UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

Instituto de Biociências - Câmpus de Botucatu

Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia)

Julia Kaori Kuriyama Ramos

Variações na composição de guildas tróficas de peixes: estudo de caso no reservatório de Batalha (alto Paraná) e no Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício (Paraíba do Sul)

Botucatu

2024

Julia Kaori Kuriyama Ramos

Variações na composição de guildas tróficas de peixes: estudo de caso no reservatório de Batalha (Alto Paraná) e no Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício (Paraíba do Sul)

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Botucatu, SP, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestra em Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientador(a): Prof. Dr. Igor Paiva Ramos

Coorientador(a): Prof. Dr. Alexandre Ninhaus Silveira

Botucatu

2024

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Botucatu

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Variações na composição de guildas tróficas de peixes: estudo de caso no reservatório de Batalha (Alto Paraná) e no Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício (Paraíba do Sul)

AUTORA: JULIA KAORI KURIYAMA RAMOS
ORIENTADOR: IGOR PAIVA RAMOS
COORIENTADOR: ALEXANDRE NINHAUS SILVEIRA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Ciências Biológicas (Zoologia), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. IGOR PAIVA RAMOS (Participaçao Presencial)
Departamento de Biologia e Zootecnia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira UNESP

Pós-Doutoranda ROSA MARIA DIAS (Participaçao Virtual)
Departamento de Biologia / Universidade Estadual de Maringá – UEM/PEA

Profa. Dra. ROSILENE LUCIANA DELARIVA (Participaçao Virtual)
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde / Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Botucatu, 29 de novembro de 2024

gov.br Documento assinado digitalmente
AMANDA REGINA SANCHES
Data: 05/12/2024 13:42:50-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Amanda Regina Sanches
Assistente Administrativo II da Seção Técnica de Pós-graduação
do Instituto de Biociências

R175v

Ramos, Julia Kaori Kuriyama

Variações na composição de guildas tróficas de peixes: estudo de caso no reservatório de Batalha (alto Paraná) e no Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício (Paraíba do Sul) / Julia Kaori Kuriyama Ramos. -- Botucatu, 2025

94 f. : il., tabs., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Botucatu

Orientador: Igor Paiva Ramos

Coorientador: Alexandre Ninhaus Silveira

1. Guildas tróficas. 2. Impacto ambiental. 3. Reservatórios. 4. Peixes de água doce. 5. Trecho de vazão reduzida. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Dados fornecidos pelo autor(a).

AGRADECIMENTOS

Agradeço profundamente aos meus pais, Paulo Cesar Ramos e Marcia Mitiko Kuriyama Ramos, pelo amor incondicional, pelo apoio constante e por sempre acreditarem em mim. Vocês são a minha maior fonte de inspiração e força.

Ao meu irmão, Paulo Kuriyama Ramos, pela parceria, pelas risadas e por sempre me lembrar da importância de perseverar. Sua presença foi um pilar de sustentação ao longo deste percurso acadêmico.

Aos meus amigos, por estarem ao meu lado, por acreditarem em mim e por sempre me motivarem a seguir em frente. A amizade de vocês foi essencial para a conclusão deste trabalho. Especialmente à minha querida amiga e colega de trabalho, Natália Luiza da Silva, por dividir não apenas o apartamento, mas também os sonhos, as dificuldades e as conquistas. Sua amizade e apoio foram essenciais para a realização deste trabalho. Obrigada por tudo.

Ao meu querido Rickyson Seiichi Sekiya, cujo amor e encorajamento inabaláveis me deram forças para enfrentar todos os desafios deste percurso acadêmico.

Ao meu orientador, Professor Igor Paiva Ramos, por acreditar no meu potencial e por me guiar com sabedoria e paciência durante toda a pesquisa.

Aos meus colegas do laboratório Pirá, pela parceria, pelo espírito de equipe e pela amizade ao longo deste trabalho. Juntos, enfrentamos e superamos muitos desafios. Especialmente ao Aymar Orlandi Neto e Alini Beloto Parra, por sua dedicação, paciência e por me guiarem com sabedoria e competência. Seu suporte e conhecimento foram fundamentais para o desenvolvimento desta dissertação.

Ao departamento de Biologia e Zootecnia da faculdade de Ilha Solteira pelo estabelecimento e possibilidade de realização do projeto.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, minha sincera gratidão. Vocês são parte essencial desta conquista.

O presente trabalho foi realizado com os dados de monitoramento da ictiofauna da Eletrobras Furnas, além do apoio financeiro da FAPESP, concedido por meio do Processo nº 2023/03407-6, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de pesquisa (processo 001).

RESUMO GERAL

A formação de reservatórios de usinas hidrelétricas causa diversos impactos negativos no ambiente, afetando todos os tipos de ecossistemas. Ainda, os impactos podem ser diferentes, dependendo do tipo da configuração dos sistemas hidrelétricos. Os estudos sobre alterações na estrutura das guildas tróficas, especialmente das assembleias de peixes, têm sido utilizados como ferramenta para avaliar os impactos ambientais de sistemas hidrelétricos. Assim, o objetivo desta pesquisa foi analisar se houve alterações na estrutura das guildas tróficas das assembleias de peixes do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício e do reservatório de Batalha, em escala temporal e espaço-temporal, antes e após o funcionamento dos sistemas. Esperava-se observar, em ambos as áreas, aumento na abundância das guildas piscívoras, carnívoras (insetívoras, invertívora) e onívoras, devido à alta surgência de nutrientes causada pela formação do reservatório, e pelas condições de ambientes lênticos a montante das barragens, e a diminuição de guildas detritívoras pela queda na disponibilidade e qualidade dos nutrientes associados aos sedimentos, principalmente a jusante das barragens. Foram utilizados dados dos monitoramentos ictiofaunísticos realizados pela Eletrobras, em quatro pontos de coleta para Anta/Simplício: montante, jusante e Trecho de Vazão Reduzida-TVR (2 pontos) e quatro pontos para Batalha: montante (3 pontos) e jusante, em períodos pré (2009-2011 (Anta/Simplício), 2010-2012 (Batalha)) e pós (2016-2022 (Anta/Simplício), 2014-2022 (Batalha)) enchimento dos reservatórios. Cada espécie de peixe amostrada foi categorizada em uma guilda trófica de acordo com literatura especializada. Para as espécies do complexo Anta/Simplício classificou-se em quatro guildas tróficas (herbívora, carnívora, onívora e detritívora), enquanto para as espécies do reservatório de Batalha classificou-se em cinco guildas tróficas (herbívora, piscívora, onívora, detritívora e invertívora). Para cada guilda utilizou-se a análise GLMM para verificar variações da abundância entre os períodos e entre pontos de coleta. Para verificar possíveis alterações na composição das guildas tróficas entre as fases realizou-se a PERMANOVA. Para explorar e ordenar a distribuição da composição da estrutura trófica entre os períodos foi realizado uma nMDS. No complexo Anta/Simplício verificou-se variação temporal na abundância da guilda herbívora, e variação espaço-temporal nas abundâncias das guildas herbívora e carnívora. Mas não se observou variação temporal na composição das guildas tróficas. Pela nMDS observou-se menor relação da guilda herbívora com as demais guildas, com maior relação dessa guilda com o ponto montante. Já no reservatório de Batalha verificou-se variação temporal para a guilda onívora, e variação espaço-temporal para as guildas detritívora, piscívora, onívora e invertívora. Além disso, houve variação na composição das guildas tróficas após o enchimento e essa alteração está relacionada às diferentes guildas tróficas que compõem cada período. Pela nMDS observou-se maior relação da guilda piscívora com os pontos a montante após o enchimento. Ambas as áreas de estudos demonstraram alteração na estrutura das guildas tróficas após o enchimento, mas com distintas respostas. As alterações podem estar relacionadas à disponibilidade de recursos, que é influenciada pelas condições ambientais formadas após o enchimento. A análise das guildas tróficas forneceu uma abordagem eficiente para avaliar os impactos

ambientais, destacando a importância dessa ferramenta para a gestão e conservação de ambientes aquáticos.

Palavras-chaves: Guildas tróficas; Impacto ambiental; Reservatórios; Peixes de água doce; Trecho de Vazão Reduzida.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL 9

CAPÍTULO I – Estrutura de guildas tróficas e a construção do Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício: uma análise espaço-temporal. 16

RESUMO 16

INTRODUÇÃO 17

MATERIAL E MÉTODOS 19

RESULTADOS 22

DISCUSSÃO 38

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 42

MATERIAIS SUPLEMENTARES (CAPÍTULO I) 48

CAPÍTULO II – Alterações na estrutura de guildas tróficas da assembleia de peixes após o barramento do rio São Marcos na bacia do alto Paraná: um estudo no reservatório de Batalha. 54

RESUMO 54

INTRODUÇÃO 54

MATERIAL E MÉTODOS 57

RESULTADOS 61

DISCUSSÃO 77

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 81

MATERIAIS SUPLEMENTARES (CAPÍTULO II) 87

CONCLUSÃO GERAL 94

INTRODUÇÃO GERAL

A construção de usinas hidrelétricas no Brasil apresentou crescimento acelerado ao longo do século XX, impulsionada pela necessidade de suprir a crescente demanda energética do país e pela ampla disponibilidade de recursos hídricos (Agostinho *et al*., 2016; Prado Jr. *et al*., 2016). Tais modelos de usinas se consolidaram como uma das principais fontes de eletricidade no Brasil, e geralmente são associadas a uma energia "limpa" por não emitirem grandes quantidades de gases de efeito estufa (Abbasi; Abbasi, 2011). No entanto, parte da comunidade científica questiona sobre os impactos ambientais causados pela construção e operação desses empreendimentos, contradizendo, por exemplo, o fato de não emitir grandes quantidades de gases de efeito estufa, pois após a inundação causado pelo barramento, são liberadas altas quantidades de gases, resultantes da decomposição da matéria orgânica submersa (Harrison *et al*., 2021; Ion; Ene, 2021). Dessa forma, a percepção da hidreletricidade como uma energia sustentável vem sendo desafiada (Agostinho; Pelicice; Gomes, 2008; Agostinho *et al*., 1999; Baxter, 1977; Oliveira *et al*., 2018; Turgeon *et al.,* 2016; Turgeon; Turpin; Gregory-Eaves, 2019).

A construção de barragens, o desvio de cursos de água e a formação reservatórios podem alterar drasticamente a dinâmica ecológica dos rios, afetando a fauna aquática residente, especialmente as assembleias de peixes (Anderson *et al*., 2015; Baxter, 1977; Kimmel; Lind; Paulson, 1990; Winnemiller *et al.,* 2016). Essas alterações se dão pela fragmentação de habitats, que causa bloqueio de rotas migratórias e mudanças nos ciclos de nutrientes, que podem comprometer a disponibilidade dos nutrientes, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Nilsson *et al*., 2005; Pelicice *et al*., 2023; Wang *et al.,* 2022). Esses impactos, frequentemente imperceptíveis em curto prazo, envolvem uma interação complexa entre grandes obras de infraestrutura e o meio ambiente, destacando a importância de se investigar continuamente os efeitos das barragens (Boelens; Shah; Bruins, 2019).

Os reservatórios de hidrelétricas podem ser classificados em diferentes tipos de operação hidráulica, como de acumulação (onde a vazão defluente pode ser maior ou menor que a afluente, aumentando ou diminuindo o nível da água em função da demanda energética de ponta) ou de fio d'água (onde a vazão defluente é igual à afluente, mantendo o nível da água constante, e atendendo a demanda energética de base) (Kuriqi *et al.,* 2021; Von Sperling, 2012), além da potência instalada, sendo Usinas hidrelétricas (UHE) ou Pequenas centrais hidrelétricas (PCH) (Couto; Olden, 2018). Reservatórios de acumulação de grande porte, por exemplo, tendem a causar perturbações ambientais devido ao alagamento de grandes áreas e o efeito na variação do nível da água, resultando em variações significativas no contato entre as áreas terrestres e aquáticas, alterando profundamente o ecossistema local, além de provocar a fragmentação de habitats e comprometer as rotas migratórias de peixes e outros animais (Agostinho *et al.,* 1999; Pelicice *et al*., 2023). Por outro lado, reservatórios a fio d'água, foram, a princípio, ditos como causadores de impactos menos notáveis a curto prazo, no entanto podem interferir no fluxo natural dos rios, influenciando na estrutura da biodiversidade residente (Anderson *et al*., 2015; Kuriqi *et al.,* 2021; Couto *et al*., 2023).

As características ecossistêmicas da área na qual a usina é instalada também é um fator crucial no tipo de impacto ambiental (Luo *et al.,* 2024). A depender da localização das usinas, a diversidade taxonômica ou funcional pode sofrer alterações de maneiras distintas, dificultando a elaboração de medidas mitigadoras (Ganassin *et al*., 2021; Luo *et al*., 2024; Oliveira *et al.,* 2018), sendo que os impactos ambientais variam dependendo da eficácia de tais medidas (Agostinho *et al*., 2016). Dentre as medidas mitigadoras, algumas usinas investem em tecnologias para minimizar seus efeitos negativos no estoque pesqueiro, por meio de sistemas de transposição e repovoamento de peixes (Jensen *et al*., 2003; Lopera-Barrero *et al*., 2007). No entanto, tais medidas podem ser ineficazes, sendo também necessário o monitoramento e gestão ambiental constantes para possibilitar que os impactos negativos sejam minimizados (Furtado; de Gustão Furtado, 2021; Schmutz; Moog, 2018). Portanto, a análise do impacto ambiental de uma usina hidrelétrica deve ser feita caso a caso, considerando o tipo de empreendimento, os ambientes afetados e as medidas mitigatórias aplicadas (Furtado; de Gustão Furtado, 2021; Schmutz; Moog, 2018), auxiliando no planejamento de novos empreendimentos (Anderson *et al*., 2015; Kuriqi *et al.,* 2021; Pelicice *et al*., 2023). Nesse contexto, torna-se fundamental o desenvolvimento de ferramentas eficientes para o monitoramento e diagnóstico ambiental, capazes de identificar os impactos em diferentes escalas de tempo e espaço (Turgeon *et al.,* 2016; Turgeon; Turpin; Gregory-Eaves, 2019).

A alta diversidade taxonômica e funcional, combinada com a heterogeneidade ambiental, contribuem para elevada complexidade funcional nos ecossistemas locais da região neotropical (Pelicice *et al*., 2023; Toussaint *et al*., 2016), permitindo que organismos aquáticos, tais como os peixes, ocupem níveis tróficos distintos (Braga, Bornatowski, Vitule, 2012). Essa complexidade ecossistêmica eleva a qualidade dos serviços ecossistêmicos locais (Pelicice *et al*., 2023; Toussaint *et al*., 2016). Mas quando existe alguma perturbação ambiental, tal como a barragem, pode interferir nesses serviços ecossistêmicos (Toussaint *et al*., 2016). Assim, analisar as guildas tróficas da ictiofauna pode ser uma ferramenta eficiente, já que essa análise, em locais modificados, pode fornecer informações de conjuntos de espécies que exploram os mesmos recursos alimentares e como as alterações no ambiente afetam suas dinâmicas populacionais espaço-temporalmente (Benoit; Jackson; Chu, 2021; Welcomme; Winemiller; Cowx, 2006). Além disso, ao agrupar espécies com funções ecológicas semelhantes, é possível identificar padrões de respostas aos impactos ambientais, além de fornecer subsídios importantes para a gestão e conservação das áreas afetadas (Dias *et al*., 2020). A análise de guildas tróficas oferece assim, uma visão integrada dos processos ecológicos, já que espécies com funções semelhantes tendem a reagir de forma similar às mudanças no ambiente (Austen *et al.,* 1994). Isso facilita a detecção de alterações mais amplas nas dinâmicas tróficas e na estrutura das comunidades, ao invés de se concentrar em respostas individuais de espécies, que podem gerar resultados mais variáveis e dispersos (Root, 1967; Welcomme; Winemiller; Cowx, 2006). Dessa forma, a abordagem de uso das guildas tróficas compila as respostas de comunidades complexas (Austen *et al*., 1994). Também oferece uma maneira mais eficiente de avaliar a saúde de ecossistemas, sem depender da presença ou ausência de espécies específicas (Landres, 1983; Welcomme;

Winemiller; Cowx, 2006), identificando mudanças ecológicas antes que elas se manifestem através de extinções locais ou colapsos de populações (Austen *et al.,* 1994).

Historicamente, a utilização de guildas tróficas para monitorar os efeitos de modificações ambientais, como a construção de barragens, tornou-se uma ferramenta amplamente aceita (Dias *et al*., 2020; Fráguas; Pompeu, 2021; Ganassin *et al*., 2024; Miranda; Granzotti; Dembkowski, 2019). Estudos de impactos ambientais em reservatórios e áreas de rios fragmentados indicam que essa abordagem pode destacar não só as mudanças na estrutura das comunidades, mas também inferir sobre os fatores ambientais que impulsionam essas mudanças (Ganassin *et al*., 2024; Growns, 2004). Assim, a análise em guildas tróficas tem se consolidado como um método prático e eficaz para entender as respostas da ictiofauna em áreas impactadas, fornecendo base sólida para a tomada de decisões em gestão ambiental (Welcomme; Winemiller; Cowx, 2006). Programas de manejo, como o Plano de Manejo do Parque Nacional do Juruema (ICMBio, 2024) e projeto Piabanha da bacia do rio Paraíba do Sul (Berriel; Caramaschi; Polaz, 2018), utilizaram dessa ferramenta para compreender como a construção de barragens afeta a estrutura das guildas tróficas das assembleias de peixes, orientando assim a implementação de áreas de proteção e planos de recuperação.

Na esfera social, essa ferramenta pode contribuir para a preservação de serviços ecossistêmicos essenciais, como a pesca e manutenção da qualidade da água, ao assegurar que os processos ecológicos sejam mantidos de forma equilibrada (Austen *et al.,* 1994; Sousa *et al*., 2021). Economicamente, identificar a estrutura das guildas tróficas ajuda a otimizar recursos de monitoramento e gestão, permitindo que sejam feitas intervenções mais precisas e menos dispendiosas (Austen *et al*., 1994). Em última instância, ao agrupar espécies que têm papéis ecológicos semelhantes, a análise de guildas torna o diagnóstico do meio mais eficiente e robusto, facilitando tanto a gestão quanto a implementação de políticas de conservação mais direcionadas e eficazes (Austen *et al*., 1994; Dias *et al*., 2020).

Considerando o crescimento de hidrelétricas no Brasil ao longo da história e atualmente (Prado Jr. *et al*., 2016), além da necessidade de elucidar a influência desses empreendimentos sobre a estrutura de guildas tróficas (Ganassin *et al*., 2024), o objetivo principal deste estudo é investigar as possíveis alterações espaço-temporais na estrutura de guildas tróficas das assembleias de peixes em dois reservatórios neotropicais, o Complexo Hidrelétrico de Anta/Simplício, na bacia hidrográfica do Paraíba do Sul, e a Usina Hidrelétrica (UHE) de Batalha na bacia hidrográfica do alto Paraná, após a construção da barragem, oferecendo análise de uma das consequências ecológicas desses empreendimentos. A escolha desses dois reservatórios se baseia em características específicas que os tornam relevantes para a pesquisa. O complexo Anta/Simplício, por exemplo, possui uma pequena central hidrelétrica com reservatório do sistema de fio d'água, configuração que tem sido preconizada como a causadora de impactos ambientais menores em relação a reservatórios tradicionais (Anderson *et al.,* 2015; Kuriqi *et al.,* 2021), além de um trecho do rio desviado para o funcionamento do aproveitamento hidrelétrico, ou seja, é uma área com configuração única (Eletrobras Furnas, 2024). Por

outro lado, a UHE de Batalha é um reservatório do tipo de acumulação, o que permite comparar diferentes dinâmicas de resposta da ictiofauna frente a distintos tipos de impactos hidrelétricos. Ambas as áreas de estudo possuem dados prévios ao represamento, o que torna possível realizar comparações espaço-temporais. Utilizando dados de monitoramento da ictiofauna de Eletrobras Centrais Elétricas S/A de anos anteriores e posteriores do barramento dos rios, Paraíba do Sul e São Marcos (complexo hidrelétrico de Anta/Simplício e reservatório de Batalha, respectivamente) testamos se: 1 – a abundância numérica das guildas tróficas das assembleias de peixes tanto no complexo hidrelétrico de Anta/Simplício como no reservatório de Batalha, foi alterada significativamente após o enchimento; 2 - a abundância numérica das guildas tróficas da assembleia de peixes tanto no complexo hidrelétrico de Anta/Simplício como no reservatório de Batalha, sofreu alterações entre os pontos de coletas; 3 – há dissimilaridade entre as guildas tróficas e entre os períodos com as guildas tróficas, em ambos as áreas de estudos; 4 – a composição das guildas tróficas foi alterada entre as fases de enchimento, em ambos as áreas de estudos. Espera-se observar, em ambas as áreas, aumento na abundância das guildas piscívoras, carnívoras (insetívoras, invertívora) e onívoras, devido à alta surgência de nutrientes causada pela inundação e pelas condições de ambientes lênticos nas áreas a montante das barragens, e a diminuição de guildas detritívoras pela queda na disponibilidade e qualidade dos nutrientes associados aos sedimentos, principalmente nas áreas a jusante das barragens.

Na presente dissertação, cada uma das áreas analisadas foi desenvolvida como um capítulo distinto.

Capítulo 1. Estrutura de guildas tróficas e a construção do Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício: uma análise espaço-temporal;

Capítulo 2. Alterações na estrutura da guilda trófica das assembleias de peixes após o barramento do rio São Marcos: um estudo no reservatório de Batalha.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Small hydro and the environmental implications of its extensive utilization. **Renewable and sustainable energy reviews,** v. 15, n. 4, p. 2134-2143, 2011.

AGOSTINHO, A. A. *et al.* Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. **Theoretical reservoir ecology and its applications**, p. 227-265, 1999.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SANTOS, N. C. L.; ORTEGA, J. C. G.; PELICICE, F. M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26–36, 2016.

AGOSTINHO, A.; PELICICE, F.; GOMES, L. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 suppl, p. 1119–1132, 2008.

ANDERSON, D. *et al*. The impacts of 'run-of-river' hydropower on the physical and ecological condition of rivers. **Water and Environment Journal**, v. 29, n. 2, p. 268-276, 2015.

AUSTEN, D. J.; BAYLEY, P. B.; MENZEL, B. W. Importance of the guild concept to fisheries research and management. **Fisheries**, v. 19, n. 6, p. 12-20, 1994.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual review of ecology and systematics**, v. 8, n. 1, p. 255-283, 1977.

BENOIT, D. M.; JACKSON, D. A.; CHU, C. Partitioning fish communities into guilds for ecological analyses: an overview of current approaches and future directions. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 78, n. 7, p. 984-993, 2021.

BERRIEL, T. C. S.; CARAMASCHI, É. P.; POLAZ, C. N. M. (Orgs.). **Monitoramento da fauna aquática: funções ecossistêmicas do domínio das ilhas fluviais do Rio Paraíba do Sul.** Itaocara, RJ: Projeto Piabanha, 2018. 428 p. ISBN 9788560175000.

BOELENS, R.; SHAH, E.; BRUINS, B. Contested knowledges: Large dams and mega-hydraulic development. **Water**, v. 11, n. 3, p. 416, 2019.

BRAGA, R. R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J. R. S. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 22, p. 915–929, 2012.

COUTO, T. B. A; OLDEN, J. D. Global proliferation of small hydropower plants–science and policy. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 16, n. 2, p. 91-100, 2018.

COUTO, T. B. A. *et al*. Effects of small hydropower dams on macroinvertebrate and fish assemblages in southern Brazil. **Freshwater Biology**, v. 68, n. 6, p. 956–971, 2023.

DIAS, R. M. *et al*. Fish trophic guild responses to damming: Variations in abundance and biomass. **River Research and Applications**, v. 36, n. 3, p. 430–440, 2020.

ELETROBRAS FURNAS, **Usina de Simplício/Anta.** Disponível em: < https://www.furnas.com.br/subsecao/132/usina-de-simplicio-anta---3337-mw?culture=pt>. Acesso: 23 set. 2024.

FURTADO, R. C.; DE GUSMÃO FURTADO, F. R. **Medindo a eficácia e efetividade de programas socioambientais de usinas hidrelétricas**. Synergia, 2021.

GANASSIN, M. J. M. *et al*. Effects of reservoir cascades on diversity, distribution, and abundance of fish assemblages in three Neotropical basins. **Science of the Total Environment**, v. 778, p. 146246, 2021.

GANASSIN, M. J. M. *et al*. Influence of characteristics of tropical reservoirs on the fish trophic guilds structure. **Environmental Biology of Fishes**, p. 1-15, 2024.

HARRISON, J. A. *et al*. Year-2020 global distribution and pathways of reservoir methane and carbon dioxide emissions according to the greenhouse gas from reservoirs (G-res) model. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 35, n. 6, p. e2020GB006888, 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). Encarte informativo do Parque Nacional do Jurema. Brasília: ICMBio, [s.d.]. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/parna-do-jurema/arquivos/encarte3.pdf. Acesso em: 24 set. 2024.

ION, I. V.; ENE, A. Evaluation of greenhouse gas emissions from reservoirs: A review. **Sustainability**, v. 13, n. 21, p. 11621, 2021.

JENSEN, P. D. *et al.* **Sistema para a transposição de peixes na usina Porto Primavera: estudo de caso.** In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. Anais [...]. Curitiba: ABRHidro, 2003. p. 1-22.

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**, p. 133–194, 1990.

KURIQI, A. *et al*. Ecological impacts of run-of-river hydropower plants—Current status and future prospects on the brink of energy transition. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 142, p. 110833, 2021.

LANDRES, P. B. Use of the guild concept in environmental impact assessment. **Environmental Management**, v. 7, p. 393-397, 1983.

LOPERA-BARRERO, N. M. *et al*. O repovoamento de peixes: uma estratégia multidisciplinar. **Aqüicultura & Pesca**, v. 30, n. 1, p. 71-74, 2007.

LUO, Q. *et al*. Existing levels of biodiversity and river location may determine changes from small hydropower developments. **Journal of Environmental Management**, v. 357, p. 120697, 2024.

MIRANDA, L. E.; GRANZOTTI, R. V.; DEMBKOWSKI, D. J. Gradients in fish feeding guilds along a reservoir cascade. **Aquatic sciences**, v. 81, p. 1-11, 2019.

NILSSON, C., REIDY, CA., DYNESIUS, M; REVENGA, C. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science***,* v. 308, n. 5720, p. 405-408, 2005.

OLIVEIRA, A. G. *et al*. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 3, p. 293-305, 2018.

PELICICE, F. M. *et al*. Ecosystem services generated by Neotropical freshwater fishes. **Hydrobiologia**, v. 850, p. 2903–2926, 2023.

PRADO JR, F. A. *et al*. How much is enough? An integrated examination of energy security, economic growth and climate change related to hydropower expansion in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 53, p. 1132-1136, 2016.

SCHMUTZ, S.; MOOG, O. Dams: ecological impacts and management. **Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future**, p. 111-127, 2018.

SOUSA, R. G. C. *et al*. Effects of river dams on the fish guilds in the northwest region of the Brazilian Amazon. **Fisheries Research**, v. 243, p. 106091, 2021.

TURGEON, K.; SOLOMON, C. T.; NOZAIS, C.; GREGORY-EAVES, I. Do novel ecosystems follow predictable trajectories? Testing the trophic surge hypothesis in reservoirs using fish. **Ecosphere** v. 7, n. 12, p. e01617, 2016.

TURGEON, K.; TURPIN, C.; GREGORY-EAVES, I. Dams have varying impacts on fish communities across latitudes: a quantitative synthesis. **Ecology Letters**, v. 22, n. 9, p. 1501-1516, 2019.

VON SPERLING, E. Hydropower in Brazil: overview of positive and negative environmental aspects. **Energy Procedia**, v. 18, p. 110-118, 2012.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX, I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Research and Applications**, v. 22, n. 3, p. 377–396, 2006.

WINEMILLER, K. O. *et al*. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 128-129, 2016.

CAPÍTULO I – Estrutura de guildas tróficas e a construção do Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício: uma análise espaço-temporal.

RESUMO

Pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) a fio d'água são alternativas aos impactos das grandes hidrelétricas, mas ainda podem gerar efeitos negativos nos ecossistemas aquáticos. Estudos sobre alterações na composição e estrutura das guildas tróficas das assembleias de peixes são ferramentas importantes para avaliação desses efeitos, embora pesquisas específicas sobre PCHs ainda sejam escassas. Assim, objetivou-se investigar possíveis alterações espaço-temporais na estrutura das guildas tróficas da ictiofauna, pela formação do Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício, localizado na bacia do rio Paraíba do Sul. Por ser um sistema distinto da maioria (possui um trecho de vazão reduzida – TVR - que surge de um desvio do curso do Paraíba do Sul, após a PCH de Anta, para o funcionamento da AHE de Simplício), a avaliação de suas possíveis influências ambientais sobre a ecologia trófica da ictiofauna se faz relevante. Assim, a hipótese do presente estudo é que a estrutura de guildas tróficas da assembleia de peixes sofreu modificações entre as áreas a jusante, a montante e no TVR após a formação do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício. Para testar essa hipótese foram utilizados dados de monitoramento ictiofaunístico, agrupados em dois períodos (pré e pós-enchimento) e pontos amostrais (montante, jusante e dois pontos no trecho de vazão reduzida). Foram aplicados modelos generalizados mistos a fim de verificar as possíveis diferenças na composição trófica da ictiofauna entre períodos e pontos amostrais, utilizando para tanto as guildas tróficas. Para verificar mudanças na composição das guildas tróficas entre os períodos foi realizada análise multivariada de variância baseada em distâncias e permutações (PERMANOVA). Também foi aplicada a ordenação multidimensional não métrica (nMDS), para visualizar os possíveis agrupamentos das guildas tróficas em cada período e ponto amostral. As espécies foram classificadas em quatro guildas tróficas: carnívora, herbívora, onívora e detritívora. A guilda herbívora mostrou variação temporal e espaço-temporal, com aumento na abundância numérica no período pós-enchimento, nos pontos montante e jusante do complexo. A carnívora alterou apenas espaço-temporalmente, com aumento no ponto montante após o enchimento. As guildas onívoras e detritívoras não mostraram alterações. A composição das guildas tróficas não diferiu entre os períodos. Infere-se que as condições ambientais formadas pelo represamento podem ter favorecido a disponibilização de recursos que beneficiaram as espécies herbívoras, com a maior disponibilidade, principalmente de plantas aquáticas, e carnívoras, com maior disponibilidade de invertebrados e pequenos peixes. Assim, as alterações nas condições ambientais e na disponibilidade de recursos alimentares influenciam diretamente a composição de guildas tróficas da assembleia de peixes, destacando a importância de considerar esses fatores tanto no planejamento da instalação de novas PCHs quanto nos planos de monitoramento de empreendimentos já existentes. Destaca-se a importância de avaliar os impactos ambientais de sistemas hidrelétricos, mesmo em pequena escala, para auxiliar na elaboração de estratégias de monitoramento e conservação.

INTRODUÇÃO

Usinas hidrelétricas (UHE) são geradoras de energia elétrica que utilizam o potencial hidráulico das águas de rios ou represas para o seu funcionamento (Anderson *et al.,* 2014). Porém, o uso desse recurso pode ter efeitos negativos sobre o meio ambiente onde são instaladas, pois, para sua construção e operação, é necessário interferir e modificar a natureza do rio e da área do entorno, alterando seus processos hidrológicos e ecológicos (Agostinho *et al*., 1999; Baxter, 1977; Poff; Hart, 2002). Como alternativa para aproveitamento das disponibilidades de condições hidrológicas e, consequentemente, minimizando impactos, tem-se a produção de energia em pequena escala, também conhecidas como pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) (Abbasi; Abbasi, 2011). Essas PCHs são caracterizadas por terem baixo custo de instalação e funcionamento em comparação aos sistemas de maior escala, além de minimizarem a magnitude dos impactos ambientais gerados pela inundação na região a montante (Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL, 2012; Candiani *et al.,*2013). No entanto, a produção elétrica gerada pelas PCHs (< 30 megawatts) é menor em comparação às UHEs, suprindo apenas necessidades energéticas locais (Ferreira *et al.*, 2016; Kaygusuz, 2002). Tal produção energética pode não atender à demanda em áreas com alto consumo, fazendo-se necessária a construção de múltiplas PCHs interligadas (Ferreira *et al.*, 2016; Kaygusuz, 2002).

Apesar das PCHs serem consideradas menos prejudiciais ao meio ambiente, sua construção em forma de complexo pode resultar em impactos cumulativos significativos, alterando os ambientes aquáticos nos quais são instaladas (Abbasi; Abbasi, 2011; Csiki; Rhoads, 2010; Mueller; Pander; Geist, 2011; Robson *et al*., 2011). Internacionalmente, não há definição consensual para PCH (Abbasi; Abbasi, 2011), mas no Brasil, considera-se pequena central hidrelétrica aquela com potência instalada superior a 5.000 kW e igual ou inferior a 30.000 kW (ANEEL, 2020). Além disso, há o sistema de PCH com reservatório do tipo fio d'água, caracterizado por utilizar reservatório com acumulação suficiente apenas para prover regularização diária ou semanal, ou ainda por utilizar diretamente a vazão afluente do aproveitamento (Kuriqi *et al.*, 2021), ou seja, as barragens operadas sob fio d'água liberam quase a mesma quantidade de água que recebem a montante.

Dependendo do projeto de central hidrelétrica, pode haver a necessidade de desvios do curso do rio original, formando os trechos de vazão reduzida - TVRs (Buenaga *et al.,* 2017; Kubečka; Matěna; Hartvich, 1997). Nesses trechos, a redução da vazão resulta na diminuição da área da superfície e profundidade da água, além de modificar outras condições limnológicas (Anderson *et al.,* 2014; Kubečka; Matěna; Hartvich, 1997). Tais alterações no meio abiótico podem resultar em implicações ao meio biótico aquático, por exemplo, reduzindo a densidade de zooplâncton, assim como o tamanho corporal e a biomassa das populações das assembleias de peixes (Kubečka; Matěna; Hartvich, 1997). Cada complexo de PCHs possui suas particularidades no *layout* dos sistemas e nos efeitos na biodiversidade local (Abell *et al*., 2008; Agostinho *et al*., 1999). Assim, destaca-se a importância da realização de estudos que avaliem impactos ambientais desses sistemas e

de TVRs sobre a biota aquática, especialmente sobre a assembleia de peixes (Agostinho *et al*., 2016).

Uma abordagem para investigar as respostas da ictiofauna diante de distúrbios ambientais, como a construção de centrais hidrelétricas é utilizar as guildas tróficas dos peixes como variável de análise (Dias *et al*., 2020). Tal metodologia agrupa as espécies de acordo com a semelhança no uso de recursos alimentares (Root, 1967), permitindo identificar alterações e inferir de maneira mais precisa os fatores que podem ter influenciado essas variações na composição, em comparação com metodologias que dependem de respostas individuais (Austen *et al.,* 1994; Growns, 2004; Welcomme; Winemiller; Cowx, 2006). Os grupos tendem a responder de maneira similar às variações ambientais, o que simplifica a análise (Root, 1967; Welcomme; Winemiller; Cowx, 2006). Isso ocorre porque as respostas de um grupo são geralmente mais previsíveis do que as de espécies individuais (Austen *et al*., 1994). Além disso, essa abordagem possibilita a realização de estudos comparativos em diferentes escalas espaciais e temporais, além de testar padrões de resposta da ictiofauna observados em outros reservatórios com diferentes sistemas hidrelétricos (Dias *et al*., 2020; Fráguas; Pompeu, 2021; Lopes *et al*., 2022; Miranda; Granzotti; Dembkowski, 2019). Nesse contexto, estudos que verificam a estrutura de guildas tróficas de assembleia de peixes sob influência de sistemas hidrelétricos a fio d'água na região neotropical ainda são recentes e exibem padrões locais distintos (Dos Santos *et al*., 2020; Souza *et al*., 2021; Ticiani; Delariva, 2020), destacando a necessidade de mais estudos nesses tipos de empreendimentos.

O complexo hidrelétrico Anta/Simplício possui algumas particularidades, o que o torna uma área interessante para investigação de impactos de sua formação. A construção de complexos hidrelétricos pode impactar o fluxo natural do rio, que afeta o modo de sobrevivência dos organismos. Assim, a modificação no fluxo pode afetar não só a hidrodinâmica original, como a biota aquática (Nilsson *et al*., 2005). Além disso, pelo fato de o sistema ser do tipo a fio d'água com TVR, podem ser observadas tendências não monotônicas, ou seja, sem um padrão, das guildas tróficas nas diferentes regiões (ou gradientes ambientais) do empreendimento (Anderson *et al*., 2014; Ticiani; Delariva, 2020).

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a alteração na composição e abundância das guildas tróficas da assembleia de peixes no complexo hidrelétrico de Anta/Simplício após seu enchimento. Para isso testamos as seguintes hipóteses : 1 – a abundância numérica das guildas tróficas das assembleias de peixes no complexo hidrelétrico de Anta/Simplício foi alterada significativamente após o enchimento; 2 - a abundância numérica das guildas tróficas da assembleia de peixes no complexo hidrelétrico de Anta/Simplício sofreu alterações entre os pontos de coletas; 3 – há dissimilaridade entre as guildas tróficas e entre os períodos com as guildas tróficas; 4 – a composição das guildas tróficas foi alterada entre as fases de enchimento. Em reservatórios de maior porte, espera-se que, após a formação do complexo, ocorra maior abundância de guildas onívoras e carnívoras na região a montante, devido à alta

disponibilidade de recursos causada pela inundação (Dias *et al*., 2020; Fráguas; Pompeu, 2021), a qual contribuiu para o aumento de nutrientes (Baxter, 1977), além da alta transparência do ambiente lêntico, já que em a maioria das espécies dessas guildas utilizam a visão como estratégia de caça (Ortega *et al*., 2020). Ainda, espera-se diminuição da guilda detritívora na região a jusante devido à menor disponibilidade de detritos com alto teor de nutrientes, em função da sedimentação de materiais orgânicos e inorgânicos no corpo do reservatório (Bowen, 1983; Dos Santos *et al*., 2020).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Complexo Hidrelétrico de Anta/Simplício está localizado no rio Paraíba do Sul (Figura 1), bacia do Paraíba do Sul, sendo seus reservatórios situados na divisa dos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, e encontra-se em operação desde 2013 (Eletrobras Furnas, 2024). Esse complexo possui algumas particularidades: o curso do rio Paraíba do Sul, após passar pela PCH de Anta, é desviado para o aproveitamento do relevo natural do local (Eletrobras Furnas, 2024). Isso resulta em uma série de canais, túneis e reservatórios, com o rio retornando ao seu curso original 28 km a jusante da PCH, onde se situa o AHE de Simplício (COPPETEC, 2014). No trecho entre os dois sistemas hidrelétricos foi formado o trecho de vazão reduzida (TVR) (Figura 1). A PCH de Anta é classificada como sistema a fio d'água, com capacidade instalada de 28 MW e fluxo médio de 258,9 m^3/s (ONS, 2023).

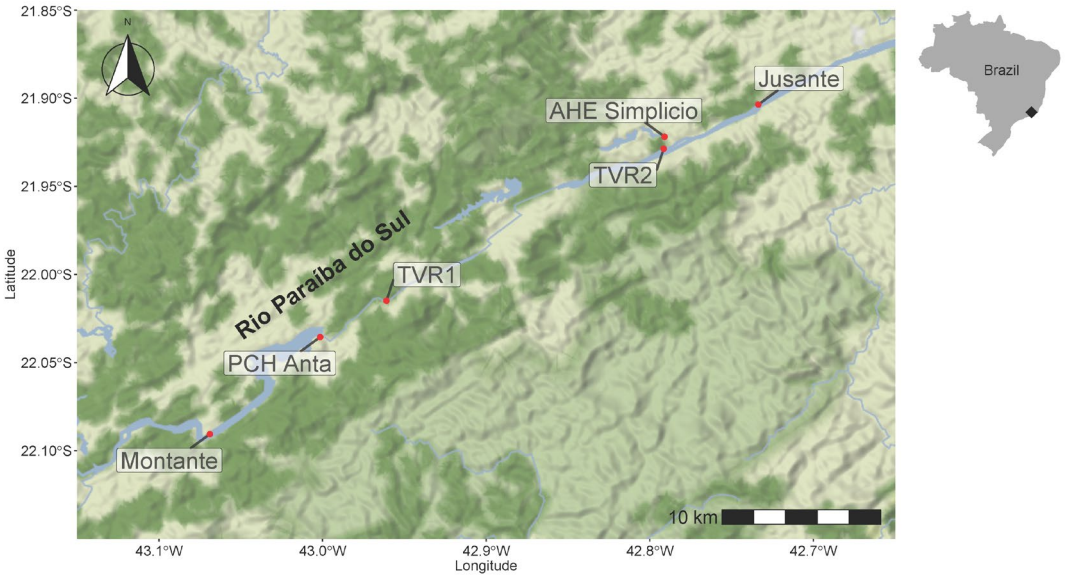


Figura 1. Mapa da área de amostragem do Complexo Hidrelétrico de Anta/Simplício indicando os quatro pontos de coletas (Montante, TVR1, TVR2 e Jusante) localizados na bacia do rio Paraíba do Sul, MG/RJ, Brasil. TVR indica Trecho de Vazão Reduzida, PCH indica Pequena Central Hidrelétrica e AHE indica Aproveitamento Hidrelétrico. Os barramentos do rio se localizam na PCH e no AHE respectivamente.

Amostragem do material biológico

Foram utilizados dados do monitoramento ictiofaunístico do Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício realizados pelo Subprograma de monitoramento da ictiofauna de Eletrobras Centrais Elétricas S/A (informações sobre o licenciamento para a realização do projeto se encontram no material suplementar). As amostragens foram realizadas em um ponto a montante, um ponto a jusante e em dois pontos no trecho de vazão reduzida (TVR1 e TVR2), entre os anos de 2009 e 2022, cobrindo o período anterior ao barramento (ano 2009 a 2011) e período posterior (ano 2017 a 2022), totalizando 42 amostragens (Tabela 1).

Tabela 1. Informações de campanhas de amostragens da ictiofauna do Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício.

Fase	Período	n° de campanhas
Pré	abr./2009 – dez./2011	17*
	ago./2017	5*
Pós	dez./2017 – jun./2022	19**

*campanha bimestrais. **campanha trimestrais. Fonte: Produção do próprio autor.

As amostragens da ictiofauna foram realizadas por meio de redes de emalhar, com a utilização de 11 redes de espera em cada ponto amostral. Cada rede possuía 25 m de comprimento, alturas variando de 1,50 m a 2,90 m e malhas de 3 cm, 4 cm, 5 cm, 6 cm, 7 cm, 8 cm, 10 cm, 12 cm, 14 cm, 16 cm e 18 cm (distância entre nós não adjacentes) totalizando 520 m² de rede. Cada rede foi instalada a uma distância aproximada de 100 m de intervalo de uma para outra, e ficaram expostas por aproximadamente 14 horas em cada ponto de coleta, no período compreendido entre o entardecer e o amanhecer. Posteriormente à captura, todos os espécimes foram quantificados e identificados até o menor nível taxonômico possível.

Guildas tróficas

A classificação das espécies em guildas tróficas foi realizada por meio de literatura científica, com prioridade para informações da bacia do rio Paraíba do Sul, abrangendo os períodos de pré e pós-enchimento do reservatório. Quando ausentes estudos dentro da bacia e/ou do mesmo período, classificou-se a guilda trófica de acordo com a informação da dieta das espécies (utilizando como base Neves *et al*., 2015, considerando igual ou mais de 51% do item alimentar), independentemente da bacia e do período. Quando ausentes na bibliografia, considerou-se as informações do gênero.

As espécies de peixes amostradas foram classificadas e agrupadas de acordo com a guilda trófica (Dias *et al.,*2020; Manzano *et al*., 2012), sendo:

Detritívoros - espécies que consomem grandes quantidades de detritos ou sedimentos com organismos associados (algas, larvas de insetos aquáticos e

principalmente quironomídeos, fragmentos de plantas, insetos adultos e invertebrados bentônicos);

Herbívoros - espécies que se alimentam principalmente de algas e plantas superiores (terrestre ou aquática), como folhas, sementes e frutos;

Onívoros - espécies que consomem plantas desde algas (unicelulares e filamentosas) até plantas superiores, e animais desde invertebrados até peixes (essas espécies se alimentam de, pelo menos, três níveis tróficos, sem predominância óbvia de algum recurso em particular), ou;

Carnívoros – espécies que consomem predominantemente tecidos de origem animal vivos (podendo ser pedaços do animal vivo) ou mortos.

Análise dos dados

Foi gerada uma matriz de abundância de espécies a partir do registro e contagem de indivíduos de cada espécie capturada. A partir dessa matriz, a abundância de cada espécie foi expressa pela Captura por Unidade de Esforço (CPUE) (isto é, número de indivíduos capturados em 1000 m^2 de redes a cada 14 horas), calculada pela fórmula CPUE = C/E*1.000, sendo *C* o número de exemplares capturados e *E* o esforço aplicado, expresso em m^2 de redes (King, 2013). Posteriormente os dados de CPUE foram agrupados em estrutura hierárquica por guilda trófica, períodos de enchimento (pré e pós), área (jusante, montante e TVR), ano e pontos de coletas. As informações das CPUE de cada espécie por guilda trófica estão no material suplementar (Tabela S1). Para todas as análises estatísticas foi utilizado o *software* estatístico R (R Core Team, 2023) e adotado valor de significância de $p \leq 0,05$.

Para testar as hipóteses de que a composição das guildas tróficas da assembleia de peixes da área de influência do reservatório avaliado difere entre os períodos de pré e pós-enchimento, dentre as áreas em cada período e dentre os períodos em cada área, foram empregados modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMMs) (Bolker *et al.,* 2009). Foi considerada a CPUE de cada guilda trófica como variável resposta, os fatores de área e período, bem como a interação entre eles, como variáveis explicativas fixas, enquanto o ano e o aninhamento dos pontos de amostragem de cada área como variáveis aleatórias. Todas as variáveis respostas foram transformadas em log+1. Os efeitos aleatórios foram utilizados para mitigar os efeitos espaciais e temporais indesejados (autocorrelação espacial e temporal) (Zuur *et al*., 2007). Para cada guilda trófica, os modelos foram construídos utilizando as variáveis aleatórias e família de distribuição conforme necessário (Zuur *et al*., 2007). Foi utilizado o AIC – Critério de Informação de Akaike, como critério de escolha, onde menor AIC indica um modelo com a melhor performance (Material Suplementar Tabela S1). Em casos em que a diferença entre os valores do AIC foi menor que 2, foi selecionado o modelo com o maior coeficiente de determinação marginal (R2). Para as comparações pareadas das variáveis dependentes entre os grupos foi utilizado a correção de Bonferroni para os valores de *p.* A GLMM foi realizada utilizando os pacotes "lme4" (Bates, 2022) e "lmerTest" (Kuznetsova; Brockhoff; Christensen, 2016). Para verificar possíveis mudanças na composição das guildas tróficas entre as fases, foi realizado a análise multivariada de variância baseada

em distâncias e permutações (PERMANOVA *one-way*), utilizando a função "adonis2" do pacote "vegan" (Oksanen *et al.,* 2022), baseado nas dissimilaridades de Bray-Curtis com 999 permutações aleatórias.

Ainda, para visualizar os possíveis agrupamentos das guildas tróficas em cada período foi realizada a ordenação multidimensional não métrica – nMDS (Cox; Cox, 2008), pela função "metaMDS" do pacote "vegan" (Oksanen *et al.,* 2022), baseado nas dissimilaridades de Bray-Curtis, com a matriz de dados da composição e abundância das guildas tróficas, e como preditor a variável fase de enchimento do reservatório.

RESULTADOS

Foram coletados 4.356 indivíduos, pertencentes a 49 táxons, cinco ordens e 18 famílias, agrupados em quatro guildas tróficas (Tabela 2). A tabela a seguir mostra a classificação taxonômica, com suas respectivas guildas tróficas e origem de distribuição das espécies coletadas e suas respectivas referências bibliográficas utilizadas (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação dos táxons e respectivas origem de distribuição dos peixes coletadas no complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, rio Paraíba do Sul, Brasil. *Dados da espécie do gênero *Leporinus*; ** Dados da espécie do gênero *Astyanax*; *** dados da espécie *Aequidens tetramerus.* As informações das referências estão no Quadro S1.

Ordem/Família	Espécies	Abreviação	Origem	Referência
Characiformes				
Erythrinidae	*Hoplias malabaricus*	Hom	Nativa	17
Parodontidae	*Apareiodon affinis*	Apa	Não-nativa	17
	Apareiodon cf. *piracicabae*	App	Não-nativa	7
Serrasalmidae	*Colossoma* cf. *macropomum*	Com	Não-nativa	7
	Metynnis lippincottianus	Mem	Não-nativa	18
Anostomidae	*Hypomasticus copelandii*	Hyc	Nativa	7
	Hypomasticus mormyrops	Hym	Nativa	7
	Megaleporinus conirostris	Mec	Nativa	7
Curimatidae	*Cyphocharax gilbert*	Cyg	Nativa	7
	Steindachnerina insculpta	Sti	Não-nativa	19
Prochilodontidae	*Prochilodus lineatus*	Prl	Nativa	17
Bryconidae	*Salminus* cf. *brasiliensis*	Sab	Não-nativa	7
	Brycon cf. *insignis*	Byi	Nativa	7
Characidae	*Astyanax bimaculatus*	Asb	Nativa	7
	Astyanax lacustris (= *Astyanax bimaculatus*)	Asl	Não-nativa	20
	Deuterodon intermedius (=*Astyanax intermedius*)	Dei	Nativa	20
	Deuterodon cf. *taeniatus* (=*Astyanax taeniatus*)	Det	Nativa	20
	Oligosarcus hepsetus	Olh	Nativa	7
	Psalidodon fasciatus	Psf	Não-nativa	20

Continua

Tabela 2. Classificação dos táxons e respectivas origem de distribuição dos peixes coletadas no complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, rio Paraíba do Sul, Brasil. *Dados da espécie do gênero *Leporinus*; ** Dados da espécie do gênero *Astyanax*; *** dados da espécie *Aequidens tetramerus.* As informações das referências estão no Quadro S1. Continuação.

Ordem/Família	Espécie	Abreviação	Origem	Referência
	Psalidodon parahybae	Psp	Nativa	20
Cichliformes				
Cichlidae	*Aequidens* sp.	Aes	-	-
	Australoheros oblongus	Aub	-	-
	Australoheros facetus	Auf	Nativa	21
	Cichla cf. *kelberi*	Cik	Não-nativa	7
	Crenicichla lacustris	Crl	Nativa	7
	Saxatilia lepidota	Cre	Não-nativa	7
	Geophagus brasiliensis	Geb	Nativa	7
	Coptodon rendalli	Cor	Não-nativa	7
	Oreochromis niloticus	Orn	Não-nativa	7
Gymnotiformes				
Sternopygidae	*Eigenmannia trilineata*	Eit	Não-nativa	19
	Eigenmannia virescens	Eiv	Nativa	18
Gymnotidae	*Gymnotus carapo*	Gyc	Nativa	7
	Gymnotus pantherinus	Gyp	-	-
Acanthuriformes				
Sciaenidae	*Pachyurus adspersus*	Paa	Nativa	7
	Plagioscion squamosissimus	Pls	Não-nativa	7
Siluriformes				

Continua

Tabela 2. Classificação dos táxons e respectivas origem de distribuição dos peixes coletadas no complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, rio Paraíba do Sul, Brasil. *Dados da espécie do gênero *Leporinus*; ** Dados da espécie do gênero *Astyanax*; *** dados da espécie *Aequidens tetramerus.* As informações das referências estão no Quadro S1. Continuação.

Ordem/Família	Espécie	Abreviação	Origem	Referência
Siluriformes				
Callichthyidae	*Callichthys callichthys*	Cac	Não-nativa	18
	Hoplosternum littorale	Hol	Nativa	7
Loricariidae	*Hypostomus affinis*	Hya	Nativa	7
	Hypostomus cf. *auroguttatus*	Hyu	Nativa	7
	Hypostomus cf. *luetkeni*	Hyl	Nativa	7
	Pterygoplichthys ambrosettii	Pta	Não-nativa	19
	Rineloricaria cf. *lima*	Ril	Nativa	18
Auchenipteridae	*Trachelyopterus striatulus*	Trs	Nativa	7
	Glanidium melanopterum	Glm	Nativa	18
Heptapteridae	*Pimelodella lateristriga*	Pil	Nativa	7
	Rhamdia quelen	Rhq	Nativa	7
Pimelodidae	*Pimelodus* cf. *fur*	Pif	Nativa	7
	Pimelodus maculatus	Pia	Nativa	7
Clariidae	*Clarias gariepinus*	Clg	Não-nativa	7

A guilda carnívora teve o maior número de espécies em ambos os períodos, com 12 espécies no período pré e 16 espécies no período pós represamento (Tabela 3). A guilda onívora apresentou riqueza de 16 espécies no período pré e nove espécies após o enchimento (Tabela 3). A guilda detritívora foi composta por seis espécies no período pré e oito espécies no período pós (Tabela 3), enquanto a guilda herbívora, com menor riqueza, manteve-se com três espécies em ambos os períodos (Tabela 3).

Tabela 3. Classificação das guildas tróficas e presença e ausência de espécies coletadas nos períodos em cada pontos de amostragens, do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG. As informações das referências (Ref) estão no Quadro S1.

Espécies	Guildas tróficas	Ref.	Pre				Pós			
			Jusante	TVR1	TVR2	Montante	Jusante	TVR1	TVR2	Montante
Hoplias malabaricus	Carnívora	1	*	*	*	*	*			*
Apareiodon affinis	Detritívora	2,3					*	*	*	
Apareiodon cf. *piracicabae*	Onívora	4	*		*					
Colossoma cf. *macropomum*	Onívora	5	*							
Metynnis lippincottianus	Herbívora	6	*		*	*	*		*	*
Hypomasticus copelandii	Herbívora	1, 7*			*	*	*		*	
Hypomasticus mormyrops	Herbívora	1, 7*				*				
Megaleporinus conirostris	Herbívora	1, 7*	*							
Cyphocharax gilbert	Detritívora	7	*		*	*	*	*	*	*
Steindachnerina insculpta	Detritívora	8					*	*	*	*
Prochilodus lineatus	Detritívora	7	*	*	*	*	*	*	*	*
Salminus cf. *brasiliensis*	Carnívora	7		*	*				*	
Brycon cf. *insignis*	Onívora	7	*							
Astyanax bimaculatus	Onívora	9	*	*	*	*	*	*	*	*
Astyanax lacustris (= *Astyanax bimaculatus*)	Onívora	9						*		*
Deuterodon intermedius (=*Astyanax intermedius*)	Onívora	10	*	*	*	*			*	
Deuterodon cf. *taeniatus* (=*Astyanax taeniatus*)	Onívora	7		*	*	*				
Oligosarcus hepsetus	Carnívora	7	*	*	*	*	*	*	*	*

Continua.

Tabela 3. Classificação das guildas tróficas e presença e ausência de espécies coletadas nos períodos em cada pontos de amostragens, do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG. As informações das referências (Ref) estão no Quadro S1. Continuação.

Espécies	Guildas tróficas	Ref.	Pre				Pós			
			Jusante	TVR1	TVR2	Montante	Jusante	TVR1	TVR2	Montante
Psalidodon fasciatus	Onívora	4,7**	*	*	*	*				
Psalidodon parahybae	Onívora	4,7**	*							*
Aequidens sp.	Carnívora	4***	*		*	*	*	*	*	*
Australoheros oblongus	Onívora	11					*		*	*
Australoheros facetus	Onívora	11	*		*					
Cichla cf. *kelberi*	Carnívora	12					*	*	*	*
Crenicichla lacustris	Carnívora	1			*		*	*		*
Saxatilia lepidota	Carnívora	13					*	*	*	*
Geophagus brasiliensis	Onívora	1	*	*	*	*	*	*	*	*
Coptodon rendalli	Onívora	1				*	*	*	*	*
Oreochromis niloticus	Detritívora	7	*		*	*	*	*	*	
Eigenmannia trilineata	Onívora	7					*	*	*	*
Eigenmannia virescens	Onívora	7	*	*	*	*			*	
Gymnotus carapo	Carnívora	1	*	*	*	*	*	*	*	*
Gymnotus pantherinus	Onívora	14				*				
Pachyurus adspersus	Carnívora	7			*		*		*	
Plagioscion squamosissimus	Carnívora	6	*	*	*	*	*	*	*	*
Callichthys callichthys	Detritívora	1							*	
Hoplosternum littorale	Onívora	7	*	*	*	*	*	*	*	*

Continua.

Tabela 3. Classificação das guildas tróficas e presença e ausência de espécies coletadas nos períodos em cada pontos de amostragens, do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG. As informações das referências (Ref) estão no Quadro S1. Continuação.

Espécies	Guildas tróficas	Ref	Pre				Pós			
			Jusante	TVR1	TVR2	Montante	Jusante	TVR1	TVR2	Montante
Hypostomus affinis	Detritívora	7	*	*	*	*	*	*	*	*
Hypostomus cf. *auroguttatus*	Detritívora	7			*	*	*	*	*	
Hypostomus cf. *luetkeni*	Detritívora	7			*					
Pterygoplichthys ambrosettii	Detritívora	8					*			*
Rineloricaria cf. *lima*	Detritívora	8	*							
Trachelyopterus striatulus	Carnívora	4,7					*			*
Glanidium melanopterum	Carnívora	15	*		*	*				
Pimelodella lateristriga	Onívora	7	*		*	*	*	*	*	
Rhamdia quelen	Carnívora	1	*	*	*	*	*	*		*
Pimelodus cf. *fur*	Carnívora	7	*	*	*	*	*	*	*	*
Pimelodus maculatus	Onívora	7	*	*	*	*	*	*	*	*
Clarias gariepinus	Onívora	16		*						

Além disso, tanto a guilda carnívora como a guilda onívora foram as guildas tróficas com abundância numérica relativa predominante em ambos os períodos (Figura 2).

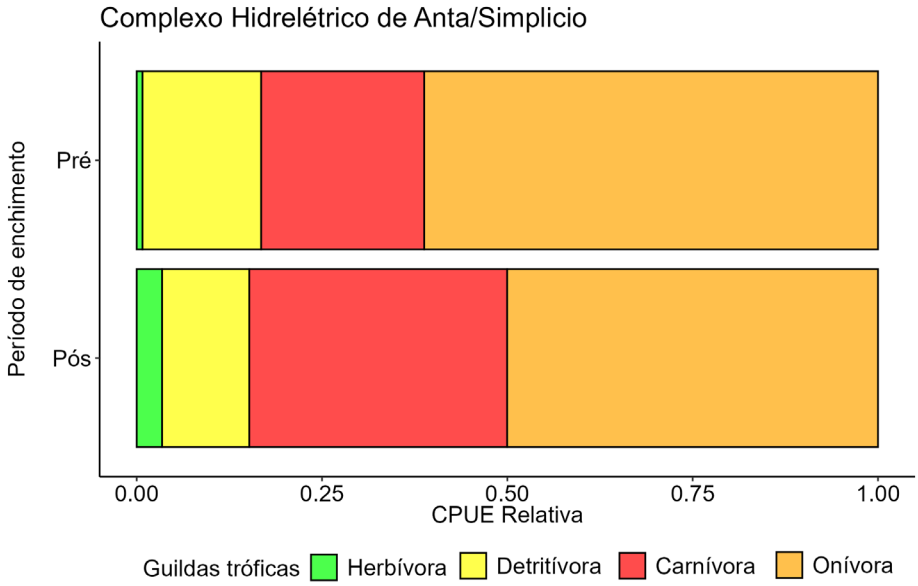


Figura 2. Abundância numérica (CPUE) relativa das guildas tróficas da ictiofauna do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG, separados por período de formação do complexo (pré e pós-enchimento), com os pontos agrupados.

Observou-se o aumento na abundância da guilda herbívora após a formação do complexo (Figura 3 e Tabela 4). Em contraste, as demais guildas tróficas não exibiram variações temporais significativas (Figura 3 e Tabela 4).

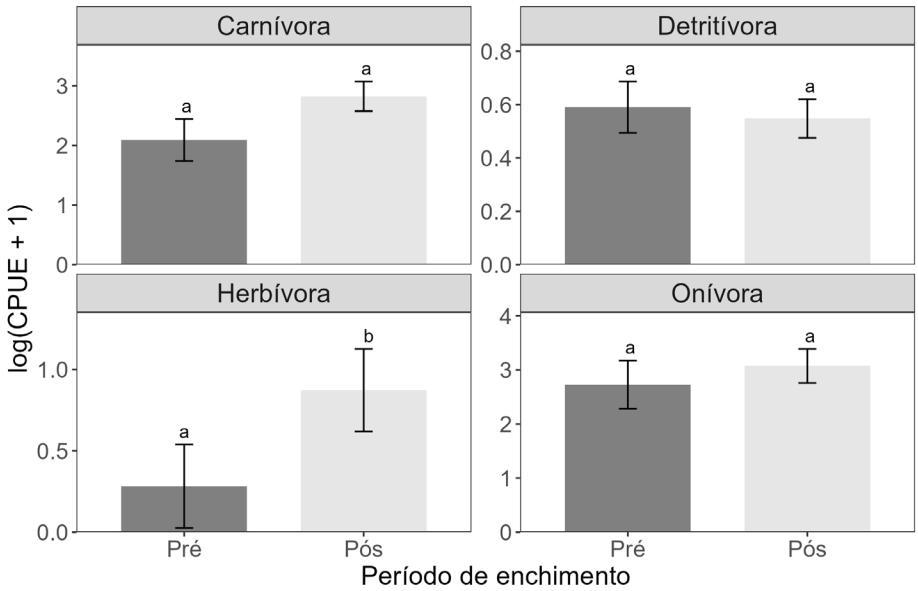


Figura 3. Médias e erro padrão da CPUE de cada guilda trófica (transformada em log + 1) registrada na ictiofauna nos períodos pré e pós formação do complexo hidrelétrico Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG. Diferentes letras indicam variações significativas ($p<0,05$).

Tabela 4. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação entre períodos (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, rio Paraíba do Sul, MG/RJ, Brasil. ($p<0,05$). SE = Erro padrão; Df = Graus de Liberdade; lower.CL = Limite inferior do intervalo de confiança; upper.CL = Limite superior do intervalo de confiança.

Guildas tróficas	Período	Média	SE	Df	lower.CL	upper.CL	contraste	Estimativa	T	p
Detritívora	Pré	1,77	0,23	6,67	1,22	2,32	Pre - Pós	0,02	0,09	0,93
	Pós	1,79	0,16	5,62	1,39	2,2				
Onívora	Pré	2,73	0,45	7	1,67	3,78	Pre - Pós	-0,34	-0,63	0,5
	Pós	3,07	0,31	7	2,33	3,82				
Carnívora	Pré	2,09	0,35	7	1,26	2,92	Pre - Pós	-0,73	-1,7	0,13
	Pós	2,83	0,25	7	2,24	3,41				
Herbívora	Pré	0,24	0,23	30	-0,22	0,71	Pre - Pós	0,81	4,06	**<0,01**
	Pós	1,06	0,2	30	0,65	1,46				

Na comparação espaço-temporal entre as diferentes áreas em cada período, no período pós-enchimento, observou-se maior abundância para a guilda herbívora a montante em comparação às duas áreas de TVR (Figura 4 e Tabela 5). No mesmo período, para a guilda carnívora, observou-se menor abundância para área TVR1 em comparação com a jusante e a montante (Figura 4 e Tabela 5). As guildas onívora e detritívora não diferiram espaço-temporalmente.

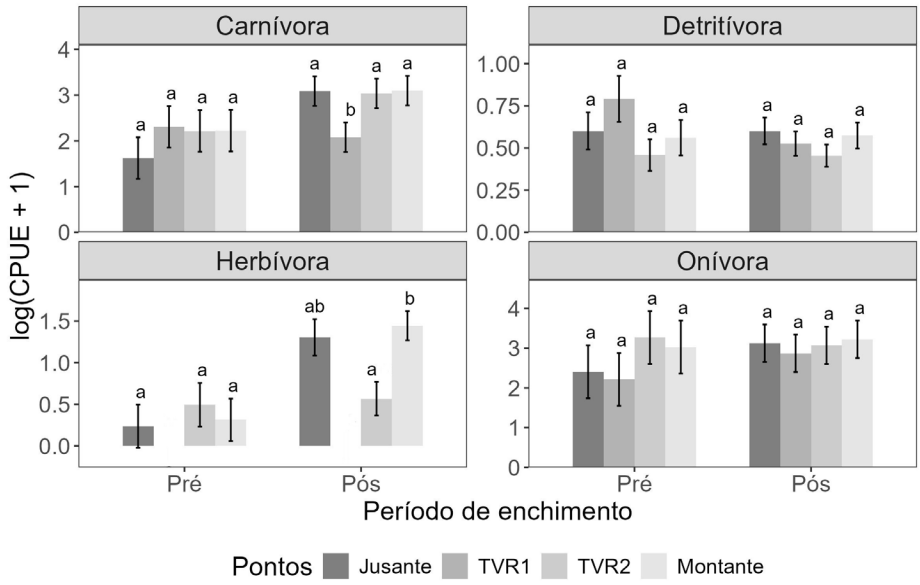


Figura 4. Médias das CPUE de cada guilda trófica (transformada em log + 1) da ictiofauna registrada para os pontos montante, jusante, TVR1 e TVR2 (TVR = trecho de vazão reduzida) dentro de cada período de formação (pré-enchimento e pós-enchimento), do complexo hidrelétrico Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG. Diferentes letras indicam variações significativas.

Tabela 5. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação entre os pontos (Montante, Trecho de vazão reduzida - TVR1, TVR2 e Jusante) dentro de cada período (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, rio Paraíba do Sul, MG/RJ, Brasil. ($p<0,05$). SE = Erro padrão; df = Graus de Liberdade.

Guildas tróficas	Período	SE	Df	contraste	Estimativa	T	p
Detritívora	Pré	0,44	21	Jusante – Montante	-0,03	-0,08	1
		0,44	21	Jusante – TVR1	0,4	0,91	1
		0,44	21	Jusante – TVR2	-0,71	-1,61	0,73
		0,44	21	TVR1 - Montante	0,43	0,99	1
		0,44	21	TVR2 - Montante	-0,67	-1,53	0,84
		0,44	21	TVR1 – TVR2	-1,11	-2,52	0,12
	Pós	0,31	21	Jusante – Montante	-0,08	-0,26	1
		0,31	21	Jusante – TVR1	-0,22	-0,72	1
		0,31	21	Jusante – TVR2	-0,25	-0,82	1
		0,31	21	TVR1 - Montante	-0,14	-0,46	1
		0,31	21	TVR2 - Montante	-0,17	-0,56	1
		0,31	21	TVR1 – TVR2	-0,03	-0,1	1
Onívora	Pré	0,81	21	Jusante – Montante	-0,62	-0,77	1
		0,81	21	Jusante – TVR1	0,19	0,24	1
		0,81	21	Jusante – TVR2	-0,86	-1,07	1
		0,81	21	TVR1 - Montante	-0,81	-1,01	1
		0,81	21	TVR2 - Montante	0,24	0,3	1
		0,81	21	TVR1 – TVR2	-1,05	-1,31	1

Continua.

Tabela 5. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação entre os pontos (Montante, Trecho de vazão reduzida - TVR1, TVR2 e Jusante) dentro de cada período (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, rio Paraíba do Sul, MG/RJ, Brasil. ($p<0,05$). SE = Erro padrão; df = Graus de Liberdade. Continuação.

Guildas tróficas	Período	SE	Df	contraste	Estimativa	T	p
Onívora	Pós	0,57	21	Jusante – Montante	-0,1	-0,17	1
		0,57	21	Jusante – TVR1	0,25	0,45	1
		0,57	21	Jusante – TVR2	0,05	0,09	1
		0,57	21	TVR1 - Montante	-0,35	-0,62	1
		0,57	21	TVR2 - Montante	-0,15	-0,26	1
		0,57	21	TVR1 – TVR2	-0,2	-0,35	1
Carnívora	Pré	0,47	21	Jusante – Montante	-0,6	-1,27	1
		0,47	21	Jusante – TVR1	-0,68	-1,45	1
		0,47	21	Jusante – TVR2	-0,5	-1,26	1
		0,47	21	TVR1 - Montante	0,008	0,17	1
		0,47	21	TVR2 - Montante	-0,007	-0,01	1
		0,47	21	TVR1 – TVR2	0,09	0,19	1
	Pós	0,33	21	Jusante – Montante	-0,007	-0,02	**0,04**
		0,33	21	Jusante – TVR1	1,01	3,03	1
		0,33	21	Jusante – TVR2	0,05	0,15	1
		0,33	21	TVR1 - Montante	-1,02	-3,05	**0,04**
		0,33	21	TVR2 - Montante	-0,06	-0,18	1
		0,33	21	TVR1 – TVR2	-0,96	-2,87	**0,05**

Continua.

Tabela 5. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação entre os pontos (Montante, Trecho de vazão reduzida - TVR1, TVR2 e Jusante) dentro de cada período (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, rio Paraíba do Sul, MG/RJ, Brasil. ($p<0,05$). SE = Erro padrão; df = Graus de Liberdade. Continuação.

Guildas tróficas	Período	SE	Df	contraste	Estimativa	T	p
Herbívora	Pré	0,42	25	Jusante – Montante	-0,18	-0,42	1
		0,42	25	Jusante – TVR1	0,22	0,54	1
		0,42	25	Jusante – TVR2	-0,13	-0,31	1
		0,42	25	TVR1 - Montante	0,4	0,96	1
		0,42	25	TVR2 - Montante	0,04	0,11	1
		0,42	25	TVR1 – TVR2	-0,36	-0,85	1
	Pós	0,29	25	Jusante – Montante	-0,29	-0,99	1
		0,29	25	Jusante – TVR1	0,91	3,09	**0,03**
		0,29	25	Jusante – TVR2	-0,24	-0,83	1
		0,29	25	TVR1 - Montante	1,2	4,07	**<0,01**
		0,29	25	TVR2 - Montante	0,05	0,16	1
		0,29	25	TVR1 – TVR2	-1,15	-3,91	**<0,01**

Na comparação entre os períodos dentro de cada ponto, observou-se a jusante do complexo o aumento da abundância das guildas carnívora e herbívora após o enchimento (Figura 5 e Tabela 6). Também, no ponto montante, verificou-se o aumento da abundância após o enchimento para a guilda herbívora (Figura 5 e Tabela 6). Não foram observadas diferenças significativas nos pontos TVR 1 e 2 para nenhuma guilda trófica (Figura 5 e Tabela 6).

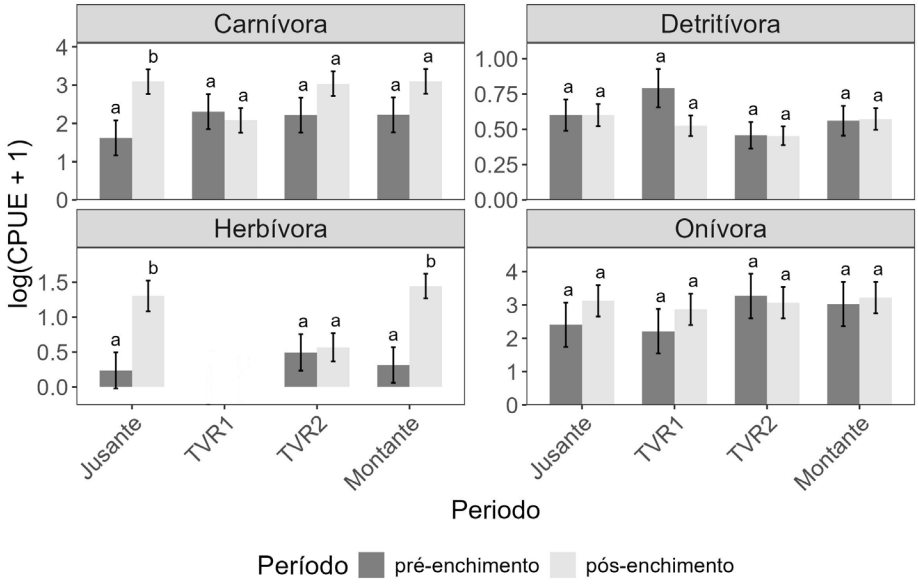


Figura 5. Médias das CPUE de cada guilda trófica (transformada em log + 1) da ictiofauna registrada para os pontos montante, jusante, TVR1 e TVR2 (TVR = trecho de vazão reduzida) entre os períodos pré e pós formação do complexo hidrelétrico Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG. Diferentes letras indicam variações significativas.

Tabela 8. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação de cada área (Montante, Trecho de vazão reduzida e Jusante) entre períodos (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, rio Paraíba do Sul, MG/RJ, Brasil. ($p<0,05$). SE = Erro padrão; df = Graus de Liberdade.

Guildas tróficas	Pontos	SE	Df	Estimativa	T	p
Detritívora	Jusante	0,43	24,4	-0,03	-0,06	1
	Montante	0,43	24,4	0,02	0,04	1
	TVR1	0,43	24,4	0,59	1,4	0,18
	TVR2	0,43	24,4	-0,48	-1,12	0,27
Onívora	Jusante	0,81	23,1	-0,72	-0,88	0,39
	Montante	0,81	23,1	-0,2	-0,24	0,81
	TVR1	0,81	23,1	-0,65	-0,8	0,43
	TVR2	0,81	23,1	0,2	0,24	0,81
Carnívora	Jusante	0,56	17	-1,47	-2,63	**0,02**
	Montante	0,56	17	-0,87	-1,56	0,13
	TVR1	0,56	17	0,23	0,41	0,69
	TVR2	0,56	17	-0,82	-1,47	0,16
Herbívora	Jusante	0,36	25	0,93	2,57	**0,02**
	Montante	0,36	25	1,04	2,89	**<0,01**
	TVR1	0,36	25	0,24	0,67	0,51
	TVR2	0,36	25	1,04	2,88	**<0,01**

Verificou-se que a composição das guildas tróficas não se alterou entre os períodos (PERMANOVA *one-way*, p > 0,05; DF =1; F = 2,63).

As guildas tróficas apresentaram proximidade na ordenação nMDS, exceto pela guilda herbívora, que se destacou por estar mais distante do agrupamento, sendo mais associada ao período pós-enchimento e ao ponto montante (Figura 6).

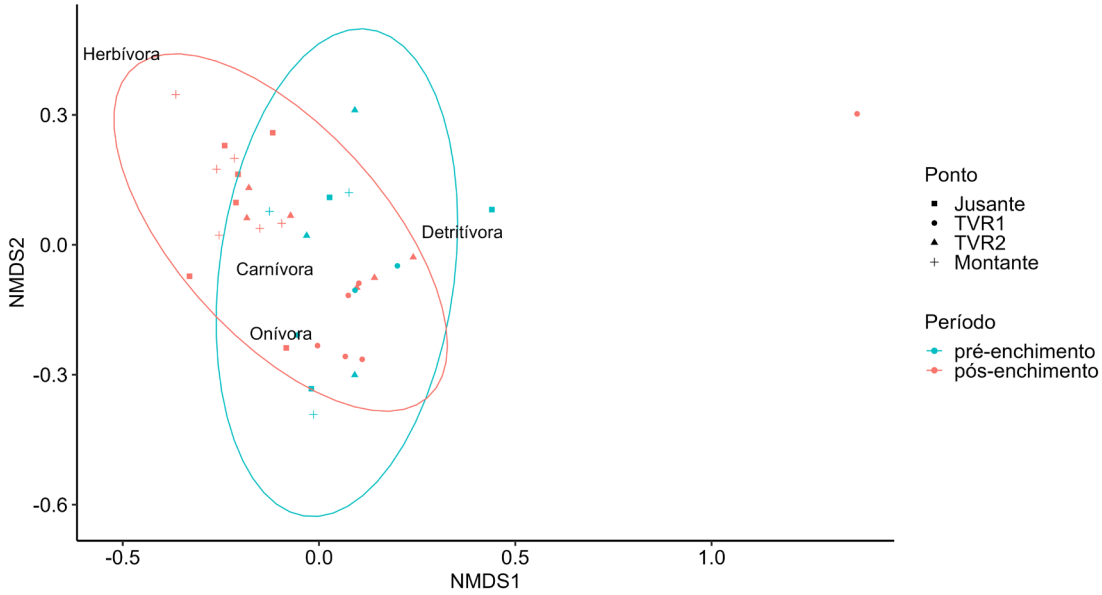


Figura 6. Ordenação de escala multidimensional não-métrica (nMDS) onde cada ponto representa a dispersão de cada ponto de coleta do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul. Enquanto as circunferências com cores representam os períodos de amostragem. Estresse = 0,09.

DISCUSSÃO

A formação do complexo hidrelétrico Anta/Simplício resultou em alterações na estrutura e na composição das guildas tróficas da ictiofauna local. A guilda herbívora teve uma resposta positiva e significativa às mudanças ambientais associadas à formação do complexo, possivelmente se beneficiando das novas condições. Tal distinção sugere que os peixes dessa guilda podem estar explorando novos recursos que se tornaram disponíveis após o enchimento. Isso pode ter implicações para a dinâmica ecológica do local e para a interação entre as diferentes guildas. Esses padrões, associados ao período posterior ao enchimento, sustentam a inferência de que a formação do reservatório teve um impacto nas interações tróficas locais. Além disso, as guildas tróficas herbívora e carnívora tiveram suas abundâncias alteradas após o enchimento em distintas regiões do empreendimento. Ainda, a falta de variação nas outras guildas tróficas sugere que elas podem ser mais resilientes ou menos influenciadas pelas alterações observadas. Sendo assim, a hipótese deste trabalho foi corroborada, mostrando alterações temporais e espaço-temporais na estrutura e na composição das guildas tróficas, ainda que nossas expectativas tenham sido parcialmente corroboradas.

As alterações observadas para as guildas de alto nível trófico (carnívora) e baixo nível trófico (herbívora) podem estar relacionadas à disponibilidade de recursos alimentares, favorecida pelas condições ambientais após o barramento (Baxter, 1977; Dias *et al*., 2020). Os principais recursos alimentares da guilda herbívora são algas e plantas superiores (terrestres ou aquáticas), como folhas, sementes e frutos (Dias *et al.,* 2020). A alteração na disponibilidade desses recursos, ou seja, no padrão de abundância, distribuição e diversidade, está diretamente relacionada à alteração na hidrodinâmica e no bloqueio longitudinal da rota d'água (Cunha-Santino *et al*., 2016; Pineda *et al.,* 2024). Na região a montante do sistema, quando se barra um rio, tende a ocorrer a elevação no nível da água e redução da variabilidade do fluxo, isto é, da velocidade e turbulência da água, transformando o curso hidrológico em lêntico ou semi-lêntico (Csiki; Rhoads, 2010; Mueller; Pander; Geist, 2011). Essa mudança na hidrodinâmica pode ter favorecido o desenvolvimento de plantas aquáticas e fitoplâncton normalmente beneficiados em ambientes represados (Cunha-Santino *et al*., 2016; Pineda *et al.,* 2024), disponibilizando recursos alimentares para os peixes herbívoros.

Dentre as espécies amostradas que compõem a guilda herbívora, observou-se que há maior abundância, após a formação do complexo, da espécie não-nativa *Metynnis lippincottianus,* nos pontos montante e jusante (Material Suplementar Figura S4). Essa espécie, nativa das bacias do baixo e médio Amazonas, foi introduzida na bacia do rio Paraíba do Sul e logo se ajustou ao ambiente represado já que prefere águas de fluxo lento (Araújo *et al*., 2001; Beltrão; Medeiros; Ramos, 2009; De Moraes *et al*., 2017). Tal preferência se deve a seu comportamento sedentário e sua morfologia que permite realizar manobras como arfagem em ambientes represados, possibilitando tirar maior proveito de seu recurso principal em colunas d'água (Balon *et al.* 1986; Santos *et al*., 2011; Silva-Camacho *et al*., 2014). Além disso, possui comportamentos reprodutivos oportunistas, como rápida capacidade de colonização, maturação precoce, reprodução contínua e ovos pequenos (Gomes *et al.,* 2012). Assim, infere-se que houve um efeito sinergético, onde as condições ambientais levaram a flutuações nas disponibilidades de recursos alimentares, que por sua vez favoreceram o estabelecimento da espécie não-nativa em ambas as áreas (Davis; Grime; Thompson, 2000).

O ponto a jusante deste estudo se localiza a cerca de 15 km a montante da UHE das Ilhas dos Pombos (Google Earth v. 7.3.6.9796), e recebe a água do rio através do canal de fuga do AHE de Simplício e do TVR. Assim, o encontro das águas do trecho desviado e do trecho original do rio pode levar ao aumento no nível da água. Ainda, o bloqueio de rota d'água pela barragem da UHE das Ilhas dos Pombos pode levar a redução do fluxo tornando o ambiente lêntico (Kuriqi *et al*., 2021). Esses fatores podem ter resultado em uma maior disponibilidade de recursos para os herbívoros, com aumento de plantas aquáticas, o qual costumam se beneficiar em ambientes próximos aos ambientes lênticos (Agostinho *et al*., 1999). Junto a isso, foi observado aumento na abundância das espécies carnívoras.

Os predadores possuem estreita relação ecológica com suas presas, cujos comportamentos, distribuição e abundâncias regulam o comportamento e o crescimento

populacional dos predadores (Allan; Castillo; Capps, 2021). Nesse sentido, o possível aumento de recursos vegetais também pode ter contribuído para aumento na abundância de invertebrados herbívoros, o que, por sua vez, pode ter sustentado maior população de espécies carnívoras, devido ao aumento da disponibilidade de presas, como invertebrados e peixes de pequeno porte (neste ponto há registro da presença de *Astyanax bimaculatus*, *Apareiodon affinis*, *Cyphocharax gilbert* e *Metynnis lippincotianus*) (Delariva *et al*., 2013; Pereira; Agostinho; Delariva, 2016). Ainda nesse sentido, a menor abundância da guilda carnívora encontrada no TVR1, em comparação a outros pontos, pode estar relacionada à menor disponibilidade de presas.

Para a guilda onívora não foram observadas alterações espaço-temporais após o enchimento. A guilda onívora é um grupo trófico generalista com amplo espectro alimentar, isto é, utiliza-se de ampla variedade de recursos (de algas a plantas superiores e de invertebrados a peixes) demonstrando estratégia e hábito alimentar oportunista (De Mérona *et al*., 2001; Wootton, 2017). Tais atributos podem estar associados à sobrevivência e estabilidade de populações dessa guilda em ambientes alterados, tais como reservatórios recém-formados (Gerking, 1994; Arantes *et al*, 2019). Umas das características dos onívoros é que eles conseguem assumir diferentes posições tróficas dependendo dos recursos alimentares disponíveis no ambiente (De Mérona *et al.,* 2001; Wootton, 2017). Esse amplo espectro de recursos a ser explorado lhes permitem sobreviver em uma ampla variedade de habitats e níveis de produtividade (Wootton, 2017). Assim, esperava-se que essa guilda trófica aumentasse sua abundância após a formação do complexo, devido a alteração na disponibilidade de recursos (Agostinho *et al.,* 2016).

Alterações na disponibilidade e, principalmente, na qualidade dos detritos (ou seja, sua composição nutricional) são mais pronunciadas em reservatórios com maior tempo de residência, menor fluxo de água e maior profundidade, pois esses fatores afetam o processo de sedimentação (Agostinho *et al.,* 1999; Kennedy; Walker, 1990). Esse processo pode influenciar tanto a quantidade quanto a qualidade dos nutrientes disponíveis para a guilda detritívora (Bowen, 1983). No entanto, no reservatório amostrado não foram observadas essas alterações, possivelmente por se tratar de um reservatório a fio d'água e essas modificações serem mais características de reservatórios de acumulação, onde o processo de sedimentação é mais intenso (Dos Santos *et al.,* 2020; Wang *et al*., 2022). Explicando, dessa forma, a guilda detritívora não ter alterado a sua abundância após a formação do complexo.

A formação de um complexo hidrelétrico tende a aumentar a área e a frequência de acesso humano aos recursos hídricos (Johnson *et al.,* 2008), facilitando a introdução de novas espécies aquáticas (Johnson *et al*., 2008). Nessa área de estudo foram registradas 13 espécies não-nativas após o enchimento (Tabela 2), com aumento de abundância das espécies *Metynnis lippincottianus*, *Steindachnerina insculpta* e *Apareiodon affinis*. Sendo assim, locais recém-represados, tal como o complexo amostrado, tendem a exibir maior vulnerabilidade para invasões biológicas (Bernery *et al*., 2024).

Nesse contexto, destaca-se a importância de espécies não-nativas na variação das guildas tróficas para o Complexo Hidrelétrico Anta/Simplício, uma vez que o estabelecimento de uma espécie não-nativa pode gerar vários efeitos negativos sobre o ecossistema (Bernery *et al*., 2024). Espécies não-nativas podem interagir diretamente ou indiretamente com a biota nativa podendo contribuir para redução da riqueza e diversidade local (Agostinho; Gomes; Pelicice, 2007; Cataldo *et al*., 2012; Pereira; Agostinho; Gomes, 2015; Rocha *et al*., 2011). Essas interações ocorrem, principalmente, por mecanismos de competição ou predação, tendo efeitos negativos em populações de espécies locais, podendo ter efeitos em cascata sobre a comunidade (Britton, 2023). Espécies não-nativas de nível trófico baixo, como as da guilda herbívora, podem competir com nativas pelos recursos, e os de nível trófico alto como carnívoros pode pressionar as nativas através da predação ou mesmo pela competição intra-guilda (Mercado-Silva; Helmus; Zanden, 2009). Tais interações podem gerar eventos conhecidos como exclusão competitiva e pressão predatória (Savino; Stein, 1989; Bøhn 2008), resultando no deslocamento e declínio da abundância, ou mesmo em extirpação das espécies nativas (Kiruba-Sankar *et al.,* 2018; Orlandi Neto *et al*.,2024).

O presente estudo forneceu um panorama específico dos impactos ecológicos induzidos pela construção do complexo de Anta/Simplício, observando-se influências na abundância das guildas herbívora e carnívora após a formação do complexo, com alterações espaço-temporais. Tais estudos são de grande importância, pois permitem refinar a compreensão das alterações causadas por esses empreendimentos, fornecendo dados que podem ser utilizados para o planejamento e mitigação de danos ao meio ambiente. Pesquisas relacionadas à estrutura de guildas tróficas das assembleias de peixes ajudam a aprimorar a gestão dos recursos naturais e buscar um equilíbrio entre o desenvolvimento energético e a conservação ambiental. Assim, a pesquisa científica se torna uma ferramenta essencial para orientar políticas públicas e práticas ambientais responsáveis, ressaltando a importância do estudo constante e interdisciplinar frente aos desafios ambientais contemporâneos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Small hydro and the environmental implications of its extensive utilization. **Renewable and sustainable energy reviews,** v. 15, n. 4, p. 2134-2143, 2011.

ABELL, R. *et al*. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, v. 58, n. 5, p. 403-414, 2008.

AGOSTINHO, A. A. *et al.* Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. **Theoretical reservoir ecology and its applications**, p. 227-265, 1999.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SANTOS, N. C. L.; ORTEGA, J. C. G.; PELICICE, F. M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26–36, 2016.

ALLAN, J. D., CASTILLO, M. M.; CAPPS, K. A. **Stream Ecology. Structure and Function of Running Water.** Springer: Switzerland, Third edition, 2021.

ANDERSON, D. *et al*. The impacts of 'run-of-river' hydropower on the physical and ecological condition of rivers. **Water and Environment Journal**, v. 29, n. 2, p. 268-276, 2014.

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica, 2020 - **Resolução Normativa n°875/2020.**

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica. **Banco de Informações de Geração**. Disponível em: <www.aneel.gov.br>. Acesso em: 21 nov. 2012.

ARANTES, C. C. *et al*. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 37, p. 28-40, 2019.

ARAÚJO, F. G. *et al*. Variações espaciais na assembléia de peixes no rio Paraíba do Sul (Barra Mansa, Barra do Piraí), Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, p. 483-492, 2001.

AUSTEN, D. J.; BAYLEY, P. B.; MENZEL, B. W. Importance of the guild concept to fisheries research and management. **Fisheries**, v. 19, n. 6, p. 12-20, 1994.

BALON, E. K.; CRAWFORD, S. S.; LELEK, A. Fish communities of the upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. **Environmental Biology of Fishes**, v. 15, n. 4, p. 243-271, 1986.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual review of ecology and systematics**, v. 8, n. 1, p. 255-283, 1977.

BELTRÃO, G. D. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. D. C. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotropica,** v. 9, p. 37-43, 2009.

BERNERY, C. *et al*. A global analysis of the introduction pathways and characteristics associated with non-native fish species introduction, establishment, and impacts. **Ecological Processes**, v. 13, n. 1, p. 22, 2024.

BØHN, T.; AMUNDSEN, P. A.; SPARROW, A. Competitive exclusion after invasion? **Biological Invasions**, v. 10, p. 359-368, 2008.

BOLKER, B. M. *et al*. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 3, p. 127–135, 2009.

BOWEN, S. H. Detritivory in neotropical fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, p. 137-144, 1983.

BRASIL. **Resolução Normativa ANEEL nº 425, 1 de fevereiro de 2011**. Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), 2011.

BRASIL**. Resolução Normativa nº 875, de 10 de março de 2020.** Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), 2020.

BRITTON, J. R. Contemporary perspectives on the ecological impacts of invasive freshwater fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 103, n. 4, p. 752-764, 2023.

BUENAGA, F. *et al*. Impactos ambientais do trecho de vazão reduzida em hidrelétricas. **Cadernos de Energia/PPE–Programa de Planejamento Energético**, n. 4, p. 1-37, 2017.

CANDIANI, G. *et al*. Estudo de caso: aspectos socioambientais da pequena central hidrelétrica (PCH)-Queluz-SP, na bacia do rio Paraíba do Sul. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 25, p. 98-119, 2013.

CATALDO, D. *et al*. Impact of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) on phytoplankton and nutrient cycling. **Aquatic Invasions**, v. 7, n. 2, 2012.

COPPETEC. Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro: R2F-Caracterização Ambiental. Fundação COPPETEC, INEA. **SEA: Rio de Janeiro. 106p**, 2014.

COX, M. A. A.; COX, T. F. Multidimensional Scaling. In: **Handbook of Data Visualization**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008. p. 315–347.

CSIKI, S.; RHOADS, B. L. Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. **Progress in physical geography,** v. 34*,* n. 6, p. 755-780, 2010.

CUNHA-SANTINO, M. B. *et al*. Morphometry and retention time as forcing functions to establishment and maintenance of aquatic macrophytes in a tropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 03, p. 673-685, 2016.

DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of ecology**, v. 88, n. 3, p. 528-534, 2000.

DE MÉRONA, B.; MENDES DOS SANTOS, G.; GONCÇALVES DE ALMEIDA, R. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. **Environmental biology of fishes**, v. 60, p. 375-392, 2001.

DE MORAES, M. B. *et al*. Espécies exóticas e alóctones da bacia do Rio Paraíba do Sul: implicações para a conservação. **Biodiversidade Brasileira**, v. 7, n. 1, p. 34-54, 2017.

DELARIVA, R. L.; HAHN, N. S.; KASHIWAQUI, E. A. L. Diet and Trophic Structure of the Fish Fauna in a Subtropical Ecosystem: Impoundment Effects. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 891–904, 2013.

DIAS, R. M. *et al*. Fish trophic guild responses to damming: Variations in abundance and biomass. **River Research and Applications**, v. 36, n. 3, p. 430–440, 2020.

DOS SANTOS, N. C. L. *et al*. Trophic and limnological changes in highly fragmented rivers predict the decreasing abundance of detritivorous fish. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105933, 2020.

ELETROBRAS FURNAS, **Usina de Simplício/Anta.** Disponível em: < https://www.furnas.com.br/subsecao/132/usina-de-simplicio-anta---3337-mw?culture=pt>. Acesso: 23 set. 2024.

FERREIRA, J. H. I. *et al*. Assessment of the potential of small hydropower development in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 56, p. 380-387, 2016.

FRÁGUAS, P. S.; POMPEU, P. S. Hydropower affects fish trophic structure both downstream of the dam and upstream of the reservoir. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n. 1, p. 1–15, 2021.

GERKING, S. D. **Feeding Ecology of Fish**. San Diego: Academic Press, Inc.; 1994.

GOMES, I. D. *et al*. Opportunistic reproductive strategy of a non-native fish, the spotted metynnis *Metynnis maculatus* (Kner, 1858) (Characidae Serrasalminae) in a tropical reservoir in south-eastern Brazil. **Tropical Zoology**, v. 25, n. 1, p. 2-15, 2012.

GOOGLE. Google Earth. Versão 7.3.6.9796.

GRANZOTTI, R. V. *et al*. Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages. **Aquatic Sciences**, v. 80, p. 1-14, 2018.

GROWNS, I. A numerical classification of reproductive guilds of the freshwater fishes of south-eastern Australia and their application to river management. **Fisheries Management and Ecology**, v. 11, n. 6, p. 369–377, 2004.

JOHNSON, P. T. J.; OLDEN, J. D.; VANDER ZANDEN, M. J. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 7, p. 357-363, 2008.

KAYGUSUZ, K. Sustainable development of hydroelectric power. **Energy sources**, v. 24, n. 9, p. 803-815, 2002.

KENNEDY, R. H.; WALKER, W. W. Reservoir nutrient dynamics. **Reservoir limnology: ecological perspectives**, p. 109-131, 1990.

KING, M. **Fisheries biology**, assessment and management. John Wiley & Sons, 2013.

KIRUBA-SANKAR, R. *et al.* Invasive species in freshwater ecosystems–threats to ecosystem services. In: **Biodiversity and climate change adaptation in tropical islands**. Academic Press, 2018. p. 257-296.

KUBEČKA, J.; MATĚNA, J.; HARTVICH, P. Adverse ecological effects of small hydropower stations in the Czech Republic: 1. Bypass plants. **Regulated Rivers: Research Management: An International Journal**, v. 13, p. 101-113, 1997.

KURIQI, A. *et al*. Ecological impacts of run-of-river hydropower plants—Current status and future prospects on the brink of energy transition. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 142, p. 110833, 2021.

LOPES, T. M. *et al*. Drivers of fish trophic guild composition in lakes of the Upper Paraná River floodplain. **Aquatic Sciences**, v. 84, n. 2, p. 1–13, 2022.

MANZANO, F. V.; BELOTE, D. F.; BORDE, L. Q.; MATTOS, F. S. M. **Guia dos peixes da área de influência da Usina hidrelétrica de Batalha.** Furnas Centrais Elétricas S. A.: Rio de Janeiro, maio/2012.

MIRANDA, L. E.; GRANZOTTI, R. V.; DEMBKOWSKI, D. J. Gradients in fish feeding guilds along a reservoir cascade. **Aquatic Sciences**, v. 81, n. 1, p. 15, 2019.

MUELLER, M.; PANDER, J.; GEIST, J. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 6, p. 1450-1461, 2011.

NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L.; WOLFF, L. L. Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguacu National Park. **Neotropical Ichthyology**, v.13, n.1, p.245–254, 2015.

NILSSON, A *et al.* Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, v. 308, n. 5720, p. 405-408, 2005.

OKSANEN, A. J. *et al*. Community Ecology Package. **CRAN,** v. 2.6-4, 2022.

ONS - **Operador Nacional do Sistema Elétrico**. Dados hidrológicos. 2023. Disponível em:<https://www.ons.org.br/paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados-gerais>.

ORLANDI NETO, A. *et al*. Long-term impact of an invasive predator on the diversity of fish assemblages in a neotropical reservoir. **Biological Invasions**, v. 26, n. 4, p. 1255-1267, 2024.

ORTEGA, J. C. G; FIGUEIREDO, B. R. S; DA GRAÇA, W.; AGOSTINHO, A. A; BINI, L. M. Negative effect of turbidity on prey capture for both visual and non-visual aquatic predators. **Jornal of Animal Ecology**. v. 89, p. 2427–2439, 2020.

PEREIRA, L. S.; AGOSTINHO, A. A.; DELARIVA, R. L. Effects of River Damming in Neotropical Piscivorous and Omnivorous Fish: Feeding, Body Condition and Abundances. **Neotropical Ichthyology**, v.14, n. 1, p. E150044, 2016.

PEREIRA, L. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Eating the competitor: a mechanism of invasion. **Hydrobiologia**, v. 746, p. 223-231, 2015.

PINEDA, A. *et al*. Impact of Run-of-River Damming on Increasing Phytoplankton Biomass and Species Shift in a Large Amazonian River: Ecological Implications and Recommendations. **bioRxiv**, p. 2024.06. 22.600178, 2024.

POFF, N. L.; HART, D. D. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal: an ecological classification of dams is needed to characterize how the tremendous variation in the size, operational mode, age, and number of dams in a river basin influences the potential for restoring regulated rivers via dam removal. **BioScience**, v.52, n.8, p. 659-668, 2002.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing,** Vienna, Austria, 2023.

ROBSON, A.; COWX, I.; HARVEY, J. Impact of run of the river hydro schemes on fish populations. **Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research (SNIFFER)**, 2011.

ROCHA, O. *et al*. Animal invaders in São Paulo state reservoirs. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 631-642, 2011.

ROOT, Richard B. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. **Ecological monographs**, v. 37, n. 4, p. 317-350, 1967.

SANTOS, A. B. I. *et al*. Morphological patterns of five fish species (four characiforms, one perciform) in relation to feeding habits in a tropical reservoir in south-eastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 27, n. 6, p. 1360-1364, 2011.

SAVINO, J. F.; STEIN, R. A. Behavioural interactions between fish predators and their prey: effects of plant density. **Animal behaviour**, v. 37, p. 311-321, 1989.

SILVA-CAMACHO, D. de S. *et al*. Ecomorphological relationships among four Characiformes fish species in a tropical reservoir in South-eastern Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 31, p. 28-34, 2014.

TICIANI, D.; DELARIVA, R. L. The biotic condition of dams run-of-the-river in sequence: adaptation of a multimetric index based on the Neotropical fish fauna. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 6, p. 398, 2020.

WANG, X. *et al.* Effect of river damming on nutrient transport and transformation and its countermeasures. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 1078216, 2022.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX, I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Research and Applications**, v. 22, n. 3, p. 377–396, 2006.

WOOTTON, K. L. Omnivory and stability in freshwater habitats: does theory match reality? **Freshwater Biology**. v. 62, n. 5, p. 821–32, 2017.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. **Analysing ecological data** (Vol. 680). New York: Springer. 2007.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. Mixed effects models and extensions in ecology with R. **Statistics for Biology and Health.** New York, NY, Statistics for Biology and Health, 2009.

MATERIAIS SUPLEMENTARES (CAPÍTULO I)

Informações suplementares: Anta/Simplício: Condicionante Específica 2.36 da Licença de Operação 1074/2012, do processo de Licenciamento Ambiental junto ao IBAMA (nº 02001.000807/2001-57) e amparado pela ABIO nº 1178/2019. Informamos, que o presente projeto está cadastrado junto ao SisGen (certificado nº A7B30BC).

Tabela S1. Modelos selecionados para calcular a GLMM para cada guilda trófica do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, MG/RJ, Brasil.

Nome do modelo	Tipo do modelo	Efeitos randômicos	Valor de AIC	Família de distribuição	R^2 marginal	R^2 Condicional
Detritívoro	Modelo sem zero inflado	Ano	78,86	Gamma	0,09	0,14
Onívoro	Modelo sem zero inflado	Ano	116,59	gaussian	0,07	0,31
Carnívoro	Modelo sem zero inflado	Ano	90,85	gaussian	0,3	0,63
Herbívoro	Modelo com zero inflado	Ano	67,84	gaussian	0,42	0,42

Quadro 1. Referências das guildas tróficas das espécies de peixes coletadas no Complexo Hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG.

1. ARAÚJO, F. G. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 41, n. 3, p. 370–378, 1998.
2. GARCIA, T. D.; QUIRINO, B. A.; JARDURI, L. R.; CARVALHO, E. D.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P. Spatial variation in the trophic category of fish assemblages in longitudinal stretches in a Neotropical reservoir. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 95, n. 1, p. e20220173, 2023.
3. LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; BINI, L. M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 1, p. 61–68, jan. 2006.
4. ROCHA, A. R. M.; BENEDITTO, A. P. M. D.; PESTANA, I. A.; SOUZA, C. M. M. Isotopic profile and mercury concentration in fish of the lower portion of the rio Paraíba do Sul watershed, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 4, p. 723–732, 2015.
5. MORAIS, S. I.; O'SULLIVAN, F. L. A. Biologia, habitat e cultivo do tambaqui *Colossoma macropomum* (CUVIER, 1816). **Scientia Amazonia**, v. 6, n. 1, 81-93, 2017.
6. SANTOS, A. B. I.; CAMILO, F. L.; ALBIERI, R. J.; ARAÚJO, F.G. Morphological patterns of five fish species (four characiforms, one perciform) in relation to feeding habits in a tropical reservoir in south-eastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 27, p. 1360-1364, 2011.
7. BERRIEL, T. C. S.; CARAMASCHI, É. P.; POLAZ, C. N. M. **Monitoramento da Fauna aquática: Funções Ecossistêmicas do Domínio das Ilhas Fluviais do Rio Paraíba do Sul**. Projeto Piabanha: Rio de Janeiro, 2018.
8. SMITH, W. S.; HALCSIK, L.; BIAGIONI, R. C.; PINHEIRO, L. A. S.; STEFANI, M. S. An updated list of the ichthyofauna of Ipanema National Forest, São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 17, n. 3, p. 827-840, 2021.
9. PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G.; RODRIGUES, V. D.; HUGHES, R. M. Local and ecoregion effects on fish assemblage structure in tributaries of the Rio Paraíba do Sul, Brazil. **Freshwater Biology**, v. 54, p. 2600-2615, 2009.
10. COSTA, I. D.; NUNES, N. N. S.; ZALMON, I. R. Length-weight relationship, sex ratio, and diet of three fish species (Actinopterygii: Teleostei) in streams of the Pomba River basin, Paraíba do Sul river drainage, Southeastern Brazil. **Zoologia (Curitiba),** v. 40, p. e22040, 2023.
11. SANTOS DE LUCENA, C. A.; KULLANDER, S.; NORÉN, M.; CALEGARI, B. Conjectures and refutations: Species diversity and phylogeny of *Australoheros* from coastal rivers of southern South America (Teleostei: Cichlidae). Plos one, v. 17, n. 12, p. e0261027, 2022.

12. FRANCO, A. C. S.; SANTOS, L. N.; PETRY, A. C.; GARCÍA-BERTHOU, E. Abundance of invasive peacock bass increases with water residence time of reservoirs in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 817, p. 155-166, 2018.
13. XIMENES, L. Q. L.; MATEUS, L. A. F.; PENHA, J. M. F. Temporal and Spatial variation in composition of feeding guilds of the fish fauna of oxbow lakes of the Cuiabá River, Northern Pantanal. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 205-215, 2011.
14. BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L. M. Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 207-212, 2009.
15. VIEIRA, F.; GASPARINI, J. L.; MACIEIRA, R. M. Guia ilustrado dos peixes da bacia do rio Benevente-ES. Vitória: GSA, 2014.
16. LIMA-JUNIOR, S. E.; GOITEIN, R. Ontogenetic diet shifts of a Neotropical catfish, *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae): An ecomorphological approach. Environmental Biology of Fishes, v. 68, p. 73-79, 2003.
17. HONORIO, J. R.; MARTINS, I. A. Ichthyofauna of the Una river in the Paraíba do Sul Paulista River Valley, Southeastern of Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, p. e20180528, 2018.
18. ALBIERI, R. J. Influência de três tipos de barragens sobre atributos ecológicos da ictiofauna no Rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil. 2012. 92f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2012.
19. FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; R. VAN DER LAAN (eds). **Eschmeyer's Catalog Of Fishes: Genera, Species, References.** Disponível em: http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp.
20. TOLEDO-PIZA, M. *et al.* Checklist of the species of the Order Characiformes (Teleostei: Ostariophysi). **Neotropical Ichthyology**, v. 22, n. 1, p. 1-548, 2024.
21. NEVES, L. F. F. *et al*. Peixes como ferramenta para a caracterização e comparação ambiental de trechos da Bacia Hidrográfica do Médio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 17, p. 1139-1151, 2020.

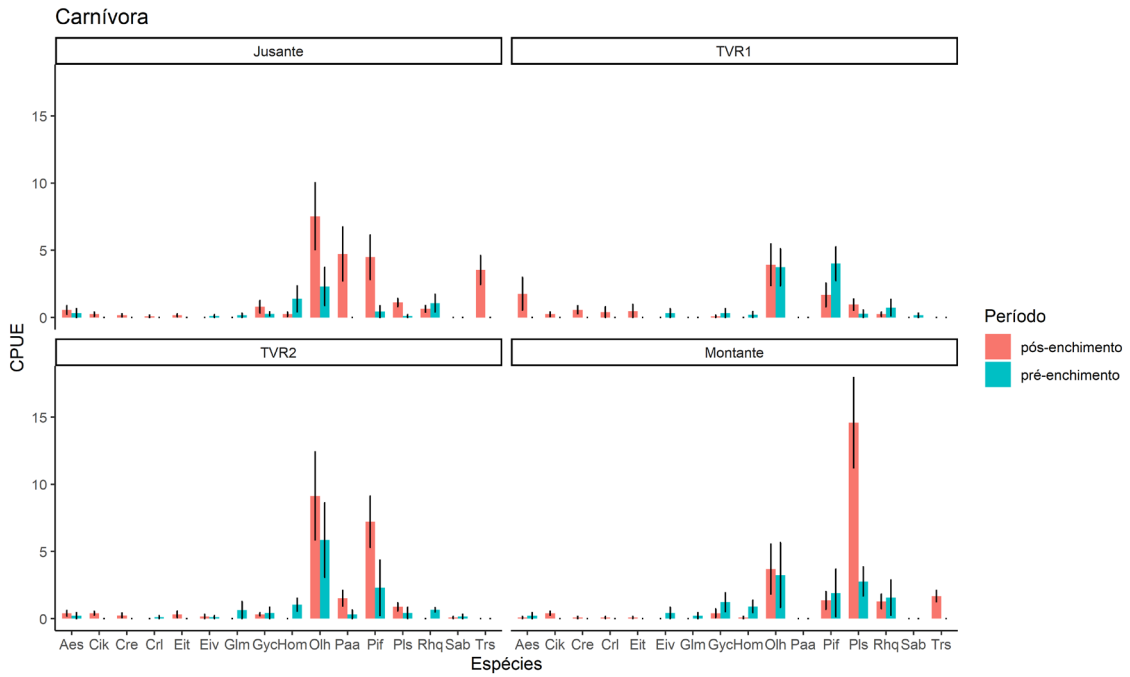


Figura S1. CPUE das espécies da guilda trófica carnívora, com erro padrão, entre os períodos e os pontos do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG, Brasil. Os nomes das espécies estão disponíveis na Tabela 2.

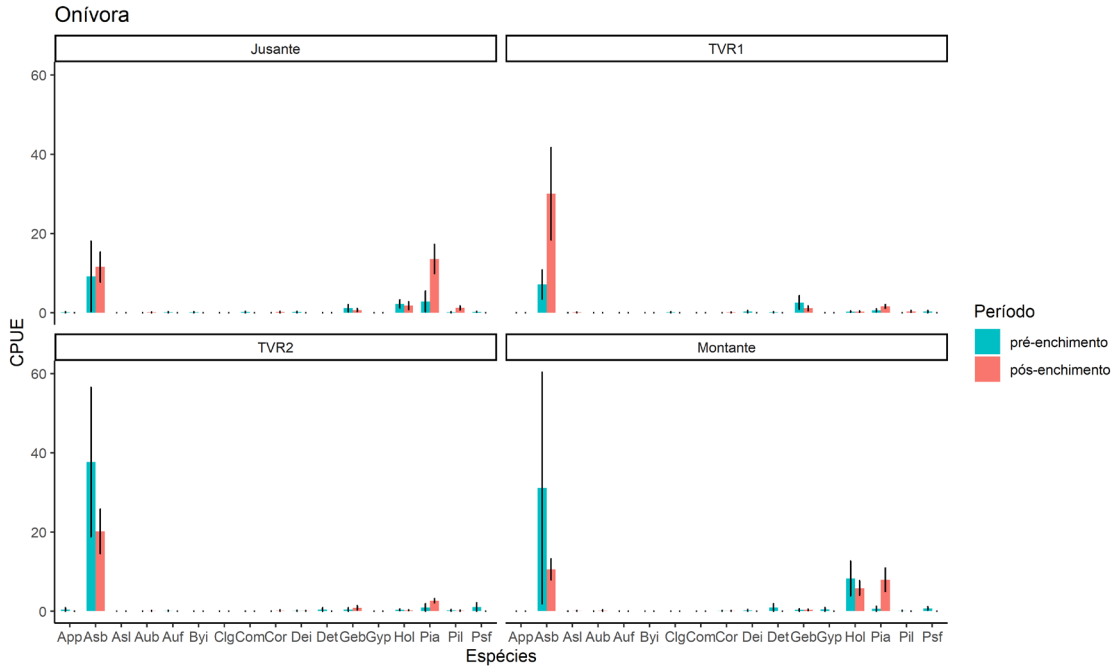


Figura S2. CPUE das espécies da guilda trófica onívora, com erro padrão, entre os períodos e os pontos do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG, Brasil. Os nomes das espécies estão disponíveis na Tabela 2.

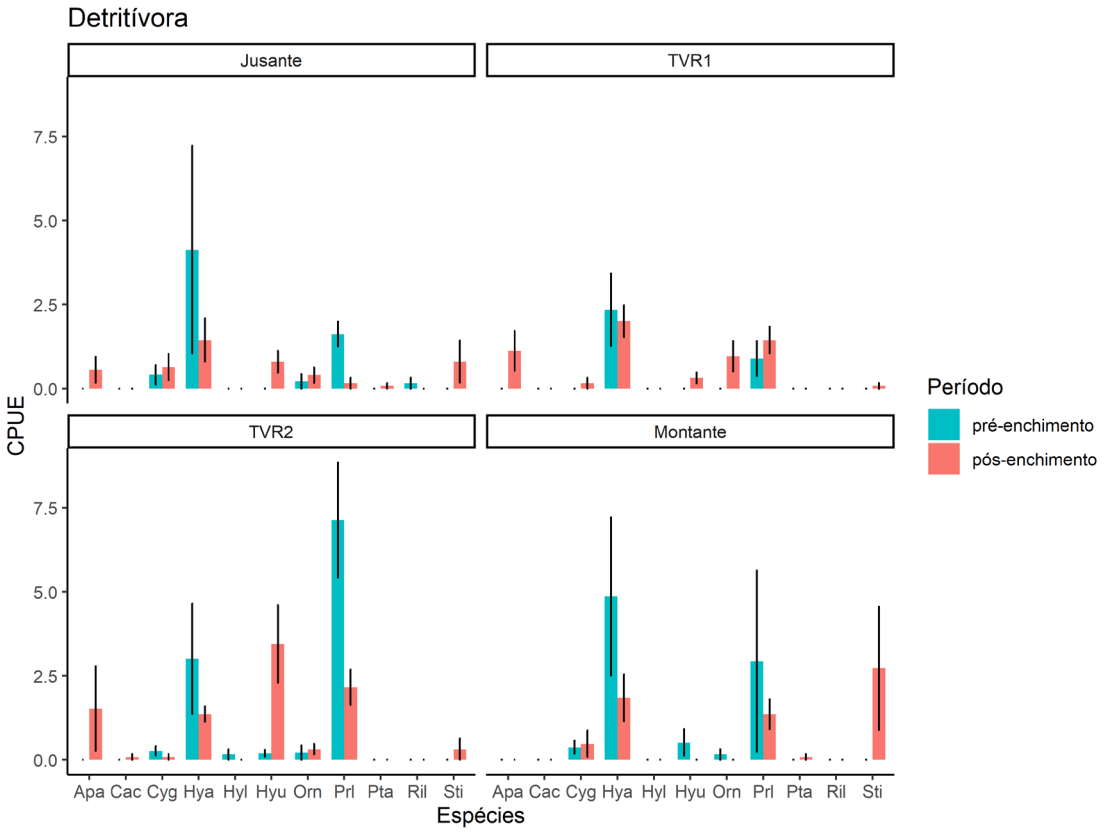


Figura S3. CPUE das espécies da guilda trófica detritívora, com erro padrão, entre os períodos e os pontos do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG, Brasil. Os nomes das espécies estão disponíveis na Tabela 2.

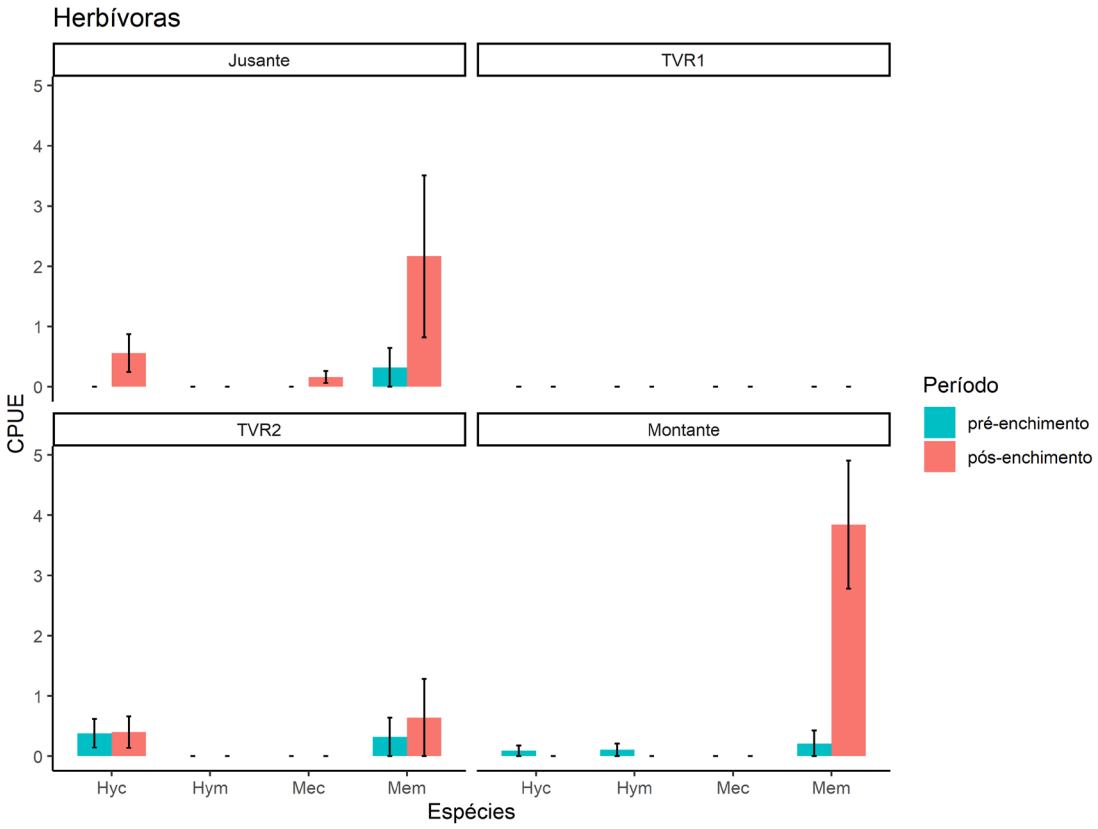


Figura S4. CPUE das espécies da guilda trófica herbívora, com erro padrão, entre os períodos e os pontos do complexo hidrelétrico de Anta/Simplício, bacia do rio Paraíba do Sul, RJ/MG, Brasil. Os nomes das espécies estão disponíveis na Tabela 2.

CAPÍTULO II – Alterações na estrutura de guildas tróficas da assembleia de peixes após o barramento do rio São Marcos na bacia do alto Paraná: um estudo no reservatório de Batalha.

RESUMO

A construção e funcionamento de uma usina hidrelétrica provoca alterações no ambiente, podendo alterar drasticamente os ecossistemas. A mudança no fluxo livre dos rios como resultado de represamentos representa uma ameaça de grande magnitude à ecologia de rios, afetando a sobrevivência de espécies sensíveis. Ao mesmo tempo, pode favorecer organismos com características morfológicas e estratégias de vida favoráveis ao ambiente represado. Realizar investigações de tais impactos por meio de guildas tróficas pode simplificar a análise das comunidades agregando espécies em papéis ou funções. Esses grupos podem ser usados para estudar uma série de conceitos ecológicos importantes, incluindo diversidade funcional, resposta da comunidade a perturbações e dinâmica da teia alimentar. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar as alterações espaço-temporais na composição de guildas tróficas das assembleias de peixes em resposta à construção da UHE Batalha, rio São Marcos, alto rio Paraná. Foram utilizados dados do monitoramento ictiofaunístico da Eletrobras Furnas, os quais foram padronizados e agrupados por período (pré ou pós enchimento) e pontos (três a montantes e um a jusante). As espécies foram classificadas e agrupadas em cinco guildas tróficas, sendo elas: piscívora, detritívora, herbívora, invertívora e onívora. Foram aplicados modelos generalizados mistos (GLMM) a fim de verificar as possíveis diferenças nas guildas tróficas da ictiofauna entre períodos e pontos. Para verificar alteração temporal na composição das guildas tróficas, foi aplicado a PEMANOVA. Ainda, foi aplicado a ordenação multidimensional não métrica (nMDS), para visualizar o agrupamento das guildas tróficas entre os períodos e pontos. Verificou-se variação temporal para a guilda onívora, e variação espaço-temporal para as guildas detritívora, piscívora, onívora e invertívora. Além disso, houve variação na composição das guildas tróficas após o enchimento e essa alteração está relacionada às diferentes guildas tróficas que compõem cada período. Pela nMDS observou-se maior relação da guilda piscívora com os pontos a montante após o enchimento. As alterações observadas nos diferentes pontos foram atribuídas à disponibilidade de recursos alimentares, além das condições limnológicas resultantes da formação do reservatório. Conclui-se que houve alterações sobre a composição da guilda trófica da assembleia de peixes após a formação da UHE de Batalha.

INTRODUÇÃO

A regulação dos rios por barragens é amplamente reconhecida como uma das principais ameaças à diversidade de peixes em ecossistemas de água doce em todo o mundo (Oliveira *et al*., 2018). A construção de barragens e usinas hidrelétricas gera uma série de impactos ambientais significativos, como a fragmentação de habitats, a interrupção das rotas migratórias e a alteração dos regimes hidrológicos naturais, podendo resultar na perda de biodiversidade e na degradação dos serviços ecossistêmicos (Baxter,

1977; Nilsson et al., 2005). Dentre várias bacias represadas, a bacia do alto rio Paraná, localizada no sudeste do Brasil, é uma das mais represadas do mundo, com mais de 100 barragens que abastecem cerca de 30 milhões de pessoas em importantes centros urbanos, como São Paulo, Curitiba e Campinas (Celestino; Makraskis, 2020; Rocha, 2010).

Uma das modificações mais notáveis, imediatamente após a formação do reservatório, é a mudança do regime hidrológico de um sistema lótico para lêntico ou semi-lêntico (Agostinho *et al*., 2016). Isso resulta em alterações nas características de transparência, turbidez, oxigênio, condutividade elétrica e tempo de residência da água (Esteves, 2011; de Moura-Júnior, 2021). Essas condições, quando alteradas, podem afetar a sobrevivência de organismos aquáticos, como espécies de peixes especialistas e sensíveis a alterações no ambiente (Agostinho *et al*., 2016). Sendo assim, a formação de reservatórios é caracterizada com um distúrbio de grande magnitude, representando uma das mais drásticas mudanças de habitat (Agostinho *et al*., 2016), modificando a dinâmica hidrológica natural, as variáveis limnológicas, os padrões de produtividade biológica e de distribuição espacial e temporal dos organismos aquáticos (Oliveira *et al*., 2018).

A inundação das áreas marginais pela formação da barragem incorpora ao corpo d'água diversos tipos de materiais, desde vegetais terrestres e nutrientes a sedimentos e resíduos da construção (Agostinho *et al*., 1999; Baxter, 1977), alterando tanto a disponibilidade e a qualidade de diversos recursos (Alla; Liu, 2021), quanto as variáveis limnológicas (Lima *et al*., 2016). Esse evento é comum em regiões a montante da barragem, e, dependendo da configuração e extensão espacial do ambiente represado, desenvolve-se um gradiente hidrológico longitudinal (Agostinho; Pelicice; Gomes, 2008; Kimmel; Lind; Paulson, 1990). Os diferentes ambientes formados abrangem desde zonas lacustres em trechos adjacentes à barragem, até zonas fluviais em trechos a montante, com transições entre características lênticas e lóticas em trechos intermediários (Agostinho; Pelicice; Gomes, 2008; Kimmel; Lind; Paulson, 1990). Essas modificações geradas pelas inundações são observadas logo no início do enchimento do reservatório, podendo afetar a biomassa, abundância e a distribuição dos organismos aquáticos que utilizam esses recursos como alimento ou abrigo (Agostinho *et al.,* 1999; Baxter, 1977; Okada; Agostinho; Gomes, 2005).

A barragem formada para o funcionamento de uma UHE gera a fragmentação de habitats, bloqueando rotas de migração e reduzindo o acesso às áreas de alimentação e locais de desova, consequentemente reduzindo populações de peixes, principalmente de espécies migradoras (Alla; Liu, 2021; Baird *et al*., 2021; Barbarossa *et al*., 2020, Couto; Menssager; Olden, 2021; Duponchelle *et al*., 2021; Pelicice; Pompeu; Agostinho, 2015). Dessa forma, modificações no fluxo da água e o bloqueio do curso natural do rio podem simplificar a fauna de peixes, selecionando grupos com traços funcionais tolerantes a ambientes lênticos (Oliveira *et al.*, 2018). Espécies pelágicas, sedentárias, com estratégia alimentar oportunista e/ou generalista tendem a ser dominantes em reservatórios (Oliveira *et al*., 2018), resultando em mudanças nos padrões espaciais e temporais da estrutura taxonômica das assembleias de peixes (Arantes *et al*., 2019). As modificações resultantes na biota aquática podem ter reflexos nos processos ecológicos e serviços providos pelo

ecossistema, como a ciclagem de nutrientes e a produção pesqueira (Fleker, 1996; Hoeinghaus *et al*., 2009), alterando o funcionamento e qualidade dos mesmos.

Na região neotropical, as altas diversidades taxonômica e funcional (Pelicice *et al*., 2023), combinadas com a heterogeneidade ambiental, contribuem significativamente para a elevada complexidade funcional nos ecossistemas locais e alta qualidade dos serviços ecossistêmicos (Toussaint *et al*., 2016). Isso permite que os peixes possam ocupar diferentes níveis tróficos na cadeia alimentar (Braga; Bornatowski; Vitule, 2012), incluindo desde espécies que variam de alta especificidade até generalistas na exploração de recursos (Braga; Bornatowski; Vitule, 2012). Essa variabilidade na composição trófica da assembleia de peixes fornece diversos serviços ecossistêmicos, como controle de populações de presas, recursos pesqueiros, ciclagem de nutrientes e estruturação de comunidades aquáticas, entre outros (Toussaint *et al*., 2016). Estressores como barragens afetam os serviços pesqueiros, resultando em perdas econômicas e sociais (Hoeinghaus *et al*., 2009). Tais impactos prejudicam a pesca artesanal, recreativa e comercial, levando à perda de espécies-alvo e à degradação dos estoques, afetando rendimento e renda (Pelicice *et al*., 2023).

Peixes de baixo nível trófico pode atuar como engenheiros de ecossistemas, influenciando na distribuição e densidade de perifíton, fitoplâncton e diversas variáveis físicas e químicas, incluindo ciclo de nutrientes, carbono, sedimentação e produção primária (Flecker 1996; Pelicice *et al*., 2023). As famílias Prochilodontidae, Curimatidae e Loricariidae que, em sua maioria, se especializaram em consumir detritos e material orgânico em decomposição, podem atuar como decompositores de matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes (Delariva; Agostinho, 2001; Vanni *et al.,* 2002; Taylor *et al*., 2006). Peixes especializados em consumir vegetais e algas podem exercer importante controle de crescimento de algas e perifíton os quais influenciam as variáveis físico-químicas do ambiente (Flecker 1996; Pelicice *et al*., 2023), enquanto peixes de alto nível trófico, como os piscívoros, podem atuar no controle da abundância da população de suas presas e regular indiretamente populações de níveis tróficos mais baixos (efeito em cascata *top-down*), podendo influenciar as condições limnológicas do local (Campos-Silva *et al.,* 2021; Holmlund; Hammer, 1999; Mazzeo *et al.,* 2010).

As alterações ambientais decorrentes do barramento, frequentemente, em curto período, resultam no aumento na abundância das guildas herbívoras, insetívoras e detritívoras, devido ao aporte de recursos terrestres, como insetos, vegetais e detritos orgânicos (Turgeon *et al*., 2016; Baxter, 1977; Grimar; Jonas, 1982). Esse fenômeno é denominado surto trófico, e ocorre quando a inundação incorpora esses novos recursos na região montante, elevando a produtividade primária e facilitando o acesso a esses recursos pelas populações aquáticas (Baxter, 1977). Além disso, outras guildas podem se beneficiar indiretamente desse surto trófico. A abundância de predadores e meso-predadores tende a aumentar em resposta à maior densidade de presas, como zooplâncton e pequenos peixes, o que favorece as guildas invertívora (Baxter, 1977) e piscívoras (Delariva *et al*., 2013; Pereira; Agostinho; Delariva, 2016).

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar possíveis modificações na estrutura das guildas trófica de peixes em decorrência da formação do reservatório da UHE de Batalha na bacia do alto rio Paraná. Utilizando a abundância das guildas tróficas como variável resposta, testamos as seguintes hipóteses: 1 - a estrutura (abundância) das guildas tróficas nas assembleias de peixes do reservatório de Batalha se altera após o represamento; 2 - a estrutura das guildas apresenta respostas distintas entre os diferentes pontos de amostragens em função do represamento; 3 – há dissimilaridade entre as guildas tróficas e entre os períodos com as guildas tróficas; 4 – a composição das guildas tróficas foi alterada entre as fases de enchimento. Espera-se para a primeira hipótese, um aumento na abundância das guildas carnívoras (piscívora, invertívora e insetívora) e onívora, devido ao aumento na disponibilidade de recursos alimentares geradas pelo evento de inundação e entrada de nutrientes. Para a segunda hipótese espera-se composições de guilda trófica distintas entre os pontos, com aumento na abundância das guildas carnívoras (piscívora, invertívora e insetívora) e onívora nas regiões lênticas, e um resultado oposto na região semi-lênticas, onde são favorecidas outras guildas como detritívoras e herbívoras, devido à formação de heterogeneidade ambiental após o enchimento do reservatório.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A UHE de Batalha é operada desde 2014 e seu reservatório se localiza no rio São Marcos, na bacia do alto rio Paraná, entre as cidades de Cristalina (GO) e Paracatu (MG) (Figura 1). Sua barragem possui 50 m de altura e seu reservatório possui área inundada de 138 km². Seu reservatório é de acumulação, com vazão média de longo termo de 115 m^3/s (Pacuera, 2017), e tempo médio de residência da água de 180 dias (Projeto Básico Ambiental – PBA, 2006). A bacia do rio São Marcos possui por afluentes os ribeirões Soberbo, Mundo Novo e da Batalha e o rio São Bento, pela margem esquerda e o rio Samambaia e os ribeirões Arrojado, São Firmino, Castelhano e Imburu, pela margem direita (Costa Silva; Hora, 2015).

A UHE de Batalha possui duas unidades geradoras com capacidade instalada de 52,5 MW e colabora com a regularização das vazões do rio, otimizando o aumento na geração de energia em hidrelétricas localizadas a jusante do empreendimento (Eletrobras Furnas, 2024).

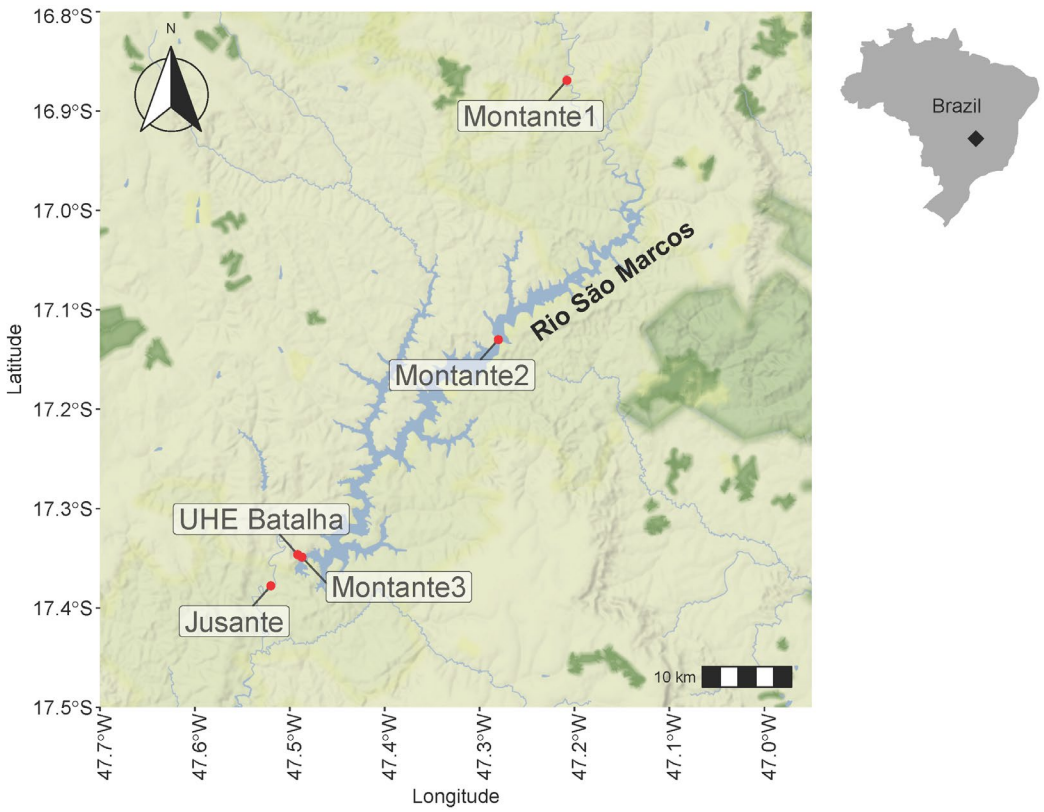


Figura 1. Mapa da área de estudo do reservatório de Batalha, indicando os quatro pontos de coletas (Jusante, Montante1, Montante2 e Montante3), localizados na bacia do Alto Rio Paraná, GO/MG, Brasil. UHE indica Usina Hidrelétrica.

Amostragem do material biológico

Foram utilizados dados do monitoramento da ictiofauna do reservatório da UHE de Batalha entre os anos de 2010 e 2022. O monitoramento foi conduzido pelo Subprograma de monitoramento da ictiofauna de Eletrobras Centrais Elétricas S/A (informações sobre o licenciamento para a realização do projeto em material suplementar). As amostragens foram realizadas em três pontos a montante da barragem (Montante 1, Montante 2 e Montante 3) e um ponto a jusante (Jusante), cobrindo o período anterior ao barramento do rio (anos 2010 a 2012) e período posterior (anos 2013 a 2022), totalizando 43 amostragens em dez anos (Tabela 1). Os anos de 2009, 2015, 2017 e 2018 não foram considerados devido a inconsistências amostrais, isto é, menos de três amostragens por área ao longo de cada ano.

Tabela 1. Informações de campanhas de amostragens da ictiofauna do reservatório de Batalha.

Fase	Período	n° de campanhas
Pré	fev./2010 - nov./2012	11**
	mai./2014 - ago./2014	04*
Pós	fev./2016 - nov./2016	03*
	mai./2019 - fev./2022	18***

*campanha bimestrais. **campanha trimestrais. ***campanhas em novembro, dezembro, janeiro, fevereiro, maio e agosto. Fonte: Produção do próprio autor.

As amostragens da assembleia de peixes foram realizadas por de redes de emalhar. A área amostral de cada rede foi calculada multiplicando a altura pelo comprimento da rede. Cada rede possuía 10 metros de comprimento, com alturas variando de 1,50 m a 2,50 m e malhas de 3 cm, 4 cm, 5 cm, 6 cm, 7 cm, 8 cm, 10 cm, 12 cm, 14 cm e 16 cm (distância entre nós não adjacentes). Foram utilizadas 10 redes por ponto amostral, totalizando uma área de 179 m² de rede expostas por aproximadamente 14 horas em cada ponto. Posteriormente à captura dos peixes, os espécimes foram quantificados e identificados até o menor nível taxonômico possível.

Guildas tróficas

A classificação das espécies em guildas tróficas foi realizada por meio de literatura científica, com prioridade para informações da bacia do alto rio Paraná. Na ausência de informações da espécie para a bacia, utilizou-se referências para locais próximos ou similares. Quando ausentes na bibliografia as informações em nível da espécie, considerou-se informações do gênero.

As espécies de peixes amostradas foram classificadas em guildas tróficas conforme descrito por Dias *et al*. (2020). As categorias incluem:

Invertívoros - espécies que exploram o fundo do rio, selecionando organismos bentônicos como tecamebas, microcrustáceos, pequenos moluscos, algas e larvas de insetos;

Detritívoros - espécies que consomem grandes quantidades de detritos ou sedimentos com organismos associados (algas, larvas de insetos aquáticos e principalmente quironomídeos, fragmentos de plantas, insetos adultos e invertebrados bentônicos);

Herbívoros - espécies que se alimentam principalmente de algas e plantas superiores (terrestre ou aquática), como folhas, sementes e frutos;

Onívoros - espécies que consomem plantas desde algas (unicelulares e filamentosas) até plantas superiores, e animais desde invertebrados até peixes (essas espécies se alimentam de, pelo menos, três níveis tróficos, sem predominância óbvia de algum recurso em particular), ou;

Piscívoros - espécies que consomem predominantemente peixes, inclui-se espécies forrageiras e juvenis de espécies de peixes de grande porte, e que podem complementar sua dieta com insetos, plantas, ou invertebrados, mas em baixas proporções.

Análise dos dados

Uma matriz de abundância de peixes foi gerada a partir do registro e contagem de indivíduos de cada espécie capturada. A partir dela, as abundâncias de cada espécie foram expressas pela Captura por Unidade de Esforço (CPUE) (isto é, número de indivíduos capturados em 1000 m^2 de redes a cada 14 horas), calculada pela fórmula CPUE = C/E*1.000, sendo C o número de exemplares capturados e E o esforço aplicado (isto é, m^2 de redes utilizados) (King, 2013). Posteriormente, os dados de CPUE foram agrupados em estrutura hierárquica por guilda trófica, períodos de enchimento (pré e pós), pontos (Jusante, Montante 1, Montante 2 e Montante 3), e ano amostral (2010 a 2022). As informações das CPUE de cada espécie por guilda trófica estão no material suplementar. Todas as análises estatísticas que serão descritas a seguir foram realizadas utilizando o *software* estatístico R (R Core Team, 2023) e adotando valor de significância de $p \leq 0,05$.

Para testar as hipóteses de que a composição das guildas tróficas da assembleia de peixes do reservatório avaliado difere entre os períodos de pré e pós enchimento, entre os pontos de cada período e entre os períodos de cada ponto, foram empregados modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMMs) (Bolker *et al.,* 2009). Foi considerada a CPUE de cada guilda trófica como variável resposta, os fatores ponto e período, bem como a interação entre eles, como variáveis explicativas fixas, enquanto os anos como variáveis randômicas. Todas as variáveis respostas foram transformadas em log+1. Esses efeitos randômicos foram utilizados para mitigar os efeitos espaciais e temporais indesejados (autocorrelação espacial e temporal) (Zuur *et al*., 2007). Para cada guilda trófica foram construídos modelos apropriados utilizando diferentes variáveis aleatórias e família de distribuição conforme necessário (Zuur *et al*., 2007). Foi utilizado o AIC – Critério de Informação de Akaike como critério de escolha, onde a menor AIC indica um modelo com a melhor performance (Material suplementar Tabela S1). Em casos em que a diferença entre os valores do AIC foi menor que 2, foi selecionado o modelo com o maior coeficiente de determinação marginal (R^2). Para análises que exigiam comparações par a par dos pontos (entre os períodos e para cada período) foi utilizada a correção de Bonferroni para os valores de *p.* Essa análise é flexível para estudos de campo, permitindo acomodar violações da independência estatística entre observações (por exemplo, autocorrelação espacial ou temporal), evitando a perda excessiva de graus de liberdade (Zuur *et al*., 2009). A GLMM foi realizada utilizando os pacotes "lme4" (Bates, 2022) e "lmerTest" (Kuznetsova; Brockhoff; Christensen, 2016).

Para verificar possíveis mudanças na composição das guildas tróficas entre as fases, foi realizada a análise multivariada de variância baseada em distâncias e permutações (PERMANOVA *one-way*), utilizando a função "adonis2" do pacote "vegan" (Oksanen *et al.,* 2022), baseado nas dissimilaridades de Bray-Curtis com 999 permutações aleatórias. Em seguida, o teste de permutação (PERMDISP) foi aplicado

para avaliar a significância das diferenças na dispersão dos grupos, por meio da função "permutest" do pacote "vegan" (Oksanen *et al.,* 2022), com 999 permutações aleatórias.

Para visualizar os possíveis agrupamentos das guildas tróficas em cada período foi realizado a ordenação multidimensional não métrica – nMDS (Cox; Cox, 2008), pela função "metaMDS" do pacote "vegan" (Oksanen *et al.,* 2022), baseada nas dissimilaridades de Bray-Curtis, com a matriz de dados da composição e abundância das guildas tróficas, e como preditor a variável fase de enchimento do reservatório.

RESULTADOS

Foram coletados 3.252 indivíduos, pertencentes a 48 táxons, quatro ordens e 16 famílias (Tabela 2). A tabela a seguir mostra a classificação taxonômica, com suas respectivas guildas tróficas e origem de distribuição das espécies coletadas e suas respectivas referências bibliográficas utilizadas (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação dos táxons e respectivas origem de distribuição dos peixes coletadas no reservatório da UHE de Batalha, rio São Marcos, Alto rio Paraná, Brasil. As informações das referências estão no Quadro S2.

Ordem/família	Espécies	Abreviação	Origem	Referência
Characiformes				
Erythrinidae	*Hoplias intermedius*	Hoi	Nativa	7
	Hoplias lacerdae	Hol	Não-Nativa	7
	Hoplias malabaricus	Hom	Nativa	8
Parodontidae	*Apareiodon affinis*	Apa	Não-Nativa	7
Serrasalmidae	*Myloplus tiete*	Myt	Nativa	7
	Serrasalmus maculatus	Sem	Nativa	9
	Serrasalmus marginatus	Ser	Não-Nativa	9
Anostomidae	*Leporinus octofasciatus*	Leo	Nativa	9
	Leporinus cf. *amblyrhynchus*	Lea	Nativa	9
	Leporinus friderici	Lef	Não-Nativa	9
	Leporinus microphthalmus	Lem	Nativa	7
	Megaleporinus elongatus	Mee	Não-Nativa	7
	Megaleporinus obtusidens	Meo	Nativa	9
Curimatidae	*Schizodon nasutus*	Scn	Nativa	9
	Cyphocharax corumbae	Cyc	Nativa	7
	Steindachnerina insculpta	Sti	Nativa	7
Prochilodontidae	*Prochilodus lineatus*	Prl	Não-Nativa	7
Bryconidae	*Brycon nattereri*	Brn	Nativa	7
	Salminus hilarii	Sah	Nativa	9
	Salminus brasiliensis	Sab	Nativa	9

Continua.

Tabela 2. Classificação dos táxons e respectivas origem de distribuição dos peixes coletadas no reservatório da UHE de Batalha, rio São Marcos, Alto rio Paraná, Brasil. As informações das referências estão no Quadro S2. Continuação.

Ordem/família	Espécies	Abreviação	Origem	Referências
Acestrorhynchidae	*Acestrorhynchus lacustris*	Acl	Nativa	9
Characidae	*Astyanax lacustris*	Asl	Não-nativa	10
	Psalidodon aff. f*asciatus*	Psf	Não-Nativa	10
	Psalidodon bockmanni	Psb	Nativa	10
	Odontostilbe sp.	Ods	Nativa	9
	Galeocharax gulo	Gag	Não-Nativa	10
Cichliformes				
Cichlidae	*Cichla* cf. *kelberi*	Cik	Não-Nativa	9
	Cichla piquiti	Cip	Não-Nativa	9
	Cichlasoma paranaense	Cia	Nativa	9
	Satanoperca pappaterra	Sap	Nativa	7
	Crenicichla niederleinii	Crn	Nativa	9
Gymnotiformes				
Sternopygidae	*Eigenmannia trilineata*	Eit	Nativa	9
	Eigenmannia virescens	Eiv	Nativa	9
Gymnotidae	*Sternopygus* cf. *macrurus*	Stm	Nativa	9
	Gymnotus sylvius	Gys	Não-Nativa	9

Continua.

Tabela 2. Classificação dos táxons e respectivas origem de distribuição dos peixes coletadas no reservatório da UHE de Batalha, rio São Marcos, Alto rio Paraná, Brasil. As informações das referências estão no Quadro S2. Continuação.

Ordem/família	Espécies	Abreviação	Origem	Referências
Siluriformes				
Loricariidae	*Hypostomus ancistroides*	Hya	Não-nativa	9
	Hypostomus cf. *strigaticeps*	Hys	Nativa	9
	Hypostomus cf. *regani*	Hyr	Nativa	9
	Rineloricaria cf. *latirostris*	Ril	Nativa	7
Doradidae	*Rhinodoras dorbignyi*	Rhd	Não-Nativa	9
Heptapteridae	*Pimelodella gracilis*	Pig	Nativa	9
	Rhamdia quelen	Rhq	Nativa	9
Pimelodidae	*Pinirampus pirinampu*	Pnp	Nativa	9
	Pimelodus fur	Pif	Não-Nativa	7
	Pimelodus maculatus	Pim	Nativa	9
	Pimelodus paranaensis	Pip	Nativa	9
	Pimelodus microstoma	Pii	Nativa	9
	Iheringichthys labrosus	Ihl	Nativa	9

A guilda piscívora apresentou maior riqueza em ambos os períodos (13 espécies pré e nove espécies pós o enchimento) (Tabela 3). A guilda onívora apresentou riqueza com oito espécies no período pré e sete espécies após o enchimento (Tabela 3). A guilda detritívora foi composta por sete espécies no período pré e oito no período pós (Tabela 3). Já a guilda invertívora foi composta por sete espécies pré e cinco espécies pós (Tabela 3), enquanto a guilda herbívora, com menor riqueza, foi composta por três espécies pré e uma espécie após o enchimento (Tabela 3).

Tabela 3. Classificação das guildas tróficas e presença e ausência de espécies coletadas nos períodos em cada pontos de amostragens, do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG. As informações das referências (Ref) estão no Quadro S2.

Espécies	Guildas tróficas	Ref.	Pre				Pós			
			Jusante	Montante 1	Montante 2	Montante 3	Jusante	Montante 1	Montante 2	Montante 3
Hoplias intermedius	Piscívora	1							*	
Hoplias lacerdae	Piscívora	1			*					
Hoplias malabaricus	Piscívora	1	*	*		*		*	*	*
Apareiodon affinis	Herbívora	2			*		*		*	*
Myloplus tiete	Herbívora	1	*		*	*				
Serrasalmus maculatus	Piscívora	1	*	*	*	*	*	*	*	*
Serrasalmus marginatus	Piscívora	1			*	*				
Leporinus octofasciatus	Herbívora	1		*	*	*				
Leporinus cf. *amblyrhynchus*	Invertívora	1		*						
Leporinus friderici	Onívora	1	*	*	*	*	*	*	*	*
Leporinus microphthalmus	Onívora	1						*		
Megaleporinus elongatus	Onívora	1	*	*	*	*				
Megaleporinus obtusidens	Onívora	1	*		*	*		*		
Schizodon nasutus	Herbívora	1	*	*	*	*	*	*		*
Cyphocharax corumbae	Detritívora	1	*		*	*		*		*
Steindachnerina insculpta	Detritívora	1	*			*	*	*	*	

Continua.

Tabela 3. Classificação das guildas tróficas e presença e ausência de espécies coletadas nos períodos em cada pontos de amostragens, do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG. As informações das referências (Ref) estão no Quadro S2. Continuação.

Espécies	Guilda trófica	Ref.	Pre				Pós			
			Jusante	Montante 1	Montante 2	Montante 3	Jusante	Montante 1	Montante 2	Montante 3
Prochilodus lineatus	Detritívora	1	*	*	*	*	*			
Brycon nattereri	Onívora	3	*							
Salminus hilarii	Piscívora	1	*	*	*	*				
Salminus brasiliensis	Piscívora	1	*	*	*	*	*			
Acestrorhynchus lacustris	Piscívora	1	*	*	*	*	*	*		
Astyanax lacustris	Onívora	4	*	*	*	*	*	*	*	*
Psalidodon aff. *fasciatus*	Onívora	5	*	*	*	*	*	*	*	
Psalidodon bockmanni	Onívora	5	*		*					
Odontostilbe sp.	Onívora	5						*		
Galeocharax gulo	Piscívora	1	*	*	*	*				
Cichla cf. *kelberi*	Piscívora	6	*			*	*	*	*	*
Cichla piquiti	Piscívora	1	*							
Cichlasoma paranaense	Invertívora	1					*	*		*
Satanoperca pappaterra	Invertívora	1					*			
Crenicichla niederleinii	Invertívora	1		*						
Eigenmannia trilineata	Invertívora	1			*		*	*		
Eigenmannia virescens	Invertívora	1	*							
Sternopygus cf. *macrurus*	Invertívora	1						*		

Continua.

Tabela 3. Classificação das guildas tróficas e presença e ausência de espécies coletadas nos períodos em cada pontos de amostragens, do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG. As informações das referências (Ref) estão no Quadro S2. Continuação.

Espécies	Guildas tróficas	Ref.	Pre				Pós			
			Jusante	Montante 1	Montante 2	Montante 3	Jusante	Montante 1	Montante 2	Montante 3
Gymnotus sylvius	Invertívora	1						*		
Hypostomus ancistroides	Detritívora	1	*					*		
Hypostomus cf. *strigaticeps*	Detritívora	1	*							
Hypostomus cf. *regani*	Onívora	1	*			*			*	
Rineloricaria cf. *latirostris*	Detritívora	5						*		
Rhinodoras dorbignyi	Onívora	1							*	
Pimelodella gracilis	Invertívora	1	*	*		*				
Rhamdia quelen	Onívora	1			*		*	*	*	*
Pinirampus pirinampu	Onívora	1				*	*			
Pimelodus fur	Onívora	1	*							
Pimelodus maculatus	Onívora	1	*	*	*	*	*	*	*	*
Pimelodus paranaensis	Onívora	1						*		*
Pimelodus microstoma	Piscívora	1	*					*		
Iheringichthys labrosus	Invertívora	1	*					*	*	*

As guildas com maiores abundâncias relativas foram a onívora e invertívora no período pré-enchimento, e onívora e piscívora após o enchimento. (Figura 2).

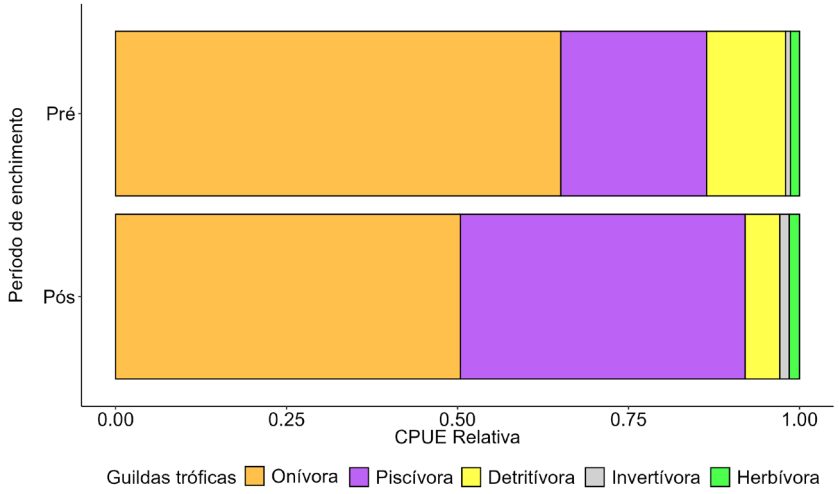


Figura 2. Abundância numérica (CPUE) relativa das guildas tróficas da ictiofauna do reservatório de Batalha, bacia do alto rio Paraná, GO/MG, separados por período de enchimento (pré e pós-enchimento).

Foram verificados diminuição na abundância da guilda onívora após o enchimento (Figura 3, Tabela 4). Não foram observadas variações das abundâncias para demais guildas tróficas após enchimento do reservatório (Figura 3 e Tabela 4).

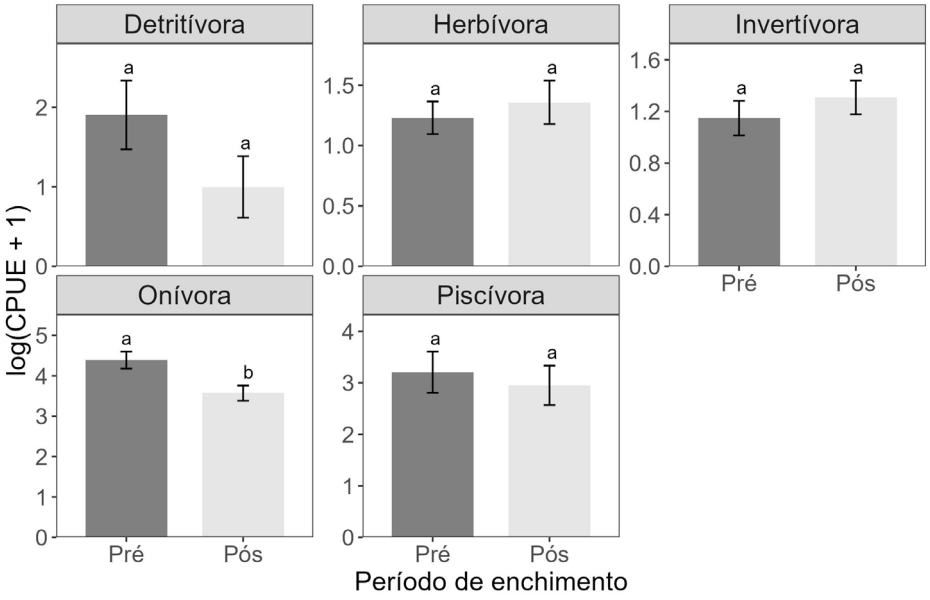


Figura 3. Médias das CPUE das guildas tróficas da ictiofauna (transformadas em log + 1) para os períodos pré e pós o enchimento do reservatório de Batalha, bacia do alto rio Paraná, GO/MG. Letras diferentes indicam variações significativas entre os períodos ($p<0,05$).

Tabela 4. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação entre períodos (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. (p<0,05). SE = Erro padrão; df = Graus de Liberdade.

Guildas tróficas	Período	Média	SE	Df	lower.CL	upper.CL	contraste	Estimativa	T	p
Piscívora	Pré	3,4	0,23	7	2,86	3,95	Pós -Pre	-0,31	-1,02	0,34
	Pós	3,72	0,21	7	3,23	4,2				
Detritívora	Pré	1,95	0,43	7	0,93	2,96	Pós -Pre	0,9	1,54	0,17
	Pós	1,06	0,39	7	0,15	1,97				
Onívora	Pré	4,39	0,21	7	3,89	4,89	Pós -Pre	0,82	2,9	**0,02**
	Pós	3,57	0,18	7	3,12	4,02				
Herbívora	Pré	1,18	0,23	31	0,71	1,64	Pós -Pre	0,31	1,02	0,31
	Pós	0,87	0,29	31	0,28	1,45				
Invertívora	Pré	1,15	0,13	31	0,87	1,42	Pós -Pre	-0,16	-0,86	0,4
	Pós	1,31	0,13	31	1,04	1,58				

Verificou-se variação da abundância das guildas entre os pontos dentro de cada período. No período pré-enchimento, a guilda detritívora apresentou maior abundância numérica nos pontos jusante e montante 3 em comparação com o ponto montante 1, bem como a guilda piscívora também apresentou maior abundância no montante 3 em comparação ao montante 1 (Figura 4 e Tabela 5). No período pós-enchimento, a guilda detritívora registrou maior abundância no montante 1 em comparação os demais locais (Figura 4 e Tabela 5). Enquanto que, a guilda piscívora apresentou maior abundância nos pontos a montante quando comparado ao ponto jusante (Figura 4 e Tabela 5). A guilda herbívora não apresentou número mínimo de observações em cada ponto para garantir confiabilidade dos resultados.

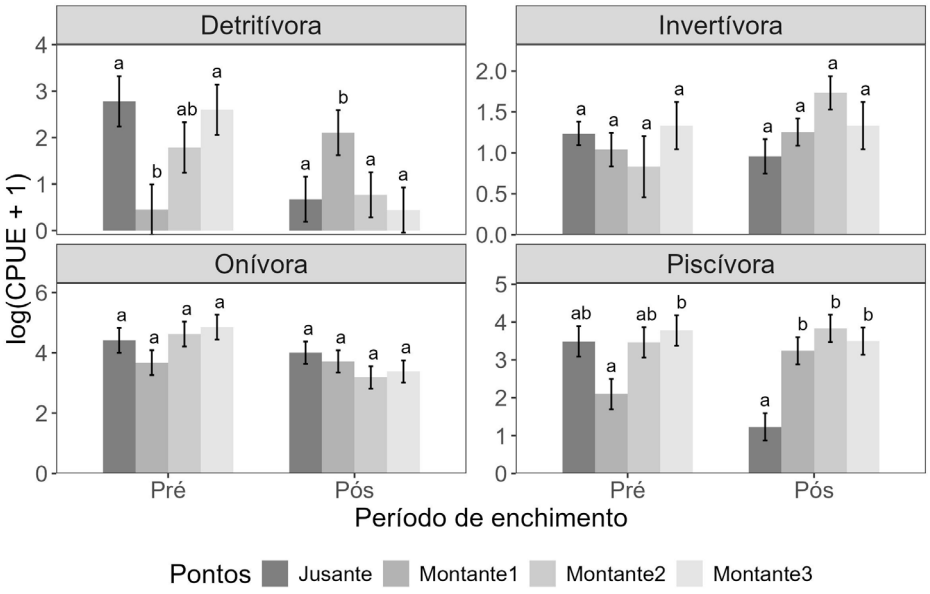


Figura 4. Médias das CPUE das guildas tróficas da ictiofauna (transformadas em log + 1) encontradas nos períodos pré e pós formação, para os pontos montante e jusante do reservatório de Batalha, bacia do alto rio Paraná, GO/MG. Letras diferentes indicam variações significativas entre os pontos dentro de cada período ($p<0,05$).

Tabela 5. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação entre os pontos (Montante1, Montante2, Montante3 e Jusante) dentro de cada período (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. (p<0,05). SE = Erro padrão; df = Graus de Liberdade.

Guildas tróficas	Período	SE	Df	contraste	Estimativa	T	p
Piscívora	Pré	0,53	21	Jusante - Montante1	-0,05	-0,09	1
		0,53	21	Jusante - Montante2	0,22	0,42	1
		0,53	21	Jusante - Montante3	1,57	2,98	**0,04**
		0,53	21	Montante1- Montante2	0,27	0,51	1
		0,53	21	Montante1- Montante3	1,62	3,07	**0,03**
		0,53	21	Montante2 - Montante3	1,35	2,56	0,11
	Pós	0,47	21	Jusante – Montante1	-1,32	-2,79	0,07
		0,47	21	Jusante - Montante2	-1,38	-2,92	**0,05**
		0,47	21	Jusante - Montante3	-0,75	-1,59	0,75
		0,47	21	Montante1- Montante2	-0,06	-0,13	1
		0,47	21	Montante1- Montante3	0,57	1,2	1
		0,47	21	Montante2 - Montante3	0,63	1,33	1
Detritívora	Pré	0,46	21	Jusante - Montante1	0,15	0,32	1
		0,46	21	Jusante - Montante2	0,79	1,71	0,62
		0,46	21	Jusante - Montante3	2,26	4,91	**<0,01**
		0,46	21	Montante1- Montante2	0,64	1,39	1
		0,46	21	Montante1- Montante3	2,12	4,59	**<0,01**
		0,46	21	Montante2 - Montante3	1,48	3,2	**0,03**

Continua.

Tabela 5. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação entre os pontos (Montante1, Montante2, Montante3 e Jusante) dentro de cada período (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. (p<0,05). SE = Erro padrão; df = Graus de Liberdade.

Guildas tróficas	Período	SE	Df	contraste	Estimativa	T	p
Detritívora	Pós	0,41	21	Jusante - Montante1	0,22	0,53	1
		0,41	21	Jusante - Montante2	0,1	0,24	1
		0,41	21	Jusante - Montante3	-1,38	-3,34	**0,02**
		0,41	21	Montante1- Montante2	-0,12	-0,29	1
		0,41	21	Montante1- Montante3	-1,6	-3,87	**0,01**
		0,41	21	Montante2 - Montante3	-1,48	-3,58	**0,01**
Onívora	Pré	0,58	21	Jusante - Montante1	0,74	1,27	1
		0,58	21	Jusante - Montante2	-0,21	-0,36	1
		0,58	21	Jusante - Montante3	-0,44	-0,75	1
		0,58	21	Montante1- Montante2	-0,95	-1,62	0,72
		0,58	21	Montante1- Montante3	-1,17	-2,01	0,34
		0,58	21	Montante2 - Montante3	-0,23	-0,39	1
	Pós	0,52	21	Jusante - Montante1	0,29	0,56	1
		0,52	21	Jusante - Montante2	0,82	1,57	0,78
		0,52	21	Jusante - Montante3	0,62	1,2	1
		0,52	21	Montante1- Montante2	0,53	1,02	1
		0,52	21	Montante1- Montante3	0,33	0,64	1
		0,52	21	Montante2 - Montante3	-0,2	-0,38	1

Continua.

Tabela 5. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação entre os pontos (Montante1, Montante2, Montante3 e Jusante) dentro de cada período (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. ($p<0,05$). SE = Erro padrão; df = Graus de Liberdade. Continuação.

Guildas tróficas	Período	SE	Df	contraste	Estimativa	T	p
Invertívora	Pré	0,25	25	Jusante - Montante1	0,2	0,78	1
		0,4	25	Jusante - Montante2	0,4	1,01	1
		0,32	25	Jusante - Montante3	-0,1	-0,3	1
		0,42	25	Montante1- Montante2	0,21	0,5	1
		0,35	25	Montante1- Montante3	-0,29	-0,83	1
		0,47	25	Montante2 - Montante3	-0,5	-1,1	1
	Pós	0,27	25	Jusante - Montante1	-0,3	-1,1	1
		0,29	25	Jusante - Montante2	-0,78	-2,65	0,08
		0,36	25	Jusante - Montante3	-0,38	-1,05	1
		0,26	25	Montante1- Montante2	-0,48	-1,83	0,48
		0,33	25	Montante1- Montante3	-0,08	-0,24	1
		0,35	25	Montante2 - Montante3	0,4	1,14	1

Também foram registradas variações das abundâncias nas comparações temporais dentro de cada ponto. Após o enchimento, a guilda detritívora diminuiu sua abundância no ponto jusante e montante 3, enquanto aumentou no ponto montante 1 (Figura 5 e Tabela 6). A guilda invertívora apresentou aumento na abundância no ponto montante 2, e a guilda onívora diminuiu tanto no montante 2 como no montante 3 (Figura 5 e Tabela 6). Além disso, a guilda piscívora diminuiu sua abundância a jusante, e aumentou no ponto montante 1 (Figura 5 e Tabela 6). A guilda herbívora não apresentou número mínimo de observações em cada ponto para garantir confiabilidade dos resultados.

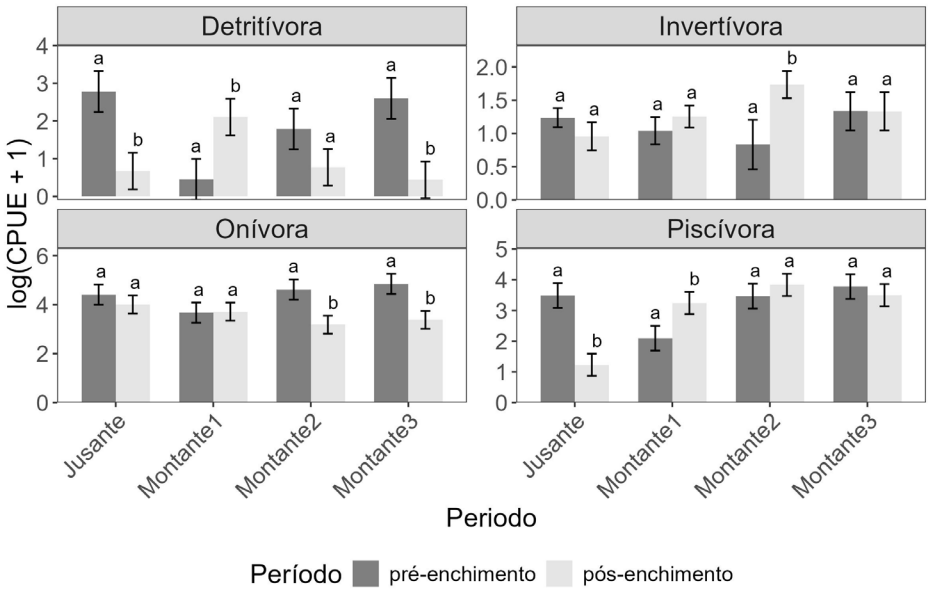


Figura 5. Médias das CPUE das guildas tróficas da ictiofauna (transformadas em log + 1) encontradas nos períodos pré e pós formação, para os pontos jusante e montante 1, 2 e 3 do reservatório de Batalha, bacia do alto rio Paraná, GO/MG. Letras indicam variações significativas entre os pontos dentro de cada período ($p<0,05$).

Tabela 6. Resultados dos modelos lineares generalizados da comparação de cada área (Montante e Jusante) entre período (pré e pós-enchimento) para cada guilda trófica da assembleia de peixes do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. (p<0,05). SE = Erro padrão; Df = Graus de Liberdade.

Guildas tróficas	Pontos	Estimativa	SE	Df	T	p
Piscívora	Jusante	0,98	0,5	28	1,97	0,06
	Montante1	-0,28	0,5	28	-0,57	0,57
	Montante2	-0,62	0,5	28	-1,23	0,23
	Montante3	-1,34	0,5	28	-2,68	**0,01**
Detritívora	Jusante	1,95	0,69	13,5	2,83	**0,01**
	Montante1	2,02	0,69	13,5	2,93	**0,01**
	Montante2	1,27	0,69	13,5	1,83	0,08
	Montante3	-1,69	0,69	13,5	-2,44	**0,03**
Onívora	Jusante	0,41	0,55	28	0,74	0,47
	Montante1	-0,04	0,55	28	-0,07	0,94
	Montante2	1,44	0,55	28	2,6	**0,01**
	Montante3	1,47	0,55	28	2,65	**0,01**
Invertívora	Jusante	0,4	0,66	25,6	0,61	0,55
	Montante1	2,19	0,66	25,6	3,33	**<0,01**
	Montante2	0,69	0,66	25,6	1,04	0,31
	Montante3	-0,77	0,66	25,6	-1,17	0,25

Pela PERMANOVA *one-way* verificou-se que a composição das guildas tróficas foi significativamente alterada após o enchimento do reservatório ($p < 0,05$; DF = 1; F = 3,92), e essa alteração está relacionada às diferentes guildas tróficas que compõem cada período (PERMDISP $p > 0,05$; DF = 1; $F < 0,01$).

A ordenação de escala multidimensional não métrica (nMDS) indica o agrupamento da guilda piscívora nos pontos do montante no período pós-enchimento (Figura 6).

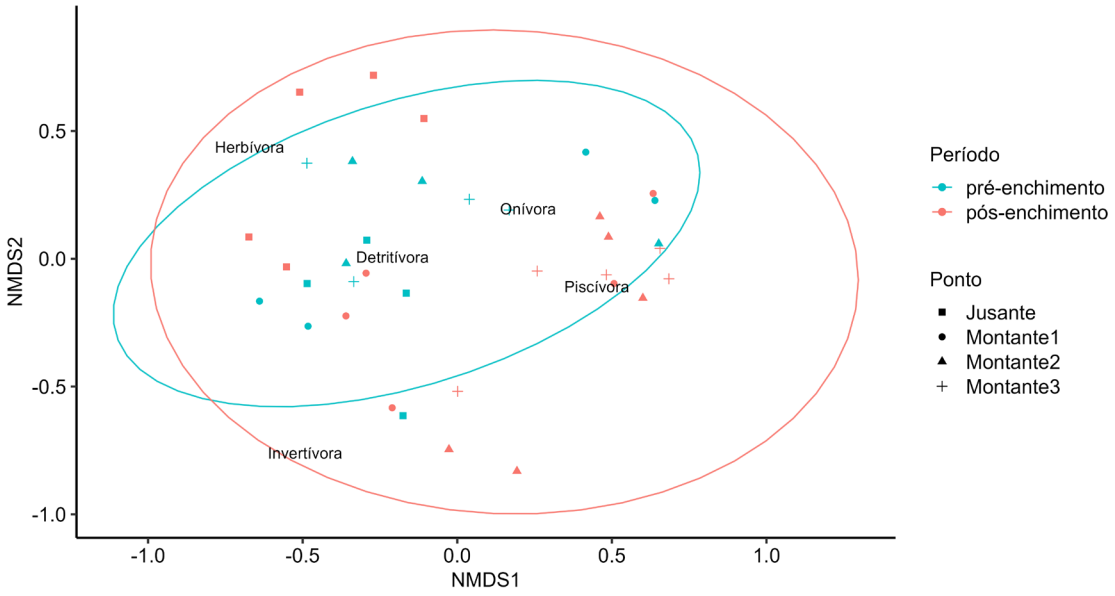


Figura 6. Ordenação de escala multidimensional não-métrico (nMDS) onde cada ponto representa a dispersão de cada área do reservatório de Batalha da bacia do alto rio Paraná, GO/MG. Os círculos com cores representam os períodos de amostragem. Estresse = 0,14.

DISCUSSÃO

Observamos diferenças significativas na composição espacial das guildas tróficas dentro de cada período, bem como entre os períodos dentro de cada ponto amostral. Essas diferenças refletem distintas alterações espaciais nas guildas, variando conforme a localização de cada ponto ao longo do reservatório. Foi detectada mudanças temporais na composição geral das guildas após a formação do reservatório e alteração temporal na abundância da guilda onívora. Variações espaciais, observadas através da PERMANOVA e PERMDISP, que evidenciaram diferenças na composição das guildas, e a visualização da nMDS, que indicou maior dispersão dos dados após o enchimento, sugerem que as mudanças nas guildas tróficas estão diretamente relacionadas ao gradiente ambiental presente no reservatório. Ou seja, infere-se que as diferenças nas condições ambientais entre as áreas amostradas são as responsáveis pelas variações encontradas nas abundâncias das guildas. Esses resultados indicam que as alterações na disponibilidade de recursos alimentares, influenciadas pelas mudanças hidrodinâmicas e físicas geradas pela construção da UHE de Batalha, como o tempo de residência de 180 dias, podem ter afetado as respostas ecológicas das guildas em cada ponto.

Em reservatórios do tipo acumulação, tal como do presente estudo, onde o tempo de residência da água é longo, um dos eventos que pode decorrer com a diminuição da velocidade da água, à medida que se aproxima da barragem, é a sedimentação de todo o tipo de materiais orgânicos e inorgânicos (Wang *et al.,* 2022). Essa sedimentação primeiramente desequilibra a proporção de materiais biogeoquímicos, afetando, consequentemente, a qualidade dos recursos (Wang *et al.,* 2022). Além disso, as zonas de influência a jusante do represamento também são impactadas pela interrupção desse fluxo de água e pela regulação da descarga da barragem de um rio (Agostinho; Pelicice; Gomes, 2008), interferindo, dessa forma, na transformação e no transporte de sedimentos e nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio, a jusante (Agostinho; Pelicice; Gomes, 2008; Wang *et al*., 2022). Essa dinâmica resulta na redução da disponibilidade desses recursos nessa área (Agostinho; Pelicice; Gomes, 2008; Wang *et al*., 2022).

Espécies bentônicas, principalmente as espécies das guildas detritívoras, podem ser afetadas, pois possuem adaptações anatômicas e fisiológicas, como no sistema digestivo, para coleta e digestão de detritos que os tornam altamente seletivos, procurando buscar detritos com altos índices de proteínas e/ou com alta qualidade nutricional (Bowen, 1980). Assim, sugere-se que a alteração do ambiente aquático ocasionou uma diminuição na qualidade dos detritos na região a jusante e próxima ao barramento (ponto montante 3), afetando negativamente a abundância da guilda detritívora. Além disso, verifica-se que no rio São Marcos há presença de tributários, o qual desempenham um papel fundamental na composição e abundância da ictiofauna, pois esses ambientes podem servir como sítios de reprodução e, consequentemente, atuar como áreas fonte para o recrutamento de diversas espécies (Marques *et al*., 2018). Nesse contexto, como o ponto mais distante da barragem (ponto montante 1) pode ainda possuir condições ambientais próximo ao que era antes da barragem (Dias *et al*., 2020), então a qualidade dos recursos alimentares para os detritívoros pode não ter sido alterada, aumentando a abundância nesse ponto.

Os detritívoros, especializados em facilitar a decomposição reduzindo o tamanho de matéria orgânica, são essenciais para a disponibilização de nutrientes aos produtores primários, desempenhando um papel crucial na ciclagem de nutrientes, um dos principais serviços ecossistêmicos de suporte (Pelicice *et al*., 2023). O declínio desses organismos pode limitar a oferta de nutrientes, impactando a base da cadeia trófica (Lewis, 1979). Assim, a ciclagem de nutrientes pelos peixes detritívoros é uma via importante para a liberação de nutrientes aos produtores primários, afetando não apenas a produção primária, mas também os consumidores (Pelicice *et al*., 2023). A diminuição das populações de detritívoros pode levar a ambientes menos produtivos (Dos Santos *et al*., 2020). Assim, seja no papel de presa ou como engenheiros ecossistêmicos, a queda nas populações de detritívoros afeta também os níveis tróficos superiores, como os piscívoros (Lewis, 1979; Pelicice *et al*., 2023). Portanto, infere-se que a diminuição da abundância da guilda piscívora a jusante pode estar relacionada ao efeito em cadeia de baixo para cima, pela redução na disponibilidade de detritos.

Outro evento que ocorre na região a montante é a maior inundação de áreas terrestres, disponibilizando recursos alóctones e gerando efeito de aumento na produção primária e de pequenos consumidores (e.g, invertebrados e pequenos peixes), e consequentemente, de seus predadores (Turgeon *et al*., 2016). Tal evento, que ocorre imediatamente após a formação dos reservatórios, é conhecido como período de surto trófico (Baranov, 1960; Kimmel; Groeger, 1986). Durante esse período é pronunciado um *boom* na produtividade em áreas a montante, e consequentemente, isso também beneficia os predadores pela concentração de espécies presa (Balon; Coche, 1974; Kimmel; Groeger, 1986; Ploskey, 1981; Turgeon *et al*., 2016). Entretanto, esse efeito pode ser transitório, e a manutenção da dominância de piscívoros dependerá de uma série de fatores tais como condições ambientais favoráveis e a composição da fauna, entre outros (Ortega *et al*., 2020; Pereira; Agostinho; Delariva, 2016). O ambiente dominado por características de águas lênticas pode ser uma das condições ambientais que favoreçam o estabelecimento de espécies predadoras, principalmente aquelas que utilizam a visão para realizar a caça (Ortega *et al*., 2020). Dessa forma, esperava-se o aumento na abundância de piscívoros na região a montante, uma vez que essas regiões tendem a ser mais propícias à proliferação e colonização de piscívoros após o barramento em comparação com a jusante (Arantes *et al*., 2019), fato que pode ser visto em nossos resultados, com aumento mais pronunciado no ponto mais distante da barragem (ponto montante 1).

A espécie que mais contribuiu para a diferença na abundância da guilda piscívora foi *Serrasalmus maculatus* (Material Suplementar Figura S1). Essa espécie, popularmente conhecida como piranha, geralmente se ajusta bem à ambientes lênticos e represados, apresentando altas abundâncias nessas condições (Goulding, 1980; Sazima; Machado, 1990; Agostinho; Julio Junior, 2002). O fato da piranha se orientar pela visão para realizar a caça (Sazima; Pombal Junior, 1988), aliado à tendência de aumento da transparência da água em regiões a montante (Agostinho; Pelicice; Gomes, 2008; de Moura-Júnior, 2021), facilitando a localização e captura de presas com mais eficiência (Pereira; Agostinho; Delariva, 2016), pode ter contribuído para a colonização e abundância na região a montante. Ademais, a espécie é favorecida pelo aumento do nível da água a montante, utilizando macrófitas aquáticas que proliferam em ambientes represados (Gomes *et al*., 2012), como refúgio reprodutivo (Orlandi-Neto *et al.*, 2022), o que pode ter contribuído ainda mais para sua colonização e alta abundância nessa região.

Apesar da região a montante se tornar um ambiente lêntico, conforme se distancia da barragem o ambiente se torna cada vez mais fluvial (Kimmel; Lind; Paulson, 1990). Essa alteração forma um gradiente longitudinal hidrológico, o qual pode afetar a distribuição de recursos ao longo do rio, afetando a distribuição dos organismos aquáticos (Agostinho; Pelicice; Gomes, 2008; Kimmel; Lind; Paulson, 1990; Okada; Agostinho; Gomes, 2005). Assim, no ponto intermediário entre os outros pontos a montante houve a diminuição da guilda onívora e o aumento da guilda invertívora.

Especificamente tal resultado para a guilda onívora não era esperada, já que os onívoros tendem a se beneficiar do barramento de rios, tanto pelos seus hábitos

alimentares generalistas, utilizando amplo espectro de recursos alimentares, quanto pelo uso de recursos de acordo com sua disponibilidade no ambiente (Gerking, 1994). Ainda que agrupando os pontos, a guilda onívora é a mais predominante no reservatório, de forma que essa redução, nesse ponto em específico, pode estar associada à menor disponibilidade de recursos alimentares, possivelmente em função das condições ambientais locais, que podem estar relacionados à alteração no nível de oxigênio, turbidez, transparência, quantidade e qualidade dos nutrientes, fatores que influenciam o padrão de colonização dos organismos aquáticos (Agostinho *et al*., 1999; Agostinho *et al.,* 2016). Outro fator pode estar relacionado ao aumento de pressão de predação, resultante no aumento do nível de transparência conforme se aproxima da barragem (Kimmel; Lind; Paulson, 1990) pois a espécie que contribuiu para a variação encontrada nessa guilda foi *Astyanax lacustris* (Material Suplementar Figura S2), que é uma espécie alvo de muitos predadores (Pereira; Agostinho; Delariva, 2016). Essas observações indicam que tanto a disponibilidade de recursos quanto o aumento na pressão de predação podem ter desempenhado papéis importantes na redução da abundância da guilda onívora nesse ponto.

Conclui-se que a formação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Batalha causou mudanças nas estruturas das guildas tróficas da ictiofauna local. Com alterações espaço-temporais nas guildas detritívora, piscívora, invertívora e onívora. As alterações são efeitos diretos e indiretos da transformação dos ecossistemas, que afetou a disponibilidade de recursos alimentares e as condições ambientais, refletindo na alteração local das guildas tróficas. Ressalta-se que tais alterações na composição de guildas tróficas podem impactar os serviços ecossistêmicos, embora não tenham sido avaliados em nosso estudo. Dessa forma, destaca-se a importância do monitoramento contínuo e de estratégias e ações de manejo adaptadas às características ecológicas das espécies locais para mitigar os impactos ambientais e promover a conservação da biodiversidade aquática.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A. *et al.* Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. **Theoretical reservoir ecology and its applications**, p. 227-265, 1999.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SANTOS, N. C. L.; ORTEGA, J. C. G.; PELICICE, F. M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26–36, 2016.

AGOSTINHO, A.; PELICICE, F.; GOMES, L. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 suppl, p. 1119–1132, 2008.

ALBERT, J. S.; TAGLIACOLLO, V. A.; DAGOSTA, F. Diversification of Neotropical freshwater fishes. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 51, n. 1, p. 27-53, 2020.

ALLA, Y. M. K.; LIU, L. Impacts of Dams on the Environment: A Review. **International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology**, v. 6, n. 1, 2021.

ARANTES, C. C.; FITZGERALD, D. B.; HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 37, p. 28–40, 2019.

BAIRD, I. G. *et al* The Downstream Impacts of Hydropower Dams and Indigenous and Local Knowledge: Examples from the Peace–Athabasca, Mekong, and Amazon. **Environmental Management**, v. 67, p. 682–696, 2021.

BALON, E. K.; COCHE, A. G. (Ed.). **Lake Kariba: a man-made tropical ecosystem in Central Africa**. Springer Science & Business Media, 1986.

BARANOV, I. V. Biohydrochemical classification of the reservoirs in the European U.S.S.R. p. 139–183, 1960. *In* P. V TYURIN, (Ed). **The storage lakes of the U.S.S.R. and their importance for fishery**. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem.

BARBAROSSA, V. *et al*. Impacts of Current and Future Large Dams on the Geographic Range Connectivity of Freshwater Fish Worldwide. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 7, p. 3648-3655, 2020.

BATES, D. M. **lme4: Mixed-effects modeling with R**. p.129, 2022.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual review of ecology and systematics**, v. 8, n. 1, p. 255-283, 1977.

BOLKER, B. M. *et al*. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 3, p. 127–135, 2009.

BOWEN, S. H. Detrital nonprotein amino acids are the key to rapid growth of Tilapia in Lake Valencia, Venezuela. **Science,** v. 207, p. 1216 – 1218, 1980.

BRAGA, R. R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J. R. S. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 22, p. 915–929, 2012.

CAMPOS-SILVA, J. V. Fisheries management influences phytoplankton biomass of Amazonian floodplain lakes. **Journal of Applied Ecology**, v. 58, p. 731–743, 2021.

CELESTINO, L. F.; MAKRAKIS, S. **Barragens do Brasil e conservação de peixes migradores: o que aprendemos com a experiência do Alto Rio Paraná**. 2020.

COUTO, T. B. A., MESSAGER, M. L.; OLDEN, J. D. Safeguarding Migratory Fish via Strategic Planning of Future Small Hydropower in Brazil. **Nature Sustainability**, v. 4, p. 409–416, 2021.

DA COSTA SILVA, L. M.; HORA, M. A. G. M. Conflito pelo uso da água na bacia hidrográfica do rio São Marcos: O estudo de caso da UHE batalha. **Engevista**, v. 17, n. 2, p. 166-174, 2015.COX, M. A. A.; COX, T. F. Multidimensional Scaling. In: **Handbook of Data Visualization**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008. p. 315–347.

DE FRIES, L. *et al.* Movement and longitudinal distribution of a migratory fish (*Salminus brasiliensis)* in a small reservoir in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, n. 3, p. e180119, 2019.

DE MOURA-JÚNIOR, E.G. *et al.* To what degree do spatial and limnological predictors explain the occurrence of a submerged macrophyte species in lotic and semi-lotic/lentic environments of a dammed river? **Limnology,** v. 22, p. 101–110, 2021.

DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A. Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. **Journal of Fish biology**, v. 58, n. 3, p. 832-847, 2001.

DELARIVA, R. L.; HAHN, N. S.; KASHIWAQUI, E. A. L. Diet and Trophic Structure of the Fish Fauna in a Subtropical Ecosystem: Impoundment Effects. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 891–904, 2013.

DIAS, R. M. *et al*. Fish trophic guild responses to damming: Variations in abundance and biomass. **River Research and Applications**, v. 36, n. 3, p. 430–440, 2020.

DUPONCHELLE F. *et al*. Conservation of Migratory Fishes in the Amazon Basin. **Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, p. 1087–1105, 2021.

ELETROBRAS FURNAS**. Usina de Batalha**. Disponível em: <https://www.furnas.com.br/subsecao/117/usina-de-batalha?culture=pt>. Acesso: 17 set. 2024.

ESTEVES F.A. **Fundamentos da limnologia**, 3rd ed. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 2011.

FLECKER, A. S. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. **Ecology,** v. 77, p. 1845–1854, 1996.

FRÁGUAS, P. S.; POMPEU, P. S. Hydropower affects fish trophic structure both downstream of the dam and upstream of the reservoir. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n. 1, p. 1–15, 2021.

GOMES, L. C. *et al.* Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. **Hydrobiologia**, v. 685, p. 97-107, 2012.

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

GRIMARD, Y.; JONES, H. G. Trophic upsurge in new reservoirs: a model for total phosphorus concentrations. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,** v. 39, n. 11, p. 1473-1483, 1982.

GROWNS, I. A numerical classification of reproductive guilds of the freshwater fishes of south-eastern Australia and their application to river management. **Fisheries Management and Ecology**, v. 11, n. 6, p. 369–377, 2004.

HOEINGHAUS, D. J. *et al*. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. **Conservation Biology**, v. 23, n. 5, p. 1222-1231, 2009.

HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological economics**, v. 29, n. 2, p. 253-268, 1999.

ITAIPU BINACIONAL. **Bacia do Rio Paraná.** Disponível em: <https://www.itaipu.gov.br/energia/bacia-do-rio-parana>. Acesso em 10 out 2024

KIMMEL, B. L.; GROEGER, A. W. **Environmental and Water Quality Operational Studies: Size Distribution of Planktonic Autotrophy and Microheterotrophy in DeGray and West Point Reservoirs: A Comparative Study**. 1986.

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**, p. 133–194, 1990.

KING, M. **Fisheries biology**, assessment and management. John Wiley & Sons, 2013.

KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. B. Tests in Linear Mixed Effects Models [R package lmerTest version 2.0-30]. **cran. R-project**, 2016.

LEWIS, W. M. **A zooplankton community analysis**. Berlin: Springer-Verlag, 1979.

LIMA, A.C. *et al*. The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. **Hydrobiologia**, v. 763, p. 207–221, 2016.

MARQUES, H. *et al*. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. **Biological Conservation**, v. 224, p. 347-354, 2018.

MAZZEO, N., C. *et al.* Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: A mesocosm approach. **Hydrobiologia,** v. 644, p. 325–335, 2010.

MÉRONA, B.; VIGOUROUX, R. O papel das estratégias ecológicas no sucesso da colonização de peixes pelágicos em um grande reservatório tropical (reservatório de Petit-Saut, Guiana Francesa). **Aquatic Living Resources**, v.25, n. 1, p. 41-45, 2012.

MONAGHAN, K. A.; AGOSTINHO, C. S.; PELICICE, F. M.; SOARES, A. M. V. M. O The impact of a hydroelectric dam on Neotropical fish communities: A spatio-temporal analysis of the Trophic Upsurge Hypothesis. **Ecology of Freshwater Fish,** v. 29, p. 384 – 397, 2020.

NILSSON, C., REIDY, CA., DYNESIUS, M; REVENGA, C. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science***,* v. 308, n. 5720, p. 405-408, 2005.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, n. 3, p. 714-724, 2005.

OKSANEN, A. J. *et al*. Community Ecology Package. **CRAN,** v. 2.6-4, 2022.

OLIVEIRA, A. G.; BAUMGARTNER, M. T.; GOMES, L. C.; DIAS, R. M.; AGOSTINHO, A. A. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 3, p. 293-305, 2018.

ORLANDI NETO, A. *et al*. Structure and composition of ichthyofauna associated with cage fish farming and compared to a control area after severe drought in a Neotropical reservoir. **Neotropical Ichthyology**, v. 20, p. e210141, 2022.

ORTEGA, J. C. G; FIGUEIREDO, B. R. S; DA GRAÇA, W.; AGOSTINHO, A. A; BINI, L. M. Negative effect of turbidity on prey capture for both visual and non-visual aquatic predators. **Jornal of Animal Ecology**. v. 89, p. 2427–2439, 2020.

PACUERA, **Plano Ambiental Conservação e Uso do Entorno de Reservatórios Artificial da UHE de Batalha**, Belo Horizonte/MG, v 1, 2017.

PELICICE, F. M. *et al*. Ecosystem services generated by Neotropical freshwater fishes. **Hydrobiologia**, v. 850, p. 2903–2926, 2023.

PEREIRA, L. S., AGOSTINHO, A. A.; DELARIVA, R. L. Effects of river damming in neotropical piscivorous and omnivorous fish: Feeding, body condition and abundances. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, e150044, 2016.

PLOSKEY, G. R. Factors affecting fish production and fishing quality in new reservoirs, with guidance on timber clearing, basin preparation, and filling. Technical Report E-81-11. U.S. Fish and Wildlife Service. **Environmental and Water Quality Operational Studies.** 1981.

PROJETO BÁSICO AMBIENTAL – PBA, **Biodinâmica Rio Engenharia Consultiva Ltda**, Furnas, PCE e Agrar, novembro de 2006.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing,** Vienna, Austria, 2023.

RELATÓRIO DO PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA ICTIOFAUNA DA UHE BATALHA. **VP Ecologia Empresarial Ltda.** Novembro, 2016.

ROCHA, P. C. Indicadores de alteração hidrológica no Alto Rio Paraná: intervenções humanas e implicações na dinâmica do ambiente fluvial. **Sociedade & Natureza**, v. 22, p. 191-211, 2010.

ROSA, J *et al*. Local factors drive the richness, biomass and composition of benthic invertebrate communities in Neotropical reservoirs. **Aquatic Sciences**, v. 86, n. 2, p. 1-14, 2024.

SAZIMA, I.; MACHADO, F.A. Underwater observation of piranhas in western Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 28, n. 1-4, p. 17-31, 1990.

SAZIMA, I.; POMBAL JUNIOR, J.P. Mutilação de nadadeiras em acarás *Geophagus brasiliensis* por piranhas *Serrasalmus spilopleura*. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 48, n. 3, p. 477-483, 1988.

SCHMUTZ, S.; MOOG, O. Dams: ecological impacts and management. **Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future**, p. 111-127, 2018.

TAYLOR, B. W.; FLECKER, A. S.; HALL JR, R. O. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. **Science**, v. 313, n. 5788, p. 833-836, 2006.

TOUSSAINT, A.; CHARPIN, N.; BROSSE, S.; VILLÉGER, S. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. **Scientific Reports,** v. 6, p. 22125, 2016.

TURGEON, K.; SOLOMON, C. T.; NOZAIS, C.; GREGORY-EAVES, I. Do novel ecosystems follow predictable trajectories? Testing the trophic surge hypothesis in reservoirs using fish. **Ecosphere** v. 7, n. 12, p. e01617, 2016.

VANNI, M. J. *et al*. Stoichiometry of nutrient recycling by vertebrates in a tropical stream: linking species identity and ecosystem processes. **Ecology Letters**, v. 5, n. 2, p. 285-293, 2002.

WANG, X. *et al.* Effect of river damming on nutrient transport and transformation and its countermeasures. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 1078216, 2022.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX, I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Research and Applications**, v. 22, n. 3, p. 377–396, 2006.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. **Analysing ecological data** (Vol. 680). New York: Springer. 2007.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. Mixed effects models and extensions in ecology with R. **Statistics for Biology and Health.** New York, NY, Statistics for Biology and Health, 2009.

MATERIAIS SUPLEMENTARES (CAPÍTULO II)

Informações suplementares: Batalha: Condicionante Específica 2.1 da Licença de Operação 1109/2012 (1ª renovação), do processo de Licenciamento Ambiental junto ao IBAMA (nº 02015.000175/2016-59) e amparado pela ABIO nº 1098/2019.

Tabela S1. Modelos selecionados para calcular a GLMM para cada guilda trófica do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil.

Nome do modelo	Tipo do modelo	Efeitos randômicos	Valor de AIC	Família de distribuição	R^2 marginal	R^2 Condicional
Piscívora	Modelo sem zero inflado	ano	95,07	gaussian	0,42	-
Detritívora	Modelo sem zero inflado	ano	120,82	gaussian	0,11	0,37
Onívora	Modelo sem zero inflado	ano	100,6	gaussian	0,32	-
Herbívora	Modelo com zero inflado	ano	79,76	gaussian	0,36	0,39
Invertívora	Modelo com zero inflado	ano	76,31	gaussian	0,2	0,2

Quadro S2. Referências das guildas tróficas das espécies de peixes coletadas no Reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG.

1. OLIVEIRA, A. G.; BAUMGARTNER, M. T.; GOMES, L. C.; DIAS, R. M.; AGOSTINHO, A. A. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 63, p. 293–305, 2018.
2. CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 213–222, 2003.
3. LIMA, F.C.; ALBRECHT, M.P.; PAVANELLI, C.S.; VONO, V. Threatened fishes of the world: *Brycon nattereri* Günther, 1864 (Characidae). **Environmental Biololgy of Fish**, v. 83, p. 207–208, 2008.
4. SANTOS, J. A.; SOARES, C. M.; BIALETZKI, A. Early ontogeny of yellowtail tetra fish *Astyanax lacustris* (Characiformes: Characidae). **Aquaculture Research**, v. 51, p. 4030–4042, 2020.
5. SMITH, W. S.; HALCSIK, L.; BIAGIONI, R. C.; PINHEIRO, L. A. S.; STEFANI, M. S. An updated list of the ichthyofauna of Ipanema National Forest, São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 17, n. 3, p. 827-840, 2021.
6. GOMIERO, L.; VILLARES JUNIOR, G.; NAOUS, F. Seasonal and ontogenetic variations in the diet of Cichla kelberi Kullander and Ferreira, 2006 introduced in an artificial lake in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1033–1037, 2010.
7. FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; R. VAN DER LAAN (eds). **Eschmeyer's Catalog Of Fishes: Genera, Species, References.** Disponível em: http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp.
8. VICARI, M. R.; PAZZA, R.; ARTONI, R. F.; MARGARIDO, V. P.; BERTOLLO, L. A. C. Cytogenetics and biogeography: considerations about the natural origin of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) on the Iguaçu River. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, p. 297-303, 2006.
9. OTA, R. R.; DEPRÁ, G. C.; GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, p. e170094, 2018.
10. TOLEDO-PIZA, M. *et al*. Checklist of the species of the Order Characiformes (Teleostei: Ostariophysi). **Neotropical Ichthyology**, v. 22, n. 1, p. 1-548, 2024.

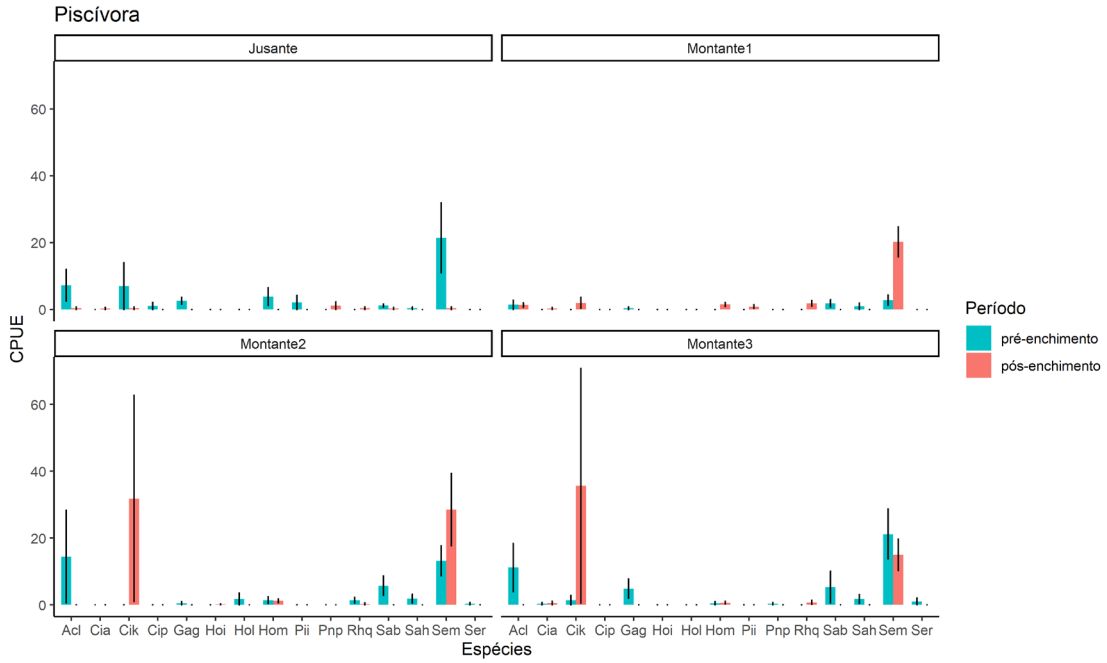


Figura S1. CPUE das espécies da guilda trófica piscívora, com erro padrão, entre os períodos e os pontos do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. Os nomes das espécies estão disponíveis na Tabela 2.

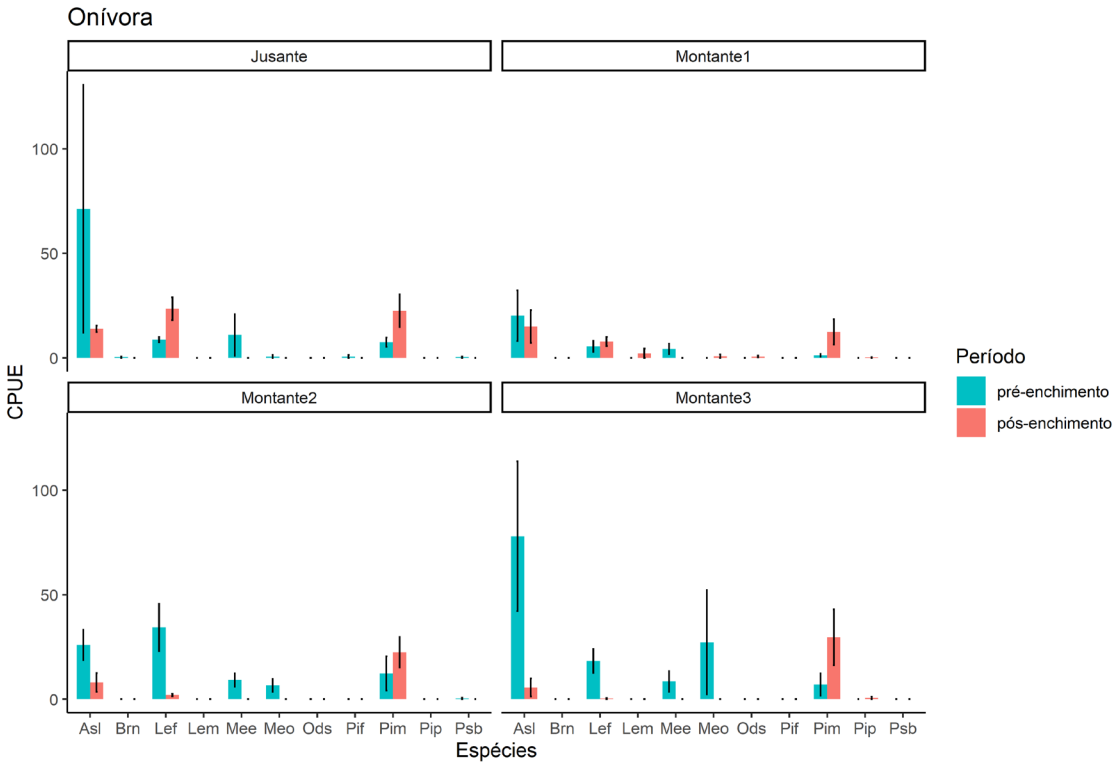


Figura S2. CPUE das espécies da guilda trófica onívora, com erro padrão, entre os períodos e os pontos do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. Os nomes das espécies estão disponíveis na Tabela 2.

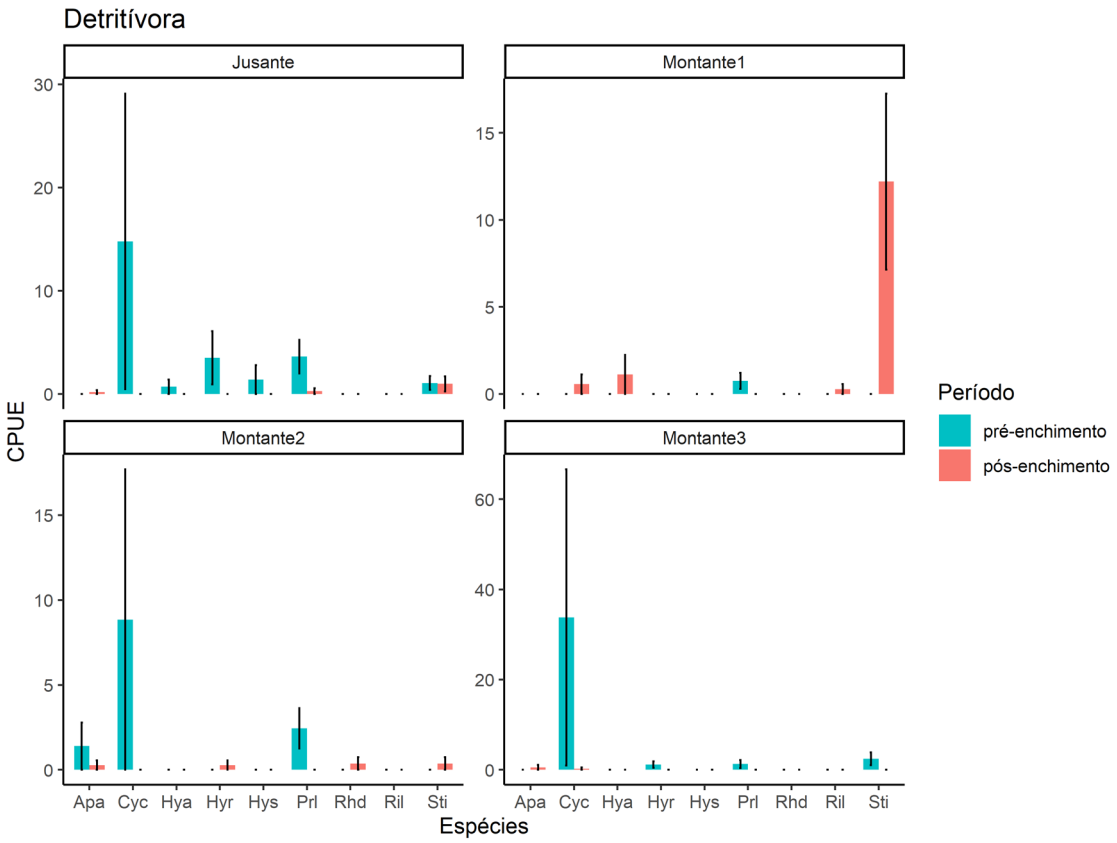


Figura S3. CPUE das espécies da guilda trófica detritívora, com erro padrão, entre os períodos e os pontos do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. Os nomes das espécies estão disponíveis na Tabela 2.

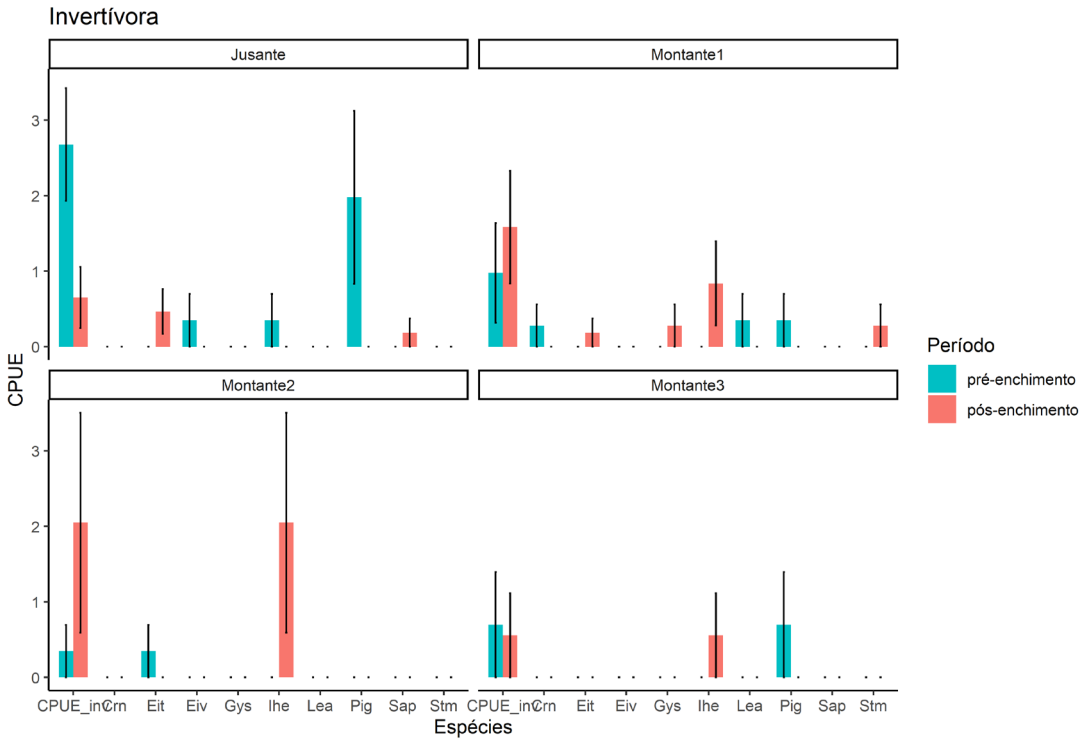


Figura S4. CPUE das espécies da guilda trófica invertívora, com erro padrão, entre os períodos e os pontos do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. Os nomes das espécies estão disponíveis na Tabela 2.

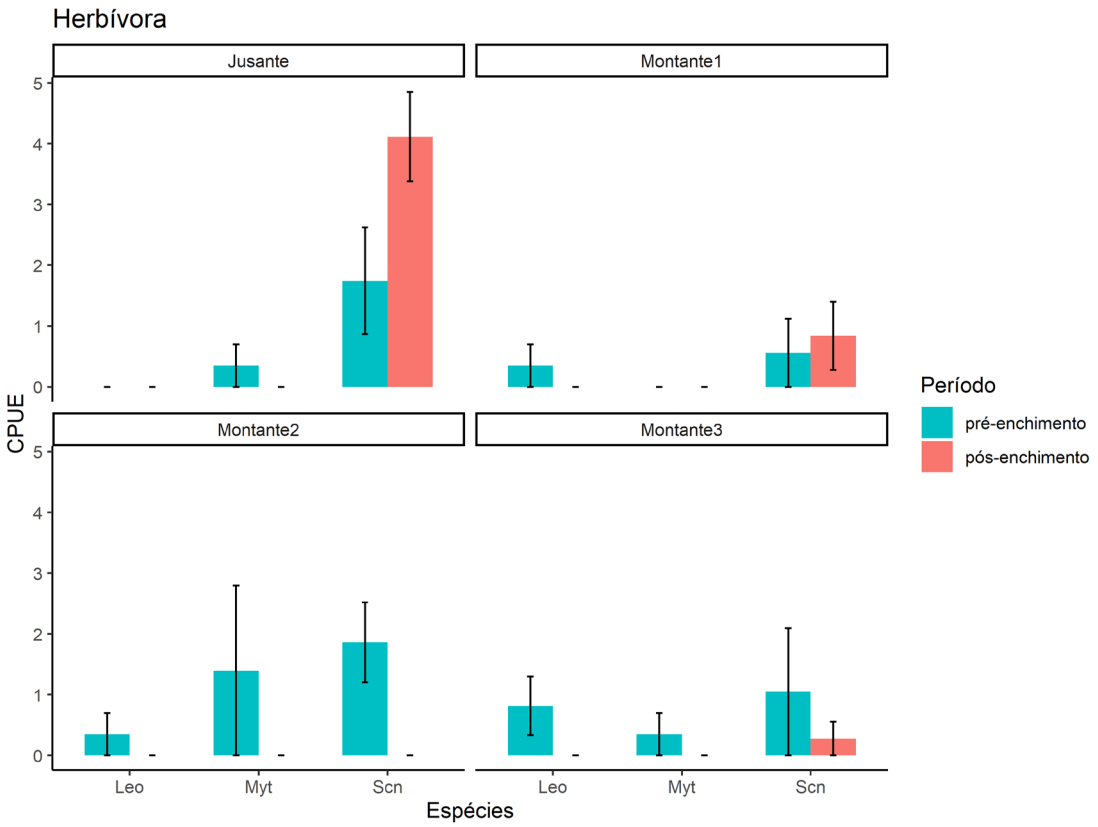


Figura S5. CPUE das espécies da guilda trófica herbívora, com erro padrão, entre os períodos e os pontos do reservatório de Batalha, bacia do Alto rio Paraná, GO/MG, Brasil. Os nomes das espécies estão disponíveis na Tabela 2.

CONCLUSÃO GERAL

O presente estudo amplia a compreensão dos impactos ambientais resultantes da formação de dois reservatórios neotropicais de sistemas distintos sobre as estruturas das guildas tróficas das respectivas assembleias de peixes. As alterações detectadas na composição das guildas tróficas foram distintas entre os dois sistemas de reservatório. Para o complexo hidrelétrico de Anta/Simplício o principal achado foi a alterações na abundância numérica da guilda trófica herbívora após o enchimento, principalmente para os pontos montante e jusante, além de alteração na abundância da guilda carnívora no ponto do trecho de vazão reduzida e no ponto montante. Já para o reservatório de Batalha, observou-se alteração na abundância numérica da guilda onívora após o enchimento, além das guildas detritívoras, piscívoras e invertívora com alteração entre os pontos. Isso reforça a importância de monitorar os impactos ambientais de tais empreendimentos, considerando, além da diversidade local, o tipo de sistema do empreendimento. Em suma, os resultados sublinham a relevância de investigações contínuas para entender os efeitos cumulativos e mitigar potenciais danos ao ecossistema. O estudo oferece informações para o planejamento sustentável de recursos hídricos e a formulação de políticas ambientais que conciliem o desenvolvimento energético com a conservação ecológica.