional diversity to the El Niño Southern Oscillation (ENSO) in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 848: 1207-1218. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04491-9>
- Bálint, M., S. Domisch, C. H. M. Engelhardt, P. Haase, S. Lehrian, J. Sauer, K. Theissing, S. U. Pauls & C. Nowak, 2011. Cryptic biodiversity loss linked to global

- climate change. *Nature Climate Change* 1: 313-318. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1191>
- Barbosa, I. L. B. D., H. R. Oliveira, L. C. Terribile & J. A. F. Diniz-Filho, 2019. Geographical distribution of *Stryphnodendron adstringens* Mart. Coville (Fabaceae): modeling effects of climate change on past, present and future. *Brazilian Journal of Botany* 42: 53-61. <https://doi.org/10.1007/s40415-019-00520-7>
- Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller & F. Courchamp, 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters* 15: 365-377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Bezerra, L. A. V., R. Angelini, J. R. S. Vitule, M. Coll & J. I. Sánchez-Botero, 2018. Food web changes associated with drought and invasive species in a tropical semiarid reservoir. *Hydrobiologia* 817: 475-489. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3432-8>
- Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzales, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava & S. Naeem, 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Casatti, L., H. F. Mendes & K. M. Ferreira, 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 213-222. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200006>
- Corrêa, C. E., M. P. Albrecht & N. S. Hahn, 2011. Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin. *Neotropical Ichthyology* 9: 637-646. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011000300017>
- Dary, E. P., E. Ferreira, J. Zuanon & C. P. Röpke, 2017. Diet and trophic structure of the fish assemblage in the mid-course of the Teles Pires River, Tapajós River basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 15: e160173. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160173>
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Fernandes, R., A. A. Agostinho, E. A. Ferreira, C. S. Pavanelli, H. I. Suzuki, D. P. Lima & L. C. Gomes, 2009. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of the

- riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 669-680. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300021>
- Ferreira, K. T. M. Lopes, I. D. P. Affonso, A. A. Agostinho, L. C. & Gomes, 2020. Dam reverse flow events influence limnological variables and fish assemblages of a downstream tributary in a Neotropical floodplain. *River Research and Applications* 36: 305-313. <https://doi.org/10.1002/rra.3584>
- Festa, F., L. Ancillotto, L. Santini, M. Pacifici, R. Rocha, N. Toshkova, F. Amorim, A. Benítez-López, A. Domer, D. Hamidović, S. Kramer-Schadt, F. Mathews, V. Radchuk, H. Rebelo, I. Ruczynski, E. Solem, A. Tsoar, D. Russ & O. Razgour, 2023. Bat responses to climate change: A systematic review. *Biological Reviews* 98: 19-33. <https://doi.org/10.1111/brv.12893>
- Ficke, A. D., C. A. Myrick & L. J. Hansen, 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 17: 581-613. <https://doi.org/10.1007/s11160-007-9059-5>
- Fugi, R., N. S. Hahn & A. A. Agostinho, 1996. Feeding styles of five species of bottom-feeding fishes of the high Paraná river. *Environmental Biology of Fishes* 46: 297–307. <https://doi.org/10.1007/BF00005006>
- Graça, W. J. & C. S. Pavanelli, 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM - Maringá State University Press, Maringá, Brazil.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohnstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. *IBP Handbook* 8: 110-113.
- Gubiani, E. A., L. C. Gomes, A. A. Agostinho & E. K. Okada, 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 191–197. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00211.x>
- Guhathakurta, P., O. P. Sreejith & P. A. Menon, 2011. Impact of climate change on extreme rainfall events and flood risk in India. *Journal of Earth System Science* 120: 359–373.
- Habibullah, M. S., B. H. Din, S. H. Tan & H. Zahid, 2022. Impact of climate change on biodiversity loss: global evidence. *Environmental Science and Pollution Research* 29: 1073-1086. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15702-8>
- Harrison, I., R. Abell, W. Darwall, M. L. Thieme, D. Tickner & I. Timboe, 2018. The freshwater biodiversity crisis. *Science* 362: 1369-1369. <https://doi.org/10.1126/science.aav9242>

- He, F., V. Bremerich, C. Zarfl, J. Geldmann, S. D. Langhans, J. N. David, K. T. Darwall & S. C. Jähnig, 2018. Freshwater megafauna diversity: Patterns, status and threats. *Diversity and Distributions* 24: 1395-1404. <https://doi.org/10.1111/ddi.12780>
- Hu, W., J. Du, S. Su, H. Tan, W. Yang, L. Ding, P. Dong, W. Yu, X. Zheng & B. Chen, 2022. Effects of climate change in the seas of China: Predicted changes in the distribution of fish species and diversity. *Ecological Indicators* 134: 108489. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108489>
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 106: 110-127.
- Kassambara, A. & F. Mundt, 2017. Package 'factoextra'. Extract and visualize the results of multivariate data analyses 1.0.7.
- Leng, G. & J. Hall, 2019. Crop yield sensitivity of global major agricultural countries to droughts and the projected changes in the future. *Science of the Total Environment* 654: 811-821. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.434>
- Leng, G., Q. Tang & S. Rayburg, 2015. Climate change impacts on meteorological, agricultural and hydrological droughts in China. *Global and Planetary Change* 126: 23-34. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.01.003>
- Lima-Filho, J. A., J. Martins, R. Arruda & L. N. Carvalho, 2012. Air-breathing behavior of the jeju fish *Hoplerythrinus unitaeniatus* in amazonian streams. *Biotropica* 44: 512–520. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00839.x>
- Lourenço-de-Moraes, R., F. M. Lansac-Toha, L. T. F. Schwind, R. L. Arrieira, R. R. Rosa, L. C. Terribile, P. Lemess, T. F. Rangel, J. A. F. Diniz-Filho, R. P. Bastosz & D. Bailly, 2019. Climate change will decrease the range size of snale species under negligible protection in the Brazilian Atlantic Forest hotspot. *Scientific Reports* 9: 8523. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44732-z>
- Luz-Agostinho, K. D. G., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & H. F. Júlio-Júnior, 2008. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 6: 187–198. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9390-4>
- Mackereth, F. Y. H., J. G. Heron & J. Talling, 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association Publications* 36: 120.

- Meschiatti, A. J & M. S. Arcifa, 2009. A review on the fishfauna of Mogi-Guaçu River basin: a century of studies. *Acta Limnologica Brasiliensis* 21: 135-159.
- Milly, P. C., J. Betancourt, M. Falkenmark, R. M. Hirsch, Z. W. Kundzewicz, D. P. Lettenmaier & R. J. Stouffer, 2008. Stationarity is dead: Whither water management? *Science* 319: 573-574. <https://doi.org/10.1126/science.1151915>
- Michael, G. & E. J. G. Ferreira, 1983. Shrimp-eating fishes and a case of prey-switching in Amazon Rivers. *Revista Brasileira de Zoologia* 2: 85–97. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751983000300001>
- Niku, J., W. Brooks, R. Herliansyah, F. K. C. Hui, P. Korhonen, S. Taskinen, V. van der Veen & D. I. Warton, 2023. Package ‘gllvm’. *Generalized Linear Latent Variable Models* 1.4.1.
- Niku, J., D. I. Warton, F. K. C. Hui & S. Taskinen, 2017. Generalized Linear Latent Variable Models for Multivariate Count and Biomass Data in Ecology. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 22: 498-522. <https://doi.org/10.1007/s13253-017-0304-7>
- O’Gorman, P. A., 2015. Precipitation extremes under climate change. *Current climate change reports* 1: 49-59. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0009-3>
- Okada, E. K., A. A. Agostinho, M. Petrere & T. Penczak, 2003. Factors affecting fish diversity and abundance in drying ponds and lagoons in the upper Paraná River basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology* 3: 97–110.
- Oliveira, A. G., H. I. Suzuki, L. C. Gomes & A. A. Agostinho, 2015. Interspecific variation in migratory fish recruitment in the Upper Paraná River: effects of the duration and timing of floods. *Environmental Biology of Fishes* 98: 1327-1337. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0361-5>
- Ota, R. R., G. C. Deprá, W. J. Graça & C. S. Pavanelli, 2018. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology* 16: 1-111. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>
- Pendleton, L. H. & R. Mendelsohn, 1998. Estimating the economic impact of climate change on the freshwater sportfisheries of the northeastern US. *Land Economics* 74: 483-496. <https://doi.org/10.2307/3146880>
- Pereira, L. S., L. F. C. Tencatt, R. M. Dias, A. G. de Oliveira & A. A. Agostinho, 2017. Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in

floodplain river systems. *Hydrobiologia* 795: 65-80. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3115-5>

Peretti, D. & I. F. Andrian, 2004. Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná River floodplain, Brazil. *Environ Biol Fishes*. Kluwer Academic Publishers 71: 95–103. <https://doi.org/10.1023/B:EBFI.0000043155.76741.a1>

Peretti, D. & I. F. Andrian, 2008. Feeding and morphological analysis of the digestive tract of four species of fish (*Astyanax altiparanae*, *Parauchenipterus galeatus*, *Serrasalmus marginatus* and *Hoplias aff. malabaricus*) from the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68: 671–679. http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S151969842008000300027&script=sci_arttext&tlng=es

Pusey, B. J., M. J. Kennard, M. Douglas & Q. Allsop, 2016. Fish assemblage dynamics in an intermittent river of the northern Australian wet-dry tropics. *Ecology of Freshwater Fish* 27: 78-88. <https://doi.org/10.1111/eff.12325>

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing, 2023. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reid, A. J., A. K. Carlson, I. F. Creed, E. J. Eliason, P. A. Gell, P. T. J. Johnson, K. A. Kidd, T. J. McCormack, J. D. Olden, S. J. Ormerod, J. P. Smol, W. W. Taylor, K. Tockner, J. C. Vermaire, D. Dudgeon & S. Cooke, 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*: 94: 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

Ribeiro, M. D., F. B. Teresa, L. Casatti, M. D. Ribeiro, F. B. Teresa & L. Casatti, 2016. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. *Neotropical Ichthyology* 14. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140185>

Ricciardi, A. & J. B. Rasmussen, 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation biology* 13: 1220-1222. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98380.x>

Rodríguez, M. A. & W. M. Lewis Jr, 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological monographs* 67: 109-128. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0109:SOFAAE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0109:SOFAAE]2.0.CO;2)

Röpke, C. P., S. Amadio, J. Zuanon, E. J. G. Ferreira, C. P. De-Deus, T. H. S. Pires & K. O. Winemiller, 2017. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage

- structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Scientific Reports* 7: 40170. <https://doi.org/10.1038/srep40170>
- Rosenzweig, C., A. Iglesias, X. B. Yang, P. R. Epstein & E. Chivian, 2001. Climate change and extreme weather events-Implications for food production, plant diseases, and pests. *NASA Publications* 24: 90-204.
- Sabino, J. & I. Sazima, 1999. Association between fruit-eating fish and foraging monkeys in western Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 10: 309-312.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall, 2000. Global biodiversity scenario for the year 2100. *Science*: 287: 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Schongart, J. & W. J. Junk, 2007. Forecasting the flood-pulse in Central Amazonia by ENSO-indices. *Journal of Hydrology* 335: 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.11.005>
- Smolders, A. J. P., G. Velde & J. G. M. Roelofs, 2000. El Niño caused collapse of the sábalo fishery (*Prochilodus lineatus*, Pisces: Prochilodontidae) in a South American River. *Naturwissenschaften* 87: 30-32. <https://doi.org/10.1007/s001140050004>
- Strayer, D. L. & D. Dudgeon, 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 344-358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>
- Swales, S., A. W. Storey, I. D. Roderick & B. S. Figa, 1999. Fishes of floodplain habitats of the Fly River system, Papua New Guinea, and changes associated with El Niño droughts and algal blooms. *Environmental Biology of Fishes* 54: 389-404. <https://doi.org/10.1023/A:1007474501507>
- Tarmizi, A. H. A., S. N. Rahmat, A. T. A. Karim & N. N. A. Tukimat, 2019. Climate change and its impact on rainfall. *International Journal of Integrated Engineering* 11: 170-177. <https://doi.org/10.30880/ijie.2019.11.01.020>
- Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>

- Tockner, K., F. Malard & J. V. Ward, 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological processes* 14: 2861-2883. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F)
- Tripathy, K. P., S. Mukherjee, A. K. Mishra, M. E. Mann & A. P. Williams, 2023. Climate change will accelerate the high-end risk of compound drought and heatwave events. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120: e2219825120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2219825120>
- Van-Rensch, P., J. Arblaster, A. J. Gallant, W. Cai, N. Nicholls & P. J. Durack, 2019. Mechanisms causing east Australian spring rainfall differences between three strong El Niño events. *Climate Dynamics* 53: 3641-3659. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04732-1>
- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research & management* 11: 105-119. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450110109>
- Warton, D. I., G. Blanchet, R. B. O'Hara, O. Ovaskainen, S. Taskinen, S. C. Walker & F. K. C. Hui, 2015. So Many Variables: Joint Modeling in Community Ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 766-779. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.09.007>
- Wei, T., V. Simko, M. Levy, Y. Xie, Y. Jin & J. Zemla, 2021. Package “corrplot”. *Visualization of a Correlation Matrix* 0.92.
- Wickham, H., W. Chang & M. H. Wickham, 2023. Package ‘ggplot2’. *Create elegant data visualisations using the grammar of graphics* 3.4.4.
- Willems, P., K. Arnbjerg-Nielsen, J. Olsson & V. T. V. Nguyen, 2012. Climate change impact assessment on urban rainfall extremes and urban drainage: Methods and shortcomings. *Atmospheric research* 103: 106-118. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.04.003>
- Zeileis, A., F. Cribari-Neto, B. Gruen, I. Kosmidis, A. B. Simas & A. V. Rocha, 2021. Package “betareg”. *Beta Regression* 3.1-4.

3 A INFLUÊNCIA DE UMA BARRAGEM NAS INTERAÇÕES BIÓTICAS ENTRE A ICTIOFAUNA DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL

RESUMO

A construção de barragens impacta a ictiofauna dos ambientes próximos, podendo causar alterações nas redes de interações bióticas, incluindo para as áreas à jusante. Foi formulada a hipótese de que há diferenças nos padrões de coocorrência entre as espécies de peixe antes e após a construção de uma barragem à montante da área de estudo. A planície de inundação do alto rio Paraná teve sua ictiofauna amostrada antes da construção da barragem de uma usina hidrelétrica à montante (pré-barramento), e após o término de sua construção e inundação de seu reservatório (pós-barramento). Modelos generalizados multivariados com variáveis latentes permitiram excluir os efeitos das variáveis hidrométricas sobre a ictiofauna, amostradas concomitantemente, e obter os valores de coocorrência entre as espécies. Foram encontradas diferenças nos padrões de coocorrência entre as espécies de peixes da planície de inundação entre os períodos pré-barramento e pós-barramento, sendo que as coocorrências foram predominantemente neutras durante o período pré-barramento, e predominantemente positivas no período pós-barramento. Os impactos da barragem à montante afetaram fortemente as coocorrências entre espécies bentônicas, e o fortalecimento dessas interações bióticas indica sua importância para a resistência das espécies frente a essas perturbações ambientais.

Palavras-chave: Competição e predação. GLLVM. Peixes de água doce. Porto Primavera.

A DAM'S INFFLUENCE ON THE BIOTIC INTERACTIONS BETWEEN THE ICHTHYOFAUNA OF A NEOTROPICAL FLOODPLAIN

ABSTRACT

The construction of dams impacts the ichthyofauna from nearby environments, and can trigger changes in its biotic interactions' network, even in downstream areas. Therefore, the hypothesis formulated was that are differences in cooccurrence patterns between fish species before and after the construction of a dam upstream the study area. The Upper Paraná River floodplain had its ichthyofauna sampled before the dam's construction of an upstream hydroelectric power plant (pré-damming), and after the end of its construction and flooding of its reservoir (post-damming). Multivariate generalized models with latent variables made it possible to exclude the effects of hydrometric variables on the ichthyofauna, currently sampled, and obtain the species cooccurrence patterns. This study found differences in the cooccurrence patterns between floodplain fish species, once the cooccurrences were predominantly neutral during the pré-damming period and predominantly positive during the post-damming period. The impacts caused by the upstream dam were felt mainly by benthic species, and its intensification after the damming indicates its importance against this kind of human impacts.

Keywords: Competition and predation. Freshwater fishes. GLLVM. Porto Primavera.

3.1 Introdução

Os ambientes de água doce e sua biodiversidade fornecem diversos recursos naturais importantes para a humanidade, provendo bens e serviços ecossistêmicos, como recursos pesqueiros, de importância alimentar e econômica (Dudgeon et al., 2006), bem como serviços decorrentes da construção de barragens em sistemas fluviais, como geração de energia elétrica, irrigação de áreas agrícolas e oportunidades de recreação e navegação (Graf, 1999). Apesar desses serviços, os barramentos causam drásticos impactos ambientais (Poff & Schmidt, 2016; Yoshida et al., 2020; Carolli et al., 2023), que se tornam mais preocupantes para os peixes de água doce, com suas espécies apresentando altas taxas de extinção (Ricciardi & Rasmussen, 1999). A ictiofauna de água doce é ameaçada principalmente por sobrepesca, poluição, invasão de espécies e construção de barragens (Zhang et al., 2003; Wei et al., 2004; Dudgeon et al., 2006; Leuven et al., 2017), onde estes transformam trechos lóticos em ambientes lênticos (reservatórios), que possuem condições adversas para diversas espécies dessas espécies (Agostinho et al., 2016), e podem suprimir barreiras naturais, possibilitando a invasão de espécies de peixes de áreas à jusante (Júlio-Júnior et al., 2009).

Em ecossistemas de água doce à jusante de barragens são observados outros impactos, por exemplo, com a regulação da descarga fluvial, as oscilações sazonais do nível hidrométrico se tornam menos intensas, reduzindo e controlando as cheias (Gubiani et al., 2007). Também ocorre a retenção de sedimentos nos reservatórios, aumentando a transparência da água e causando uma oligotrofização nos trechos abaixo da barragem (Stockner et al., 2000; Wohl et al., 2015). Dentre outros efeitos (e.g., Brandt, 2000), essas alterações na descarga fluvial e qualidade da água afetam as espécies que vivem nas áreas a jusante de barramentos, prejudicando a reprodução e obtenção de alimento de diversos peixes de água doce (e.g., Mérona et al., 2001; Mérona et al., 2005; Pelicice et al., 2015; Granzotti et al., 2018).

De forma mais específica, a retenção de matéria orgânica, detrito e nutrientes pela presença de barragens à montante pode prejudicar a obtenção de alimento por espécies de peixes detritívoras (Mérona et al., 2001; Santos et al., 2020) e invertívoras (Granzotti et al., 2018). Ademais, com a regulação das estações de seca e cheia, principalmente com a drástica redução de cheias (Gubiani et al., 2007), a menor área terrestre inundada pode reduzir a disponibilidade de locais para berçário e proteção contra predadores (Agostinho,

1994; Agostinho et al., 2004a), e prejudicar a obtenção de alimentos de origem terrestre (Mérona et al., 2005). Entretanto, espécies de peixes piscívoras podem ser beneficiadas pela presença de barragens à montante, com o aumento da transparência da água e facilitação da captura da presa por predadores visuais (Vašek et al., 2016; Santos et al., 2017; Fráguas & Pompeu, 2021). A presença de barragens pode gerar alterações nas relações predador-presa e na teia trófica da comunidade à jusante (Power et al., 1996; Mérona et al., 2001; Zhu et al., 2021).

De certa forma, as respostas apresentadas por ictiofaunas que vivem abaixo de um reservatório parecem indicar uma intensificação das interações bióticas, como competição, pela menor disponibilidade de alguns recursos, e predação. Dentre os ecossistemas de água doce, planícies de inundação são particularmente sensíveis a barragens, uma vez que a força motriz desses ecossistemas é o pulso de inundação (com estações bem definidas de seca e cheia) (Junk et al., 1989). As teias tróficas e redes de interações em planícies de inundação são influenciadas em grande parte pela complexidade e heterogeneidade dos habitats (Angelini & Agostinho, 2005; Bellmore et al., 2013; Bellmore et al., 2015), que são fortemente influenciados pelas estações de seca e cheia do pulso de inundação (Thomaz et al., 2007), que por sua vez, passa a ser controlado pela presença de reservatórios à montante (Gubiani et al., 2007; Alves et al., 2021).

O objetivo do presente estudo foi observar as interações das espécies de peixe de uma planície de inundação Neotropical antes e após a construção de uma barragem à montante. Foi hipotetizado que há diferenças nos padrões de coocorrência entre as espécies de peixe em uma planície de inundação entre os períodos anteriores e posteriores à construção de uma barragem à montante. A hipótese apresentou a seguinte predição: após a construção da barragem à montante, as interações entre as espécies de peixe da planície de inundação tendem a ser negativas, com a predominância de relações de competição e predação; enquanto no período anterior à construção de barramento, as interações tendem a ser predominantemente neutras e positivas.

3.2 Métodos

3.2.1 Área de estudo

A área amostrada neste estudo está localizada na parte superior da planície de inundação do alto rio Paraná (PIARP), em um remanescente lótico de 250 km de extensão e 5.268 km² de área, localizado à montante do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu Binacional. A PIARP sofre a influência de uma cascata de reservatórios à montante, no rio Paraná e no rio Paranapanema, sendo que a barragem da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta (Porto Primavera, Brasil) é próxima da área de estudo, com o término de sua construção e a inundação de seu reservatório em 1998. A região da PIARP apresenta diversos canais secundários, lagos, conectados ou não com trechos lóticos, e dois afluentes principais, o rio Baía e o trecho inferior do rio Ivinhema (Agostinho et al. 2004b). Foram selecionadas 11 estações de amostragem para este estudo, contemplando os rios Paraná, Baía e Ivinhema, bem como lagoas e um canal secundário (Fig. 1).

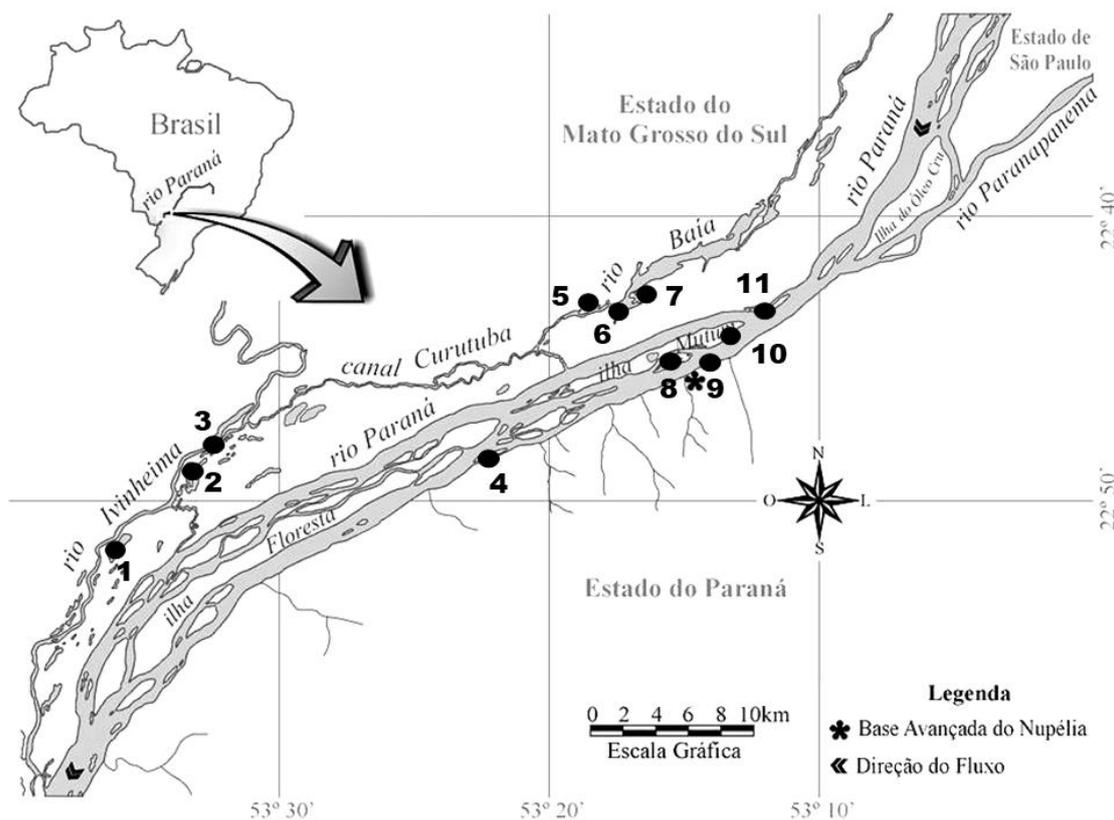


Figura 1. Mapa da planície de inundação do alto rio Paraná com as nove estações de amostragem usadas neste estudo. 1 – Lagoa Ventura; 2 – Lagoa dos Patos; 3 – Rio Ivinhema; 4 – Canal Cortado; 5 – Lagoa do Guaraná; 6 – Rio Baía; 7 – Lagoa Fechada; 8 – Ressaco do Pau Vêio; 9 – Rio Paraná; 10 – Lagoa Pousada das Garças; 11 – Lagoa das Garças.

3.2.2 Amostragem

As coletas de peixes foram realizadas em dois períodos históricos, antes da construção da barragem da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta (pré-barramento), nos anos de 1987, 1988, 1992, 1993 e 1994, e após a construção da barragem e inundação de seu reservatório (1998) (pós-barramento), entre os anos 2000 e 2018. No período pré-barramento, as coletas foram realizadas mensalmente entre os anos de 1992 e 1993, com uma campanha de amostragem em 1987, duas em 1988 e outras duas em 1994. Entre os anos de pós-barramento (2000 e 2018) foram realizadas amostragens trimestrais. Neste estudo foram utilizadas redes de espera de 20 m de comprimento e diversos tamanhos de malhas entre nós adjacentes, utilizadas em regiões próximas à margem dos locais de amostragem, operadas por 24 horas e checadas de 8 em 8 horas. Os indivíduos capturados foram anestesiados com uso de eugenol e transportados para o laboratório da Base de Pesquisa Avançada do Nupélia (Fig. 1), onde foram identificados de acordo com Graça & Pavanelli, 2007 e Ota et al., 2018. Foi registrado data e estação de amostragem para cada indivíduo coletado. As coletas foram aprovadas pelo Comitê de Ética do Uso de Animais da Universidade Estadual de Maringá (CEUA nº 1420221018).

Foram mensuradas em metros as variações diárias do nível hidrométrico no rio Paraná, concomitantemente com as coletas de peixe, a partir de uma régua hidrométrica em um trecho lótico do rio dentro da área de estudo, localizada próxima à Base de Pesquisa Avançada do Nupélia no município de Porto Rico, Brasil. O nível hidrométrico foi usado para calcular diferentes variáveis hidrométricas, com o intuito de obter e retirar os seus efeitos sobre a ictiofauna da PIARP, permitindo uma melhor visualização das interações bióticas. As variáveis hidrométricas calculadas foram: dia com o mínimo valor no nível hidrométrico; dia com o máximo valor no nível hidrométrico; mínimo valor no nível hidrométrico; máximo valor no nível hidrométrico; número de dias de seca (nível hidrométrico < 2,4 m); número de dias de extrema seca (nível hidrométrico < 2,0 m); número de dias de cheia (nível hidrométrico > 3,5 m); número de dias de extrema cheia extrema (nível hidrométrico > 4,6 m); número de dias para o nível hidrométrico alcançar o máximo valor, partindo do mínimo valor; amplitude do nível hidrométrico; e *slope* (função da amplitude pelo número de dias entre o mínimo e o máximo valor).

3.2.3 Análise de dados

Afim de estimar os padrões de coocorrência entre as espécies de peixes foram ajustados modelos conjunto de abundância multivariada com variáveis latentes (Warton et al., 2015; Niku et al., 2017), feitos a partir de modelos lineares generalizados de variáveis latentes (GLLVM: *Generalized Linear Latent Variable Models*), os quais possibilitaram fazer inferências de forma simultânea para toda a ictiofauna. Um GLLVM foi ajustado, modelando a abundância das espécies de peixes da PIARP (variáveis resposta) em função das variáveis hidrométricas do rio Paraná (variáveis preditoras), com o uso de duas variáveis latentes que auxiliaram a explicar as variações.

Previamente, para evitar problemas de multicolinearidade, foi realizada uma seleção nas variáveis preditoras, com o auxílio de correlações de Spearman entre as variáveis hidrométricas, com o propósito de identificar quais apresentavam alta correlação entre si e que seriam redundantes no modelo. O máximo valor no nível hidrométrico apresentou uma alta correlação com as variáveis mínimo valor no nível hidrométrico ($r = 0,76$) e amplitude do nível hidrométrico ($r = 0,82$); número de dias de cheia com número de dias de extrema cheia ($r = 0,90$); e número de dias de seca com número de dias de extrema seca ($r = 0,86$). As variáveis preditoras mínimo valor no nível hidrométrico, amplitude do nível hidrométrico, número de dias de extrema cheia e de extrema seca foram removidas das análises posteriores, no caso dos GLLVM. As sete variáveis preditoras utilizadas neste estudo foram: dia com o mínimo valor no nível hidrométrico, dia com o máximo valor no nível hidrométrico, máximo valor no nível hidrométrico, número de dias de seca, número de dias de cheia, número de dias para o nível hidrométrico alcançar o máximo valor e *slope*.

Os anos amostrados foram classificados em pré-barramento, dados anteriores à conclusão do barramento em 1998, e pós-barramento, dados posteriores ao fechamento do barramento, com o objetivo de observar se as interações entre essas espécies sofreram alterações com a construção da barragem à montante. Assim, foram ajustados dois GLLVM, um ajustado para os dados de pré-barramento, e outro para os dados de pós-barramento. Os GLLVM foram realizados com todas as espécies capturadas, tanto as comuns aos períodos pré-barramento e pós-barramento, quanto as exclusivas de cada período histórico. A distribuição binomial negativa foi assumida para as variáveis respostas (abundância das espécies de peixe). Contudo, como o esforço amostral não foi padronizado entre todas as amostragens, o esforço amostral foi usado como variável *offset*.

Com a obtenção da matriz de covariância residual resultante do GLLVM, que armazena informações sobre as correlações entre as espécies, é possível observar os efeitos das interações bióticas entre as espécies de peixes da PIARP, obtendo-se padrões de coocorrência residuais, tanto para o período pré-barramento quanto para o período pós-barramento. Essas correlações podem informar se as espécies estão coocorrendo ou deixando de coocorrer por afinidade por variáveis ambientais similares ou distintas, e se coocorrem ou deixam de coocorrer por interações bióticas. Os valores de coocorrência podem ser interpretados da seguinte forma: coocorrência entre um par de espécies sendo maior do que é esperado aleatoriamente ou pela similaridade ambiental (valores de coocorrência maiores e distantes de 0), menor do que é esperado aleatoriamente ou pela dissimilaridade ambiental (valores de coocorrência negativos e distantes de 0) ou que o padrão de coocorrência é neutro ou explicado pelas variáveis ambientais (iguais ou próximos de 0).

Para determinar o quanto a construção da barragem é responsável pelas alterações nos padrões de coocorrência entre as espécies, compara-se os valores obtidos das matrizes residuais, isto é, os valores das correlações induzidas nos dois períodos (pré-barramento e pós-barramento). Para este objetivo, utilizou-se o teste não-paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon uma vez que os valores analisados não atendem ao pressuposto de normalidade, como visto no teste de Shapiro-Wilk, que retornou um valor- $p < 0,001$. A diferença entre as distribuições dos padrões de coocorrência entre os períodos pré-barramento e pós-barramento foi calculada a partir do Teste não-paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon (significância: valor- $p < 0,05$). Os resultados foram visualizados e interpretados por gráficos criados com o uso dos pacotes “ggplot2” (Wickham et al., 2016) e “corrplot” (Wei et al., 2017). Todas as análises e gráficos utilizados neste estudo foram performadas no programa estatístico R (R Core Team, 2023), por meio da interface RStudio, versão 2023.06.0.

3.3 Resultados

Foram amostradas 61 espécies de peixe em comum entre os períodos pré-barramento e pós-barramento, com 73 espécies amostradas no período pré-barramento e 130 espécies no período pós-barramento, distribuídas entre 6 ordens e 21 famílias (ver Tabela A2 para consultar a lista de espécies). A partir dos valores de coocorrência do

GLLVM, performada com a abundância das espécies de peixe em função das variáveis hidrométricas, o Teste de Mann-Whitney-Wilcoxon apresentou diferença significativa entre as distribuições das coocorrências dos períodos pré-barramento e pós-barramento (valor- $p < 0,001$). O período de pré-barramento apresentou uma média de $-0,007$, menor que a média do período pós-barramento que apresentou o valor de $0,375$. De acordo com a interpretação visual dos gráficos (Fig. 2), ambos os períodos apresentaram valores de coocorrência intensos, com valores positivos maiores do que $0,5$, e negativos menores do que $-0,5$. Contudo, os anos de pré-barramento apresentaram 54% das coocorrências entre $-0,25$ e $0,25$, enquanto os anos de pós-barramento apresentaram 56% das coocorrências entre $0,5$ e 1 , indicando uma predominância de coocorrências neutras antes do barramento, e uma predominância de coocorrências positivas após o barramento, não-corroborando a predição inicial, em que se esperava valores predominantemente negativos no período pós-barramento.

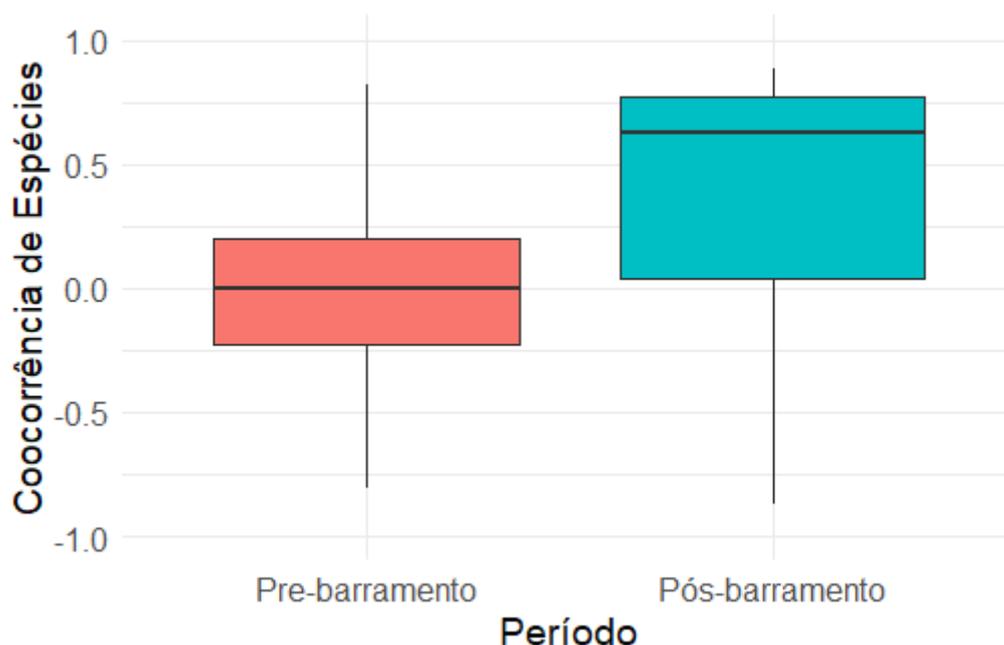


Figura 2. *Boxplot* comparando os padrões de coocorrência entre os períodos pré-barramento e pós-barramento, contendo a média, desvio padrão, máximo e mínimo.

Com a interpretação visual dos padrões de coocorrência foi possível observar coocorrência predominantemente positivas para o período pós-barramento, com algumas poucas espécies que apresentaram coocorrências negativas com diversas outras. Enquanto os valores de coocorrência encontram-se mais distribuídos entre negativos, neutros e

positivo no período pré-barramento (Fig. 3). As espécies que apresentaram os principais padrões de coocorrência positivos no período pré-barramento ($r > 0,65$) foram *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879), *Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983, *Cyphocharax nagelii* (Steindachner, 1881), *Galeocharax gulo* (Cope, 1870), *Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes, 1840), *Hoplias mbigua* Azpelicueta, Benítez, Aichino, Mendez, 2015, *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Agassiz, 1829), *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828), *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874), *Leporinus friderici* (Bloch, 1794), *Loricariichthys platymetopon* Isbrücker, Nijssen, 1979, *Megaleporinus piavussu* (Britski, Birindelli, Garavello, 2012), *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) e *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948). As principais espécies que apresentaram padrões de coocorrência negativos no período pré-barramento ($r < -0,60$) foram *A. affinis*, *Catathyridium jenynsii* (Günther, 1862), *C. paranaense*, *Galeocharax gulo* (Cope, 1870), *H. mbigua*, *H. unitaeniatus*, *H. littorale*, *Leporinus lacustris* Campos, 1945, *L. friderici*, *L. platymetopon*, *M. piavussu*, *P. squamosissimus* e *S. brasiliensis*.

Mesmo que de forma geral o período pós-barramento tenha apresentado diversas coocorrências positivas, as mais extremas ($r > 0,84$) foram protagonizadas pelas espécies *Gymnotus pantanal* Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton, Almeida-Toledo, 2005, *Hemiodus orthonops* Eigenmann, Kennedy, 1903, *Hypostomus microstomus* Weber, 1987, *Leporinus octofasciatus* Steindachner, 1915, *L. platymetopon*, *M. piavussu*, *Myloplus tiete* (Eigenmann, Norris, 1900), *Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus, 1766), *Piabarchus stramineus* (Eigenmann, 1908), *Pimelodella taenioptera* Miranda-Ribeiro, 1914, *Psellogrammus kennedyi* (Eigenmann, 1903), *Pterygoplichthys ambrosettii* (Holmberg, 1893), *Rhaphiodon vulpinus* Spix, Agassiz, 1829, *Serrasalmus maculatus* Kner, 1858 e *Trachydoras paraguayensis* (Eigenmann, Ward, 1907). Por fim, as espécies que apresentaram coocorrências negativas com diversas espécies da PIARP no período pós-barramento ($r < -0,50$) foram *H. littorale*, *L. friderici*, *L. platymetopon*, *M. piavussu*, *R. vulpinus*, *S. maculatus*, *T. galeatus* e *T. paraguayensis*.

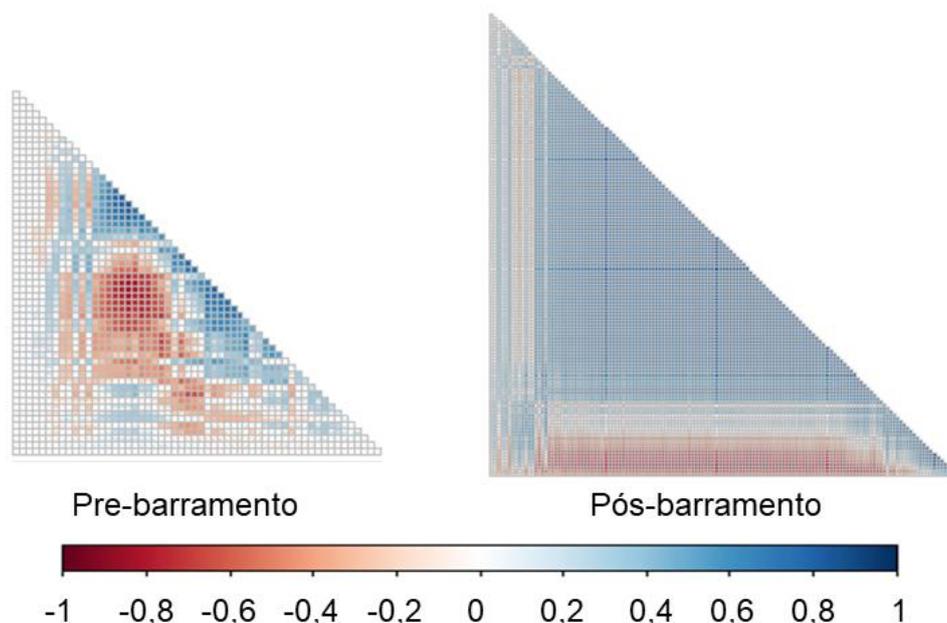


Figura 3. Valores de coocorrência de todos os pares de espécies para os períodos pré-barramento e pós-barramento.

3.4 Discussão

De forma geral, os padrões de coocorrência entre as espécies de peixe da PIARP sofreram alterações após a construção da barragem à montante. Os resultados indicam que a construção de barragens pode desencadear mudanças nas interações bióticas entre as espécies de peixe de planícies de inundação à jusante. O impacto de barragens não se resume à área do seu reservatório, sendo capaz de causar severos impactos à jusante, como oligotrofização (Stockner et al., 2000; Wohl et al., 2015), aumento da transparência da água (Santos et al., 2017; Fráguas & Pompeu, 2021), mudanças na geomorfologia do rio (Ligon et al., 1995; Choi et al., 2005; Pal, 2016), e redução da cheia e porção de terra inundada (Ligon et al. 1995; Boulange et al., 2021). Esses efeitos acarretam diferentes alterações para as comunidades e ecossistemas à jusante, como perda de vegetação ripária (Schöngart et al., 2021) e mudanças na biomassa e número de indivíduos de diferentes espécies (Wu et al., 2019; Fráguas & Pompeu, 2021). Este estudo indica que essas alterações também ocorrem para as interações bióticas entre os peixes de habitam à jusante de barragens.

A construção de barragens é capaz de desencadear mudanças nas interações bióticas da ictiofauna em seu reservatório (Jepsen et al., 2000) e dos tributários à montante (Šmejkal et al., 2023), e esse efeito também ocorre para a área à jusante (Ferreira et al.,

2020). Como sugerido por Mor et al. (2018), a maior estabilidade hídrica e retenção de sedimentos causadas pela regulação de fluxo de um barramento à montante, transformou uma teia trófica com consumidores primários predominantemente detritívoros para consumidores primários predominantemente herbívoros. De forma complementar, Fráguas & Pompeu (2021) encontraram que a presença de reservatórios a montante alterou a estrutura trófica da ictiofauna, favorecendo espécies piscívoras e onívoras, e prejudicando espécies detritívoras. As interações bióticas entre as espécies de peixes também podem ser transformadas pela presença de um reservatório à montante. Os resultados deste estudo podem complementar os citados anteriormente, colaborando para a elucidação dos reais impactos de barramentos sobre as redes de interações bióticas à jusante.

Os resultados encontrados neste estudo não-corroboraram a predição, de que haveria uma predominância de coocorrência de espécies negativa no período pós-barramento, com a intensificação de competição e predação. Na verdade, os valores de coocorrência entre as espécies de peixe da PIARP aumentaram no período pós-barramento, sendo predominantemente positivos. Ademais, no período pré-barramento foi encontrada uma predominância de coocorrências neutras, ou seja, coocorrências explicadas pelas variáveis hidrológicas e latentes, ou pares de espécies que a presença ou ausência de uma em um ambiente não afeta a permanência da outra. A não-aceitação da predição pode ser explicada pelo fato do trecho do rio Paraná na PIARP ser amplamente impactado por uma cascata de reservatório à montante, bem como por outras ações antrópicas, como deterioração da qualidade da água e pesca comercial (Agostinho et al., 2004a; Agostinho et al., 2004b; Agostinho et al., 2009). Os locais de amostragem do rio Ivinhema se encontram dentro do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, uma área protegida e de grande importância para a preservação de diversas espécies de peixes (Sanches et al., 2006). Assim, as espécies podem ter se agrupado positivamente nas áreas preservadas, passando a coocorrer juntas, evitando locais altamente impactados como o rio Paraná no período pós-barramento.

Outro fato que pode explicar os resultados encontrados é que barramentos podem causar grandes modificações nos fatores ambientais dos ecossistemas aquáticos à jusante, como aumento da transparência da água, oligotrofização (Stockner et al., 2000; Wohl et al., 2015) e maior estabilidade para o fluxo de água (Gubiani et al., 2007; Mor et al., 2018), sendo que os fatores ambientais, como temperatura e métricas de produtividade, não foram utilizados neste estudo. As variáveis ambientais poderiam explicar a

predominância de coocorrências positivas no período pós-barramento, em que as espécies estariam coocorrendo positivamente por afinidade por características ambientais similares, possivelmente encontradas em locais de amostragem mais preservados. Ademais, com esses fatores ambientais fortemente alterados, os mesmos podem se tornar condições restritivas para a ocorrência e sobrevivência das espécies de peixe nos ambientes à jusante do reservatório, prejudicando diferentes estratégias reprodutivas e alimentares (e.g., Mérona et al., 2005; Pelicice et al., 2015; Granzotti et al., 2018). Essas alterações nas condições ambientais podem transformar toda a rede trófica à jusante de reservatórios (Looy et al., 2015; Mor et al., 2018), uma vez que os fatores abióticos e bióticos impactam as redes de interações (Silknetter et al., 2015). A predominância de coocorrências positivas no período pós-barramento pode indicar a fortalecimento das interações bióticas frente às condições restritivas impostas pelo reservatório à montante.

As alterações nos padrões de coocorrência entre os dois períodos também podem ocorrer por diferentes fatores locais. Esses fatores podem apresentar características mais determinantes para as interações bióticas entre peixes de água doce do que a construção de barragens à montante, pela alta capacidade de migração e dispersão desses animais, que possuem maior facilidade de encontrar locais propícios para sua sobrevivência (Wang et al., 2011; Silknetter et al., 2015). Contudo, as barragens ainda exercem papel sobre as interações bióticas de peixes de água doce, mesmo com a força dos fatores locais (Wang et al., 2011). Ademais, diferentes reservatórios e barramentos com características distintas podem desencadear diferentes efeitos sobre as interações entre a ictiofauna (Baumgartner et al., 2019), a distância entre a área de estudo e a barragem também pode afetar seus efeitos sobre as teias tróficas (Mor et al., 2018).

Com relação aos pares de coocorrência positivos mais expressivos nos dois períodos, algumas espécies compartilham traços funcionais em comum. Muitas espécies ocupam a região bentônica nos ecossistemas aquáticos, sendo as principais do período pré-barramento *A. affinis*, *C. paranaense*, *C. nagelii*, *G. gulo*, *H. mbigua*, *L. friderici*, *M. piavussu*, *P. squamosissimus* e *S. insculpta*. Essas espécies ainda apresentaram coocorrências positivas no período pós-barramento, mas com exceção de *M. piavussu*, outras espécies bentônicas apresentaram coocorrências positivas maiores, que foram *G. pantanal*, *H. orthonops*, *L. octofasciatus*, *M. tiete*, *P. galeatus*, *P. stramineus*, *P. ambrosetti*, *P. kennedyi*, *S. maculatus* e *T. paraguayensis* (Goulding & Carvalho, 1982; Ah-King et al., 2004; Peretti & Andrian, 2004; Novakowski et al., 2008; Corrêa et al., 2011; Gubiani et al., 2012; Teresa et al., 2015; Arbour & López-Fernández, 2016). Muitas

dessas espécies bentônicas também apresentaram coocorrências negativas com as demais espécies de peixes da PIARP em ambos os períodos, como *C. paranaense*, *G. gulo*, *H. mbigua*, *L. friderici*, *M. piavussu* e *P. squamosissimus* para o período pré-barramento, e *L. friderici*, *M. piavussu*, *S. maculatus* e *T. paraguayensis* para o período pós-barramento.

Em planícies de inundação as estações de cheia possuem grande influência sobre suas comunidades (Junk et al., 1989), aumentando a área inundada e gerando novos ambientes para as espécies aquáticas (Agostinho, 1994; Agostinho et al., 2004a; Mérona et al., 2005). Eventos de cheia podem desempenhar um importante papel sobre a ictiofauna bentônica (Winemiller et al., 2006; Mormul et al., 2012). Com a construção da barragem à montante, e conseqüente controle e redução da cheia (Gubiani et al., 2007; Alves et al., 2021), novas interações positivas e fortes surgiram nessa região da coluna d'água, indicando que a construção de uma barragem pode afetar as interações entre as espécies de peixes bentônicas à jusante. Algumas espécies, bentônicas ou não, apresentaram fortes coocorrências positivas e negativas no período pós-barramento, como *L. platymetopon*, *M. piavussu*, *R. vulpinus*, *S. maculatus* e *T. paraguayensis*, o que pode indicar que essas espécies desempenham um importante papel nas redes de interações bióticas (Lau et al., 2017). Assim, com os efeitos desencadeados pela presença de um barramento à montante, essas espécies podem ter se tornado espécies de grande importância para as interações da ictiofauna da PIARP, uma vez que não predominavam entre as interações mais fortes no período pré-barramento. Com exceção de *L. platymetopon* e *M. piavussu*, que continuaram apresentando valores de coocorrência altos tanto antes quanto após o barramento.

Este estudo indica que a construção de barragens pode afetar as interações de espécies da ictiofauna à jusante, principalmente de planícies de inundação. Barragens à montante podem transformar interações predominantemente neutras para interações predominantemente positivas, por alterações nos fatores ambientais e modificando as áreas ideais para a ocorrência dessas espécies, que tendem a se agrupar em compartimentos mais conservados. Contudo, essas alterações podem apresentar diferentes respostas de acordo com as métricas utilizadas, distância da área de estudo e características da própria barragem (Mor et al., 2018; Baumgartner et al., 2019). Ainda assim, essas alterações existem, sendo que o favorecimento ou desfavorecimento de algumas estratégias de história de vida pela presença da barragem a montante pode acarretar mudanças em toda a rede de interações bióticas, principalmente para espécies

bentônicas. Assim, as redes de interações bióticas podem desempenhar um importante papel frente à construção de barramentos.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A., 1994. Considerações acerca das pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática e empreendimentos hidrelétricos. In: COMASE/ELETROBRAS. Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro. Rio de Janeiro, Brasil: 38–59.

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Veríssimo & K. Okada, E., 2004a. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish biology and Fisheries* 14: 11-19. <https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551-y>

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. M. Thomaz & N. S. Hahn, 2004b. The upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & N. S. Hahn. *The Upper Paraná River and its floodplain*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands 18: 381-393.

Agostinho, A. A., C. C. BoneckeR & L. C. Gomes, 2009. Effects of water quantity on connectivity: the case of the upper Paraná River floodplain. *Ecohydrology & Hydrobiology* 9: 99-113. <https://doi.org/10.2478/v10104-009-0040-x>

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, N. C. Santos, J. C. Ortega & F. M. Pelicice, 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173: 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>

Ah-King, M., C. Kvarnemo & B. S. Tullberg, 2004. The influence of territoriality and mating system on the evolution of male care: a phylogenetic study on fish. *Journal of Evolutionary Biology* 18: 371–382. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2004.00823.x>

Alves, J. C., G. F. Andreotti, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, 2021. Effects of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 848: 1811-1823. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04555-4>

Andreotti, G. F., J. C. Alves, D. C. Alves, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, 2021. The response of fish functional diversity to the El Niño Southern Oscillation (ENSO) in a

Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 848: 1207-1218. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04491-9>

Angelini, R. & A. A. Agostinho, 2005. Food web model of the Upper Paraná River Floodplain: description and aggregation effects. *Ecological Modelling* 181: 109-121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.06.025>

Arbour, J. H. & H. López-Fernández, 2016. Continental cichlid radiations: functional diversity reveals the role of changing ecological opportunity in the Neotropics. *Proc R Soc B Biol Sci.* 2016;283: 20160556. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0556>

Balon, E. K., 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 821-864. <https://doi.org/10.1139/f75-110>

Baumgartner, M. T., P. A. Piana, G. Baumgartner & L. C. Gomes, 2020. Storage or run-of-river reservoirs: exploring the ecological effects of dam operation on stability and species interactions of fish assemblages. *Environmental Management* 65: 220-231. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01243-x>

Bellmore, J. R., C. V. Baxter, K. Martens & P. J. Connolly, 2013. The floodplain food web mosaic: a study of its importance to salmon and steelhead with implications for their recovery. *Ecological Applications* 23: 189-207. <https://doi.org/10.1890/12-0806.1>

Bellmore, J. R., C. V. Baxter & P. J. Connolly, 2015. Spatial complexity reduces interaction strengths in the meta-food web of a river floodplain mosaic. *Ecology* 96: 274-283. <https://doi.org/10.1890/14-0733.1>

Boulangé, J., N. Hanasaki, D. Yamazaki & Y. Pokhrel, 2021. Role of dams in reducing global flood exposure under climate change. *Nature Communications* 12: 417. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20704-0>

Brandt, S. A., 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena* 40: 375-401. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00093-X](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00093-X)

Carolli, M., C. G. de Leaniz, J. Jones, B. Belletti, H. Hušek, M. Pusch, P. Pandakov, L. Borger & W. van de Bund, 2023. Impacts of existing and planned hydropower dams on river fragmentation in the Balkan Region. *Science of the Total Environment* 871: 161940. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161940>

- Choi, S. U., B. Yoon & H. Woo, 2005. Effects of dam-induced flow regime change on downstream river morphology and vegetation cover in the Hwang River, Korea. *River Research and Applications* 21: 315-325. <https://doi.org/10.1002/rra.849>
- Corrêa, C. E., M. P. Albrecht & N. S. Hahn, 2011. Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin. *Neotropical Ichthyology* 9: 637–646. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011000300017>
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Ferreira, K. T. M. Lopes, I. D. P. Affonso, A. A. Agostinho, L. C. & Gomes, 2020. Dam reverse flow events influence limnological variables and fish assemblages of a downstream tributary in a Neotropical floodplain. *River Research and Applications* 36: 305-313. <https://doi.org/10.1002/rra.3584>
- Fráguas, P. S. & P. S. Pompeu, 2021. Hydropower affects fish trophic structure both downstream of the dam and upstream of the reservoir. *Neotropical Ichthyology* 19. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0071>
- Fugi, R., K. D. G. Luz-Agostinho & A. A. Agostinho, 2008. Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. *Hydrobiologia* 607: 143–150. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9384-2>
- Goulding, M. & M. L. Carvalho, 1982. Life history and management of the tambaqui (*Colossoma macropomum*, Characidae): An important Amazonian food fish. *Revista Brasileira de Zoologia* 1: 107-133. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751982000200001>
- Graf, W. L., 1999. Dam nation: A geographic census of American dams and their large-scale hydrologic impacts. *Water Resources Research* 35: 1305-1311. <https://doi.org/10.1029/1999WR900016>
- Graça, W. J. & C. S. Pavanelli, 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM - Maringá State University Press, Maringá, Brasil.

- Granzotti, R. V., L. E. Miranda, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, 2018. Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages. *Aquatic Sciences* 80: 1-14. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y>
- Gubiani, E. A., L. C. Gomes, A. A. Agostinho & E. K. Okada, 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 191–197. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00211.x>
- Gubiani, E. A., L. C. Gomes & A. A. Agostinho, 2012. Estimates of population parameters and consumption/biomass ratio for fishes in reservoirs, Paraná State, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 10: 177–188. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100017>
- Jepsen, N., S. Pedersen & E. Thorstad, 2000. Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pikeperch) in an impounded river. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management* 16: 189-198. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(200003/04\)16:2<189::AID-RRR570>3.0.CO;2-N](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(200003/04)16:2<189::AID-RRR570>3.0.CO;2-N)
- Júlio-Júnior, H. F., C. D. Tós, A. A. Agostinho & C. S. Pavanelli, 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology* 7: 709-718. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400021>
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 106: 110-127.
- King, A. J., P. Humphries & P. S. Lake, 2003. Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and the life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 773-786. <https://doi.org/10.1139/f03-057>
- Lau, M. K., S. R. Borrett, B. Baiser, N. J. Gotelli & A. M. Ellison, 2017. Ecological network metrics: opportunities for synthesis. *Ecosphere* 8: e01900. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1900>
- Leuven, R. S., A. Boggero, E. S. Bakker, A. Elgin & H. Verreycken, 2017. Invasive species in inland waters: from early detection to innovative management approaches. *Aquatic Invasions* 12: 269-273. <https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.3.01>

- Ligon, F. K., W. E. Dietrich & W. J. Trush, 1995. Downstream ecological effects of dams. *BioScience* 45: 183-192. <https://doi.org/10.2307/1312557>
- Looy, K., T. Tormos & Y. Souchon, 2014. Disentangling dam impacts in river networks. *Ecological indicators* 37: 10-20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.006>
- Lopes, C., E. Benedito & L. Martinelli, 2009. Trophic position of bottom-feeding fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 573–581. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300012>
- Luz-Agostinho, K. D. G., L. M. Bini, R. Fugi, A. A. Agostinho & H. F. Júlio-Júnior, 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 61–68. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000100005>
- Luz-Agostinho, K. D. G., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & H. F. Júlio-Júnior, 2008. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 607: 187–198. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9390-4>
- Mérona, B., G. Mendes-dos-Santos & R. Gonçalves-de-Almeida, 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 60: 375-392. <https://doi.org/10.1023/A:1011033025706>
- Mérona, B., R. Vigouroux & F. L. Tejerina-Garro, 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia* 551: 33-47. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4448-z>
- Mor, J. R., A. Ruhí, E. Tornés, H. Valcárcel, I. Muñoz & S. Sabater, 2018. Dam regulation and riverine food-web structure in a Mediterranean river. *Science of the Total Environment* 625: 301-310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.296>
- Mormul, R. P., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho, C. C. Bonecker & N. Mazzeo, 2012. Migratory benthic fishes may induce regime shifts in a tropical floodplain pond. *Freshwater Biology* 57: 1592-1602. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02820.x>
- Niku, J., D. I. Warton, F. K. C. Hui & S. Taskinen S, 2017. Generalized Linear Latent Variable Models for Multivariate Count and Biomass Data in Ecology. *Journal of*

- Agricultural, Biological and Environmental Statistics 22: 498-522. <https://doi.org/10.1007/s13253-017-0304-7>
- Novakowski, G. C., N. S. Hahn & R. Fugi, 2008. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology* 6: 567–576. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000400004>
- Ota, R. R., G. C. Deprá, W. J. Graça & C. S. Pavanelli, C. S., 2018. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology* 16: 1-111. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>
- Pal, S., 2016. Impact of Massanjore dam on hydro-geomorphological modification of Mayurakshi river, Eastern India. *Environment, Development and Sustainability* 18: 921-944. <https://doi.org/10.1007/s10668-015-9679-1>
- Pelicice, F. M. & A. A. Agostinho, 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11: 1789-1801. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3>
- Pelicice, F. M., P. S. Pompeu & A. A. Agostinho, 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* 16: 697-715. <https://doi.org/10.1111/faf.12089>
- Peretti, D. & I. F. Andrian, 2004. Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná River floodplain, Brazil. *Environ Biol Fishes*. Kluwer Academic Publishers 71: 95–103. <https://doi.org/10.1023/B:EBFI.0000043155.76741.a1>
- Poff, N. L. & J. C. Schmidt, 2016. How dams can go with the flow. *Science* 353: 1099-1100. <https://doi.org/10.1126/science.aah4926>
- Power, M. E., W. E. Dietrich & J. C. Finlay, 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental Management* 20: 887-895. <https://doi.org/10.1007/BF01205969>
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing, 2023. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ricciardi, A. & J. B. Rasmussen, 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13: 1220-1222. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98380.x>

Röpke, C. P., S. Amadio, J. Zuanon, E. J. G. Ferreira, C. P. de Deus, T. H. S. Pires & K. O. Winemiller, 2017. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Scientific Reports* 7: 40170. <https://doi.org/10.1038/srep40170>

Sanches, P. V., K. Nakatani, A. Bialecki, G. Baumgartner, L. C. Gomes & E. A. Luiz, 2006. Flow regulation by dams affecting ichthyoplankton: the case of the Porto Primavera dam, Paraná River, Brazil. *River Research and Applications* 22: 555–565. <https://doi.org/10.1002/rra.922>

Santos, N. C. L., H. S. de Santana, J. C. G. Ortega, R. M. Dias, L. F. Stegmann, I. M. da Silva-Araujo, W. Severi, L. M. Bini, L. C. Gomes & A. A. Agostinho, 2017. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia* 802: 245-253. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3274-4>

Santos, N. C. L., R. M. Dias, D. C. Alves, B. A. R. de Melo, M. J. M. Ganassin, L. C. Gomes, W. Severi & A. A. Agostinho, 2020. Trophic and limnological changes in highly fragmented rivers predict the decreasing abundance of detritivorous fish. *Ecological Indicators* 110: 105933. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105933>

Schöngart, J., F. Wittmann, A. Faria de Resende, C. Assahira, G. de Sousa Lobo, J. Rocha Duarte Neves, M. Rocha, G. B. Mori, A. C. Quaresma, L. O. Demarchi, B. W. Albuquerque, Y. O. Feitosa, G. S. Costa, G. V. Feitoza, F. M. Durgate, A. Lopes, S. E. Trumbore & M. T. F. Piedade, 2021. The shadow of the Balbina dam: A synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in Central Amazonia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31: 1117-1135. <https://doi.org/10.1002/aqc.3526>

Silknetter, S., R. P. Creed, B. L. Brown, E. A. Frimpong, J. Skelton & B. K. Peoples, 2020. Positive biotic interactions in freshwaters: A review and research directive. *Freshwater Biology* 65: 811-832. <https://doi.org/10.1111/fwb.13476>

Šmejkal, M., D. Bartoň, J. Duras, P. Horký, M. Muška, J. Kubečka, N. Pfauserová, M. Tesfaye & O. Slavík, 2023. Living on the edge: Reservoirs facilitate enhanced interactions among generalist and rheophilic fish species in tributaries. *Frontiers in Environmental Science* 11: 1099030. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1099030>

- Stockner, J. G., E. Rydin & P. Hyenstrand, 2000. Cultural oligotrophication: causes and consequences for fisheries resources. *Fisheries* 25: 7-14. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446\(2000\)025<0007:CO>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446(2000)025<0007:CO>2.0.CO;2)
- Teresa, F. B., L. Casatti & M. V. Cianciaruso, 2015. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology* 13: 361–370. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130229>
- Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>
- Vášek, M., M. Prchalová, M. Říha, P. Blabolil, M. Čech, V. Draštík, J. Frouzová, T. Juza, M. Kratochvíl, M. Muska, J. Peterka, Z. Sajdlová, M. Smejkal, M. Tuser, L. Vejřík, P. Znachor, P. Mrkvicka, P. Sed'aa & J. Kubečka, 2016. Fish community response to the longitudinal environmental gradient in Czech deep-valley reservoirs: Implications for ecological monitoring and management. *Ecological Indicators* 63: 219-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.061>
- Vieira, E. F., V. J. Isaac & N. N. Fabre, 1999. Biologia reprodutiva do Tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, 1818 (Teleostei, Serrasalminidae), no baixo Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 29: 625-638. <https://doi.org/10.1590/1809-43921999294638>
- Wang, L., D. Infante, J. Lyons, J. Stewart & A. Cooper, 2011. Effects of dams in river networks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin, USA. *River research and applications* 27: 473-487. <https://doi.org/10.1002/rra.1356>
- Warton, D. I., G. Blanchet, R. B. O'Hara, O. Ovaskainen, S. Taskinen, S. C. Walker & F. K. C. Hui, 2015. So Many Variables: Joint Modeling in Community Ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 766-779. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.09.007>
- Wei, Q., J. He, D. Yang, W. Zheng & L. Li, 2004. Status of sturgeon aquaculture and sturgeon trade in China: a review based on two recent nationwide surveys. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 321-332. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2004.00593.x>
- Wei, T., V. Simko, M. Levy, Y. Xie, Y. Jin & J. Zemla, 2017. Package 'corrplot'. *Statistician* 56: e24.

- Wickham, H., W. Chang, & M. H. Wickham, 2016. Package 'ggplot2'. Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. Version 2: 1-189.
- Winemiller, K. O., 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81: 225–241. <https://doi.org/10.1007/BF00379810>
- Winemiller, K. O., J. V. Montoya, D. L. Roelke, C. A. Layman & J. B. Cotner, 2006. Seasonally varying impact of detritivorous fishes on the benthic ecology of a tropical floodplain river. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 250-262. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[250:SVIODF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[250:SVIODF]2.0.CO;2)
- Wohl, E., B. P. Bledsoe, R. B. Jacobson, N. L. Poff, S. L. Rathburn, D. M. Walters & A. C. Wilcox, 2015. The natural sediment regime in rivers: Broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience* 65: 358-371. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv002>
- Wu, H., J. Chen, J. Xu, G. Zeng, L. Sang, Q. Liu, Z. Yin, J. Dai, J. Yin & S. Ye, 2019. Effects of dam construction on biodiversity: A review. *Journal of Cleaner Production* 221: 480-489. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.001>
- Yoshida, Y., H. S. Lee, B. H. Trung, H. D. Tran, M. K. Lall, K. Kakar & T. D. Xuan, 2020. Impacts of mainstream hydropower dams on fisheries and agriculture in lower Mekong Basin. *Sustainability* 12: 2408. <https://doi.org/10.3390/su12062408>
- Zhang, S. M., D. Q. Wang & Y. P. Zhang, 2003. Mitochondrial DNA variation, effective female population size and population history of the endangered Chinese sturgeon, *Acipenser sinensis*. *Conservation Genetics* 4: 673-683. <https://doi.org/10.1023/B:COGE.0000006107.46111.bc>
- Zhu, M., N. Yang, Y. Li, W. Zhang, L. Wang, L. Niu, L. Wang & H. Zhang, 2021. Assessing the effects of cascade dams on river ecological status using multi-species interaction-based index of biotic integrity (Mt-IBI). *Journal of Environmental Management* 299: 113585. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113585>

MATERIAL SUPLEMENTAR

TABELA A1 - Lista de espécies de peixes amostradas em “Efeito de cheias e secas extremas sobre os padrões de coocorrência entre as espécies de peixes de uma planície de inundação Neotropical”.

Espécies

CHARACIFORMES

Acestrorhynchidae

Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)

Acestrorhynchus pantaneiro Menezes, 1992

Anostomidae

Leporellus vittatus (Valenciennes, 1850)

Leporinus friderici (Bloch, 1794)

Leporinus lacustris Campos, 1945

Leporinus octofasciatus Steindachner, 1915

Megaleporinus macrocephalus (Garavello, Britski, 1988)

Megaleporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)

Megaleporinus piavussu (Britski, Birindelli, Garavello, 2012)

Schizodon altoparanae Garavello, Britski, 1990

Schizodon borellii (Boulenger, 1900)

Schizodon nasutus Kner, 1858

Bryconidae

Brycon hilarii (Valenciennes, 1850)

Brycon orbignyanus (Valenciennes, 1850)

Salminus brasiliensis (Cuvier, 1816)

Salminus hilarii Valenciennes, 1850

Characidae

Astyanax aff. *fasciatus* (Cuvier, 1819)

Astyanax lacustris (Lütken, 1875)

Astyanax schubarti Britski, 1964

Moenkhausia cf. *gracilima* Eigenmann, 1908

Moenkhausia aff. *intermedia* Eigenmann, 1908

Oligosarcus pinto Campos, 1945

Psellogrammus kennedyi (Eigenmann, 1903)

Galeocharax gulo (Cope, 1870)

Roeboides descavadensis Fowler, 1932

Curimatidae

Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)

Cyphocharax nagelii (Steindachner, 1881)

Steindachnerina brevipinna (Eigenmann, Eigenmann, 1889)

Cynodontidae

Rhaphiodon vulpinus Spix, Agassiz, 1829

Erythrinidae

Erythrinus erythrinus (Bloch, Schneider, 1801)

Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)

Hoplías mbigua Azpelicueta, Benítez, Aichino, Mendez, 2015

Hoplías sp. 2

Hemiodontidae

Hemiodus orthonops Eigenmann, Kennedy, 1903

Parodontidae

Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)

Parodon nasus Kner, 1859

Prochilodontidae

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)

Serrasalminae

Colossoma macropomum (Cuvier, 1818)

Metynnis lippincottianus (Cope, 1870)

Myloplus tiete (Eigenmann, Norris, 1900)

Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887)

Serrasalmus maculatus Kner, 1858

Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1837

Stevardiinae

Piabarchus stramineus (Eigenmann, 1908)

Triporthidae

Triporthus nematurus (Kner, 1858)

CICHLIFORMES

Cichlidae

Aequidens plagiozonatus Kullander, 1984

Astronotus crassipinnis (Heckel, 1840)

Cichla kelberi Kullander, Ferreira, 2006

Cichla piquiti Kullander, Ferreira, 2006

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983

Crenicichla britskii Kullander, 1982

Crenicichla haroldoi Luengo, Britski, 1974

Crenicichla jaguarensis Haseman, 1911

Geophagus sveni Lucinda, Lucena, Assis, 2010

Laetacara araguaiaae Ottoni, Costa, 2009

Satanoperca setepele Ota, Deprá, Kullander, Graça & Pavanelli, 2021

CYPRINODONTIFORMES

Sciaenidae

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

GYMNOTIFORMES

Apteronotidae

Apteronotus ellisi (Arámburu, 1957)

Apteronotus cf. *caudimaculosus* Santana, 2003

Gymnotidae

Gymnotus inaequilabiatus (Valenciennes, 1839)

Gymnotus pantanal Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton, Almeida-Toledo, 2005

Gymnotus paraguensis Albert, Crampton, 2003

Gymnotus sylvius Albert, Fernandes-Matioli, 1999

Hypopomidae

Brachyhypopomus gauderio Giora, Malabarba, 2009

Rhamphichthyidae*Rhamphichthys hahni* (Meinken, 1937)**Sternopygidae***Eigenmannia trilineata* López, Castello, 1966*Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1836)*Sternopygus macrurus* (Bloch, Schneider, 1801)**MYLIOBATIFORMES****Potamotrygonidae***Potamotrygon amandae* Loboda, Carvalho, 2013**PLEURONECTIFORMES****Achiridae***Catathyridium jenynsii* (Günther, 1862)**SILURIFORMES****Auchenipteridae***Ageneiosus inermis* (Linnaeus, 1766)*Ageneiosus militaris* Valenciennes, 1836*Ageneiosus ucayalensis* Castelnau, 1855*Auchenipterus osteomystax* (Miranda Ribeiro, 1918)*Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus, 1766)**Callichthyidae***Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)*Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828)*Lepthoplosternum pectorale* (Boulenger, 1895)**Clariidae***Clarias gariepinus* (Burchell, 1822)**Doradidae***Platydoras armatulus* (Valenciennes, 1840)*Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821)*Rhinodoras dorbignyi* (Kner, 1855)*Trachydoras paraguayensis* (Eigenmann, Ward, 1907)**Heptapteridae***Pimelodella avanhandavae* Eigenmann, 1917*Pimelodella gracilis* (Valenciennes, 1835)*Pimelodella taenioptera* Miranda-Ribeiro, 1914*Rhamdia quelen* (Quoy, Gaimard, 1824)**Hypostominae***Hypostomus albopunctatus* (Regan, 1908)*Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911)*Hypostomus cochliodon* Kner, 1854*Hypostomus commersoni* Valenciennes, 1836*Hypostomus hermanni* (Ihering, 1905)*Hypostomus iheringii* (Regan, 1908)*Hypostomus microstomus* Weber, 1987*Hypostomus regani* (Ihering, 1905)*Hypostomus* cf. *strigaticeps* (Regan, 1908)*Hypostomus ternetzi* (Boulenger, 1895)*Megalancistrus parananus* (Peters, 1881)

Pterygoplichthys ambrosettii (Holmberg, 1893)

Loricariinae

Farlowella hahni Meinken, 1937

Loricaria prolixa Isbrücker, Nijssen, 1978

Loricariichthys platymetopon Isbrücker, Nijssen, 1979

Loricariichthys rostratus Reis, Pereira, 2000

Pimelodidae

Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)

Hypophthalmus oremaculatus Nani, Fuster, 1947

Iheringichthys labrosus (Lütken, 1874)

Megalonema platanum (Günther, 1880)

Pimelodus maculatus Lacépède, 1803

Pimelodus microstoma Steindachner, 1877

Pimelodus ornatus Kner, 1858

Pinirampus pirinampu (Agassiz, 1829)

Pseudoplatystoma corruscans (Spix, Agassiz, 1829)

Pseudoplatystoma reticulatum Eigenmann, Eigenmann, 1889

Sorubim lima (Bloch, Schneider, 1801)

Zungaro jahu (Ihering, 1898)

Rhinelepinae

Rhinelepis aspera Spix, Agassiz, 1829

SYNBRANCHIFORMES

Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

TABELA A2 - Lista de espécies de peixes amostradas em “A influência de uma barragem nas interações bióticas entre a ictiofauna de uma planície de inundação Neotropical”.

Espécies

CHARACIFORMES

Acestrorhynchidae

Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)

Acestrorhynchus pantaneiro Menezes, 1992

Anostomidae

Leporellus vittatus (Valenciennes, 1850)

Leporinus friderici (Bloch, 1794)

Leporinus lacustris Campos, 1945

Leporinus octofasciatus Steindachner, 1915

Leporinus sp.

Megaleporinus macrocephalus (Garavello, Britski, 1988)

Megaleporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)

Megaleporinus piavussu (Britski, Birindelli, Garavello, 2012)

Schizodon altoparanae Garavello, Britski, 1990

Schizodon borellii (Boulenger, 1900)

Schizodon nasutus Kner, 1858

Bryconidae

Brycon hilarii (Valenciennes, 1850)

Brycon orbignyanus (Valenciennes, 1850)

Salminus brasiliensis (Cuvier, 1816)

Salminus hilarii Valenciennes, 1850

Characidae

Astyanax lacustris (Lütken, 1875)

Astyanax schubarti Britski, 1964

Moenkhausia intermedia Eigenmann, 1908

Psellogrammus kennedyi (Eigenmann, 1903)

Galeocharax gulo (Cope, 1870)

Roeboides descavadensis Fowler, 1932

Curimatidae

Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)

Cyphocharax nagelii (Steindachner, 1881)

Steindachnerina brevipinna (Eigenmann, Eigenmann, 1889)

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)

Steindachnerina sp.

Cynodontidae

Rhaphiodon vulpinus Spix, Agassiz, 1829

Erythrinidae

Erythrinus erythrinus (Bloch, Schneider, 1801)

Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)

Hoplias mbigua Azpelicueta, Benítez, Aichino, Mendez, 2015

Hoplias misionera Rosso, Mabrugaña, González-Castro, Delpiani, Avigliano, Schenone, Días de Astarloa, 2016

Hoplias sp. 2

Hoplias sp.

Hemiodontidae

Hemiodus orthonops Eigenmann, Kennedy, 1903

Parodontidae

Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)

Prochilodontidae

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)

Serrasalminidae

Colossoma macropomum (Cuvier, 1818)

Metynnis lippincottianus (Cope, 1870)

Myloplus tiete (Eigenmann, Norris, 1900)

Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887)

Serrasalmus maculatus Kner, 1858

Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1837

Stevardiinae

Piabarchus stramineus (Eigenmann, 1908)

Triportheidae

Triportheus nematurus (Kner, 1858)

CICHLIFORMES

Cichlidae

Aequidens plagiozonatus Kullander, 1984

Astronotus crassipinnis (Heckel, 1840)

Cichla kelberi Kullander, Ferreira, 2006

Cichla piquiti Kullander, Ferreira, 2006

Cichla sp.

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983

Crenicichla britskii Kullander, 1982

Crenicichla jaguarensis Haseman, 1911

Crenicichla sp.

Geophagus sveni Lucinda, Lucena, Assis, 2010

Laetacara araguaiaae Ottoni, Costa, 2009

Satanoperca setepele Ota, Deprá, Kullander, Graça & Pavanelli, 2021

CYPRINODONTIFORMES

Sciaenidae

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

GYMNOTIFORMES

Apteronotidae

Apteronotus ellisi (Arámburu, 1957)

Apteronotus aff. *albifrons* (Linnaeus, 1766)

Gymnotidae

Gymnotus inaequilabiatus (Valenciennes, 1839)

Gymnotus pantanal Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton, Almeida-Toledo, 2005

Gymnotus paraguensis Albert, Crampton, 2003

Gymnotus sylvius Albert, Fernandes-Matioli, 1999

Gymnotus sp.

Hypopomidae

Brachyhypopomus gauderio Giora, Malabarba, 2009

Rhamphichthyidae

Rhamphichthys hahni (Meinken, 1937)

Sternopygidae

Eigenmannia guairaca Peixoto, Dutra, Wosiacki, 2015

Eigenmannia trilineata López, Castello, 1966

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1836)

Sternopygus macrurus (Bloch, Schneider, 1801)

MYLIOBATIFORMES

Potamotrygonidae

Potamotrygon amandae Loboda, Carvalho, 2013

Potamotrygon cf. *falkneri* Castex, Maciel, 1963

Potamotrygon sp.

PLEURONECTIFORMES

Achiridae

Catathyridium jenynsii (Günther, 1862)

SILURIFORMES

Auchenipteridae

Ageneiosus inermis (Linnaeus, 1766)

Ageneiosus militaris Valenciennes, 1836

Ageneiosus ucayalensis Castelnau, 1855

Auchenipterus osteomystax (Miranda Ribeiro, 1918)

Parauchenipterus galeatus (Linnaeus, 1766)

Trachelyopterus sp.

Callichthyidae

Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)

Lepthoplosternum pectorale (Boulenger, 1895)

Clariidae

Clarias gariepinus (Burchell, 1822)

Doradidae

Ossancora eigenmanni (Boulenger, 1895)

Platydoras armatulus (Valenciennes, 1840)

Pterodoras granulosus (Valenciennes, 1821)

Rhinodoras dorbignyi (Kner, 1855)

Trachydoras paraguayensis (Eigenmann, Ward, 1907)

Heptapteridae

Pimelodella avanhandavae Eigenmann, 1917

Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1835)

Pimelodus mysteriosus Azpelicueta, 1998

Pimelodella taenioptera Miranda-Ribeiro, 1914

Pimelodella sp.

Rhamdia quelen (Quoy, Gaimard, 1824)

Hypostominae

Hypostomus albopunctatus (Regan, 1908)

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)

Hypostomus cochliodon Kner, 1854

Hypostomus commersoni Valenciennes, 1836

Hypostomus hermanni (Ihering, 1905)
Hypostomus iheringii (Regan, 1908)
Hypostomus microstomus Weber, 1987
Hypostomus regani (Ihering, 1905)
Hypostomus cf. *strigaticeps* (Regan, 1908)
Hypostomus ternetzi (Boulenger, 1895)
Megalancistrus parananus (Peters, 1881)
Pterygoplichthys ambrosettii (Holmberg, 1893)

Loricariinae

Loricaria prolixa Isbrücker, Nijssen, 1978
Loricaria sp.
Loricariichthys platymetopon Isbrücker, Nijssen, 1979
Loricariichthys rostratus Reis, Pereira, 2000

Pimelodidae

Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)
Hypophthalmus oremaculatus Nani, Fuster, 1947
Iheringichthys labrosus (Lütken, 1874)
Megalonema platanum (Günther, 1880)
Pimelodus maculatus Lacépède, 1803
Pimelodus microstoma Steindachner, 1877
Pimelodus ornatus Kner, 1858
Pinirampus pirinampu (Agassiz, 1829)
Pseudoplatystoma corruscans (Spix, Agassiz, 1829)
Pseudoplatystoma reticulatum Eigenmann, Eigenmann, 1889
Pseudoplatystoma sp.
Sorubim lima (Bloch, Schneider, 1801)
Zungaro jahu (Ihering, 1898)

Rhinelepinae

Rhinelepis aspera Spix, Agassiz, 1829

SYNBRANCHIFORMES

Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apontam para a importância das interações bióticas entre as espécies de peixes frente os impactos causados pelas ações antrópicas, uma vez que períodos de seca extrema e posteriores à construção de uma barragem a montante desencadearam na intensificação dos padrões de coocorrência de espécies. Para os eventos de secas extremas, foi possível observar uma intensificação dos valores de coocorrência (tanto positivos quanto negativos), mas para o período pós-barramento houve uma predominância de valores de coocorrências positivas. Esses resultados indicam que não somente as interações bióticas entre peixes reagem a esses impactos humanos, mas também podem possuir um importante papel sobre a ocorrência e sobrevivência das espécies. As espécies *H. unitaeniatus* e *L. pectorale* apresentaram fortes coocorrências negativas em anos de seca extrema, indicando que sob essas condições podem eliminar diversas outras espécies de peixes dos ambientes onde habitam. Com a construção da barragem à montante, observou-se um forte impacto sobre a ictiofauna bentônica, sofrendo intensas transformações com a influência do barramento. Assim, os resultados deste estudo ressaltam a importância de se entender como as redes de interações bióticas funcionam e reagem aos diferentes impactos humanos, e qual a sua importância para as comunidades naturais frente às ações antrópicas.