

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E  
CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**

**Joyce Andreia dos Santos**

**Impactos e perturbações ambientais em peixes tropicais**

Juiz de Fora

2022

**Joyce Andreia dos Santos**

**Impactos e perturbações ambientais em peixes tropicais**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutorado em Biodiversidade e Conservação da Natureza na área de Concentração: Comportamento, Ecologia e Sistemática.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Roland

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Dos Santos, Joyce Andreia .

Impactos e perturbações ambientais em peixes tropicais / Joyce Andreia Dos Santos. -- 2022.

166 f. : il.

Orientador: Fabio Roland

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2022.

1. Ambientes aquáticos. 2. Ictiofauna. 3. Fragmentação de habitat. 4. Poluentes ambientais. 5. Contaminantes emergentes. I. Roland, Fabio , orient. II. Título.

## **DEDICATÓRIA**

Dedico esta tese à minha família, em especial a minha mãe, Célia Alves de Oliveira Santos, que é minha fonte de inspiração diária, e ao meu sobrinho recém-nascido Tales Augusto Felix dos Santos. Minha tese foi finalizada justamente no dia do nascimento dele, que se tornou uma renovação na minha vida.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço em primeiro lugar a Deus, porque ele me carrega no colo em momentos em que preciso.

Agradeço a minha mãe, minha heroína, minha parceira, que me ajuda dia a dia, e que me ensinou a correr atrás dos meus objetivos, sempre estando ao meu lado e me apoiando nas minhas decisões. Também agradeço ao meu irmão, um homem de caráter e ao meu sobrinho, Tales, por trazer alegria a nossas vidas.

Agradeço a minha segunda família, Severino, Madal, tio Antonio e tia Lila, que me acolheram e torcem sempre por mim.

Agradeço ao meu orientador Dr. Fabio Roland, uma pessoa que foi muito solícita e abriu as portas do laboratório para mim, principalmente durante o doutorado. Um orientador que me incentiva em todas minhas ideias.

Ao Programa de Biodiversidade e Conservação da Natureza, e agradeço as meninas da secretária que sempre tão educadas me ajudaram bastante.

À Universidade Federal de Juiz, e a CAPES pelo fornecimento da bolsa de doutorado e da bolsa de PDSE.

Agradeço ao professor Dr Emili Garcia-Berthou, que foi meu orientador na Espanha, abriu as portas do laboratório e compartilhou seu conhecimento comigo, me incluindo nas atividades do laboratório e auxiliando em todo o processo do primeiro capítulo.

Agradeço à Companhia Energética de São Paulo (CESP) por fornecer a estrutura para a realização dos experimentos da minha tese, e ao Danilo Caneppele, gestor da Piscicultura no ano que fiz meus experimentos e que, além de um grande profissional, também se tornou um grande amigo.

Agradeço ao meu querido amigo e parceiro na ciência Diego Zacardi, que me ajuda e me incentiva nesta empreitada da vida de cientista. Aos colegas de carreira que me auxiliaram nos demais capítulos da tese, como Felipe Pacheco, e os professores Dr. Paulo Pompeu, Dr. Luiz Menini, Dr. Haroldo Lobo e Dr. Herick Santana.

À toda equipe do Laboratório de Ecologia Aquática, que foram incríveis comigo durante toda minha jornada, e principalmente aos professores responsáveis pelo laboratório, como a Dra. Simone Cardoso, Dra. Raquel Mendonça, Dr. Nathan Barros e Dr. André Megali.

Agradeço do fundo do meu coração a Gabi, Iollanda, Rafael e ao José Reinaldo pelos incentivos e ajuda nos momentos difíceis.

Aos meus amigos, Manu, Naty, Fer, Glau e Aline, pela amizade e companheirismo, por sempre estarem presentes nas diversas etapas da minha vida e acreditaram em mim.

## RESUMO

A região tropical é uma extensa área que além de possuir grandes rios, também abriga uma grande diversidade de peixes de água doce. Apesar da imprescindível importância que essa diversidade apresenta, esses organismos têm sido impactados cada vez mais à medida que entramos no Holoceno. Os grandes desafios da humanidade como a geração de energia, produção industrial, produção agrícola e de substâncias potencialmente contaminantes, afetam diretamente a ictiofauna. Portanto, o objetivo principal desta tese foi abordar alguns destes impactos e perturbações na fauna de peixes tropicais, tanto adultos quanto em suas fases iniciais de vida. Para tanto, os estudos abordados nesta tese contemplaram os efeitos da construção de barragens e formação de reservatórios na fragmentação de habitat, abundância, riqueza e estrutura da assembleia de peixes, além de avaliar de forma experimental os efeitos de contaminantes em concentrações ambientais durante as fases iniciais de desenvolvimento dos peixes. Dessa forma, nossas informações revelaram que: (1) Estudos envolvendo a construção de barragens são de suma importância, principalmente quando conseguem abranger dados de antes e depois do represamento. Assim, conseguimos avaliar os impactos ocasionados na ictiofauna, como perda de diversidade e câmbio de espécies. (2). Concomitantemente às alterações diretas na diversidade de peixes, é possível saber os impactos secundários como a fragmentação de habitat na ictiofauna de peixes migradores. Os peixes pertencentes a essa guilda reprodutiva em específico, necessitam de longos trechos livres de rio para poder desovar. No entanto, o aumento das construções de barragens altera a paisagem, gerando a falta de trechos livres de rios comprometendo a migração. Portanto, esta tese aborda como a fragmentação de habitat afeta a migração do gênero *Pseudoplatystoma* e se existe eficiência dos sistemas de transposição de peixes para este grupo específico. Desse modo, o estudo evidenciou o baixo uso dos sistemas de transposição pelo gênero *Pseudoplatystoma*, além de verificar a dificuldade de transporte descendente do ictioplâncton por esses sistemas. (3). Os impactos gerados pelo despejo de contaminantes nos corpos hídricos também é uma questão perturbadora. Para tanto, órgãos ambientais geraram valores considerados

aceitáveis para diversos compostos e dentre eles, está o nitrato. O nitrato é um composto natural e que nos últimos anos vem aumentando nos ecossistemas de água doce, ocasionado pelo despejo de esgoto ou por lixiviação de insumos agrícolas. Contudo, esta tese abordou a toxicidade do nitrato em concentrações aceitáveis pelos órgãos reguladores em larvas de três espécies de peixes, ficando evidente os efeitos deletérios durante as fases iniciais de desenvolvimento. (4). Por fim, o último capítulo avalia o efeito da cafeína, um contaminante emergente que vem aumentando sua concentração nos ambientes aquáticos, com o intuito de verificar seus efeitos nas dosagens ambientais em larvas de uma espécie de peixe endêmica da região neotropical, com ampla discussão sobre o risco ambiental desse composto em diversos países, a fim de comparar os efeitos deletérios para outras possíveis espécies de peixes. Com esses estudos, fica clara a necessidade de avaliar com maior cuidado os diversos efeitos antrópicos nos ambientes aquáticos neotropicais, auxiliando assim formas de mitigação para a redução da perda de diversidade de ictiofauna, dos serviços ecossistêmicos e questões de saúde pública.

**Palavras-chave:** Poluentes ambientais, contaminantes emergentes, região tropical, ictiofauna, avaliação de risco, ambientes aquáticos, fragmentação de habitat



## ABSTRACT

The tropical region is an extensive area that, in addition to having large rivers, is also home to a great diversity of freshwater fish. Despite the essential importance that this diversity presents, these organisms have been increasingly impacted as we enter the Holocene. Humanity's great challenges, such as energy generation, industrial production, agricultural production and potentially contaminating substances, directly affect the ichthyofauna. Therefore, the main objective of this thesis was to address some of these impacts and disturbances in the fauna of tropical fish, both adults and in their early stages of life. Therefore, the studies addressed in this thesis contemplated the effects of dam construction and reservoir formation on habitat fragmentation, abundance, richness and structure of the fish assemblage, in addition to experimentally evaluating the effects of contaminants on environmental concentrations during the phases early developmental fish. Thus, our information revealed that: (1) Studies involving the construction of dams are of paramount importance, especially when they can cover data from before and after damming. Thus, we were able to assess the impacts caused on the ichthyofauna, such as loss of diversity and species change. (two). Concomitantly with the direct changes in fish diversity, it is possible to know the secondary impacts such as habitat fragmentation on the ichthyofauna of migratory fish. Fish belonging to this specific breeding guild need long stretches of river free to spawn. However, the increase in dam construction alters the landscape, generating the lack of free stretches of rivers, compromising migration. Therefore, this thesis addresses how habitat fragmentation affects the migration of the genus *Pseudoplatystoma* and whether there is efficiency of fish transposition systems for this specific group. Thus, the study evidenced the low use of transposition systems by the genus *Pseudoplatystoma*, in addition to verifying the difficulty of descending transport of ichthyoplankton by these systems. (3). The impacts generated by dumping contaminants into water bodies is also a troubling issue. Therefore, environmental agencies generated values considered acceptable for several compounds and among them is nitrate. Nitrate is a natural compound that in recent years has been increasing in freshwater ecosystems,

caused by sewage disposal or leaching of agricultural inputs. However, this thesis addressed the toxicity of nitrate in concentrations acceptable by regulatory agencies in larvae of three species of fish, making the deleterious effects evident during the early stages of development. (4). Finally, the last chapter evaluates the effect of caffeine, an emerging contaminant that has been increasing its concentration in aquatic environments, in order to verify its effects on environmental dosages in larvae of a fish species endemic to the Neotropical region, with extensive discussion on the environmental risk of this compound in several countries, in order to compare the deleterious effects for other possible fish species. With these studies, it is clear the need to evaluate more carefully the different anthropic effects on Neotropical aquatic environments, thus helping mitigation forms to reduce the loss of ichthyofauna diversity, ecosystem services and public health issues.

**Keywords:** Environmental pollutants, emerging contaminants, tropical region, ichthyofauna, risk assessment, aquatic environments, habitat fragmentation

## SUMÁRIO

1 CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA	12
2. Objetivos	15
2.1. Objetivo Geral	15
2.2. Objetivos Específicos	15
CAPÍTULO 1	16
3. Avaliando a resposta de curto prazo das assembleias de peixes ao represamento de um rio amazônico	16
3.1. Introdução	16
3.2. Material e Métodos	19
3.2.1. Área de estudo	19
3.2.2. Amostragem de peixes	20
3.2.3. Análise de dados	21
3.3. Resultados	23
3.4. Discussão	32
3.5. Referências	37
CAPÍTULO 2	53
4. Potenciais impactos da fragmentação do rio na conservação de espécies de <i>Pseudoplatystoma</i> (Siluriformes, Pimelodidae) na América do Sul	53
4.1. Introdução	53
4.2. Material e Métodos	55
4.3. Resultados	56
4.4. Discussão	64
4.5. Referências	66
CAPÍTULO 3	76
5. Toxicidade e efeito do nitrato sobre os estágios de desenvolvimento inicial de três espécies de peixes neotropicais	76
5.1. Introdução	76
5.2. Material e Métodos	78
5.2.1. Ensaio de larvicultura	78
5.2.2. Processamento e análise histológica	80

5.2.3. Classificação funcional	80
5.2.4. Análise dos dados	80
5.3. Resultados	81
5.4. Discussão	85
5.5 Referências	89
CAPÍTULO 4	95
6. Efeitos subletais das concentrações ambientais de cafeína em um peixe de água doce neotropical	95
6.1. Introdução	95
6.2. Material e Métodos	97
6.2.1. Avaliação de risco	98
6.3. Resultados	99
6.4. Discussão	104
6.5. Referências	107
7. DISCUSSÃO	113
8. Referências	115
APÊNDICES DA TESE	120
APÊNDICE A. Artigo publicado no Journal of Environmental Management. Assessing the short-term response of fish assemblages to damming of an Amazonian River (2022).	
APÊNDICE B. Artigo publicado na Ecotoxicology. Sublethal effects of environmental concentrations of caffeine on a neotropical freshwater fish (2021).	
APÊNDICE C. Certificado de banca de coorientação de Laís Coura Soranço (2019).	
APÊNDICE D. Certificado de editora da edição especial da Revista Acta Limnologica Brasiliensia (2019).	

## 1. CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA

As modificações na estrutura, composição e função dos ecossistemas de água doce estão sendo aceleradas após a Era Industrial, sendo atualmente chamadas de Holoceno (STEFFEN; CRUTZEN; MCNEILL, 2007; STEFFEN et al., 2011). Os ambientes aquáticos preservados estão se tornando cada vez mais escassos em função, principalmente, do crescimento populacional acelerado (QUADRA et al., 2019), que com o aumento desproporcional da urbanização, resultam em eventos catastróficos para os corpos hídricos (ARANTES et al., 2019).

Entende-se por impacto segundo a resolução CONAMA 001/86 “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais”. Já perturbação ambiental pode-se entender por “qualquer substância ou composto que afeta negativamente o ecossistema, capaz de provocar alterações na estrutura e funcionamento das comunidades” (ACIESP, 1987).

Para tanto, podemos entender que a expansão populacional causa diversos impactos e perturbações nos ambientes aquáticos e, vinculados a necessidade do aumento de produção de alimento e energia, motivam o acréscimo gradativo do desmatamento, ao aumento da agropecuária e a construção de barramentos direcionados a geração de energia e abastecimento de água, acarretando na fragmentação de habitat, mudança da qualidade da água e alteração das áreas de refúgio, alimentação e produção das espécies (AGOSTINHO et al., 2016; SOUSA et al., 2021; SANTOS et al., prelo).

Além dos impactos causados pelas barragens, existem outros impactos diretos nos corpos hídricos, como o crescente despejo de contaminantes sem tratamento (QUADRA et al., 2019b). A maioria dos resíduos gerados pelas atividades humanas inevitavelmente atingem os corpos hídricos, que dependendo da sua natureza e localização, podem permitir a acumulação de diversos tipos de poluentes domésticos, agrícolas e industriais (BASHIR et al., 2020; JABŁOŃSKA-

CZAPLA et al., 2020 SANTOS et al., 2022). Esses ecossistemas possuem características particulares que podem potencializar os efeitos deletérios dos poluentes, visto que o meio aquoso acelera a taxa de transferência de nutrientes e metabólitos através das membranas celulares dos organismos aquáticos (ESTEVES et al., 2011; DOMINGO, 2014; TUOMISTO et al., 2020).

Os peixes estão entre os grupos mais abundantes entre os vertebrados, representando mais da metade da fauna registrada. No entanto, estima-se que diversas novas espécies sejam descritas nos próximos anos (LÉVÊQUE et al., 2008; NELSON et al., 2016; JÉZÉQUEL et al., 2020). Atualmente, a ictiofauna dulcícola está estimada em 13.000 espécies (LÉVÊQUE et al., 2008; SANTOS et al., 2022) e apesar da sua importância para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (HOLMLUND; HAMMER, 1999; TOUSSAINT et al., 2016; COSTANZA et al., 2017), esses organismos têm sido impactados cada vez mais com interferências antrópicas (SU et al., 2021; OLIVEIRA et al., 2022). Diante disso, é relevante entender como as ações antrópicas afetam direta e indiretamente causando na ictiofauna, considerando uma abordagem ampla destes diferentes impactos (resíduos urbanos e resíduos industrial), e perturbações (pesca predatória, barramentos) em indivíduos adultos e suas fases iniciais de desenvolvimento (Figura 1).

Nesse cenário, podemos enfatizar que uma das áreas que cresce nos últimos anos é a ecologia aquática aplicada, que envolve estudos bioecológicos integrados do ecossistema aquático e o entorno (SANTOS et al., 2017; SILVA et al., 2019; REYNALTE-TATAJE et al., 2020; ZACARDI et al., 2020; QUADRA et al., 2019; SANTOS et al., 2021). Recentemente, a expansão e aplicabilidade de estudos utilizando ovos, larvas e peixes adultos permitiram avanços nas áreas da sistemática, biologia e ecologia de cada espécie, se constituindo de ferramentas adequadas para inventários ambientais, planos de monitoramento e ações de manejo dos recursos pesqueiros, além de garantir diversas inserções em sistemas de aquicultura (SANTOS et al., 2019; REYNALTE-TATAJE et al., 2020; SANTOS et al., 2020a; b).

O aprofundamento de investigações relacionadas aos impactos e distúrbios antrópicos de barragens e poluentes em peixes têm se apresentado indispensável, tanto dos pontos de vista comercial, ambiental, ecológico e social, quanto no auxílio de tomadas de decisões e políticas públicas ambientais e socioeconômicas (NAKATANI et al., 2001; CRUZ et al., 2018; ZACARDI et al., 2020), possibilitando inúmeros avanços de cunho conservacionista. Além disso, destaca-se a necessidade de apresentar medidas adequadas de conservação dos ambientes dulcícolas, para preservação das espécies e manutenção dos recursos pesqueiros (ZACARDI et al., 2020).



**Figura 1. Desenho esquemático das alterações antrópicas nos corpos hídricos. (1)-Resíduos urbano; (2)- Resíduos industrial; (3)-Barragem; (4)- Agroindústria; (5)- Aterro sanitário; (6)- Desmatamento; (7)- Agropecuária; (8)- Pesca predatória.**

## **2. Objetivos**

### **2.1. Objetivo Geral**

O objetivo deste estudo é demonstrar as perturbações e impactos sobre a ictiofauna tropical causados por atividades antrópicas.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- (1). Avaliar os efeitos da construção de uma hidrelétrica sobre a comunidade da ictiofauna.
- (2). Investigar os efeitos da fragmentação de habitat e a eficiência dos sistemas de transposição sobre a ocorrência de um gênero migrador.
- (3). Verificar os efeitos toxicológicos na sobrevivência, morfologia e histologia de larvas de peixes acometidos a concentrações ambientais de nitrato e cafeína.
- (4). Verificar os efeitos toxicológicos na sobrevivência, morfologia e histologia de larvas de peixes acometidos a concentrações ambientais do poluente emergente cafeína.



## **CAPÍTULO 1**

### **3. Avaliando a resposta de curto prazo das assembleias de peixes ao represamento de um rio amazônico**

#### **3.1. Introdução**

Os ecossistemas de água doce cobrem apenas 0,8% da superfície da Terra, mas abrigam uma enorme biodiversidade, com cerca de 12% das espécies conhecidas e um terço de todas as espécies de vertebrados (GARCIA-MORENO et al., 2014; FLITCROFT et al., 2019). Por exemplo, existem mais de 13.000 espécies de peixes de águas continentais (REIS et al., 2003; AGOSTINHO et al., 2008; LÉVÊQUE et al., 2008), enquanto a bacia amazônica, considerada a maior bacia hidrográfica do mundo, possui a maior diversidade de peixes, compreendendo cerca de 15% da biodiversidade global de peixes de água doce (TEDESCO et al., 2017). A bacia amazônica possui cerca de 2.257 espécies de peixes, das quais aproximadamente 1.248 são endêmicas (OBERDORFF et al., 2019). No entanto, esses números estão subestimados devido ao grande número de novas espécies descritas anualmente (ANTONELLI et al., 2018; MACHADO et al., 2018; JÉZÉQUEI et al., 2020).

Apesar disso, ainda há grandes rios e de fluxo livre na bacia amazônica (GRILL et al., 2019), existindo uma tendência crescente para a construção de reservatórios, como em muitos rios tropicais menos impactados, por exemplo, Congo e Mekong (ZARFL et al., 2015; WINEMILLER et al., 2016; LATRUBESSE et al., 2017; TUNDISI, 2018). Acredita-se que os reservatórios proporcionam o desenvolvimento socioeconômico dessas regiões por meio da produção de eletricidade, abastecimento de água e controle de enchentes, embora os custos de longo prazo sejam frequentemente subestimados (STONE 2011; WINEMILLER et al., 2016; LATRUBESSE et al., 2017; TUNDISI, 2018). O aumento da demanda por eletricidade, a busca por energia renovável como alternativa ao combustível fóssil e a prevalência de trechos desregulados em grandes rios instigam a construção de reservatórios em rios tropicais (LESS et al., 2016). Atualmente, existem mais de 415

barragens em operação ou em construção na bacia amazônica e mais de 334 planejadas ou propostas (WINEMILLER et al., 2016; ANDERSON et al., 2018).

Os reservatórios levam a grandes mudanças nos habitats dos rios, transformando profundamente as comunidades de peixes (AGOSTINHO et al., 2016). Os múltiplos impactos causados por barragens incluem mudanças no regime de fluxo (ou seja, diminuição na intensidade de inundações e secas e variação de fluxo), perda de heterogeneidade e conectividade espacial e ambiental (JUNK; MELLO, 1990; WINEMILLER et al., 2016). Essas alterações provocam mudanças na composição e abundância das espécies de peixes, bem como na estrutura da comunidade, afetando tanto a manutenção das espécies nativas quanto a diversidade funcional (LIMA et al., 2018) e, conseqüentemente, os serviços ecossistêmicos, como a regulação da dinâmica da cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes e pesca, entre outros (HOLMLUND et al., 1999; HOEINGHAUS et al., 2009; WINEMILLER et al., 2016). Por exemplo, a construção de reservatórios altera a abundância de espécies dominantes, favorece a introdução e disseminação de espécies invasoras e pode provocar a extirpação local de espécies (RAHEL, 2002; AGOSTINHO et al., 2016; MUNIZ et al., 2021). Geralmente, as espécies mais afetadas por barragens são espécies grandes e migradoras, que dependem da conectividade espacial e temporal dos rios para completar seu ciclo de vida (AGOSTINHO et al., 2007a; PELICICE; AGOSTINHO, 2008; HOEINGHAUS et al., 2009; WINEMILLER et al., 2016). Em contraste, existe uma proliferação de espécies pequenas, sedentárias e altamente fecundas (ou seja, estrategistas r), com hábitos alimentares generalistas (AGOSTINHO et al., 2005; POFF et al., 2007; ARAÚJO et al., 2013; MARQUES et al., 2018; TUNDISI, 2018).

Compreender a resposta dos peixes ao represamento em rios tropicais pode fornecer informações importantes para elucidar formas de mitigar os danos ecológicos causados (AGOSTINHO et al., 2004, 2007; PETESSE et al., 2007; SUZUKI et al., 2009). Embora muitos estudos já tenham estudado os efeitos induzidos na ictiofauna após a construção dos reservatórios apontando mudanças na composição, abundância e diversidade e riqueza de espécies, a maioria deles não compara esses padrões antes e após o enchimento dos reservatórios,

principalmente devido à falta de dados e à dificuldade de obtenção de séries temporais longas (GANASSIN et al., 2021a, b). A maioria dos estudos analisa a composição de espécies e índices de diversidade, como Shannon e Pielou, mas não comparam os pontos de referência com os pontos diretamente impactados (CELLA-RIBEIRO et al., 2017; SANTOS et al., 2018), ou apenas usam substituições no espaço-tempo conhecidas por subestimar os efeitos (FRANÇA et al., 2016; NORRIS et al., 2018). Os primeiros estudos podem confundir os efeitos de represamento com a variação temporal natural, enquanto o simples uso de pontos de controle e impacto pode confundi-los com gradientes espaciais naturais (SCHWARZ, 1998; UNDERWOOD; CHAPMAN, 2003). Apesar de ser um dos melhores modelos para programas de monitoramento de efeitos ambientais (SMOKOROWSKI et al., 2017), os projetos com delineamento amostral tipo BACI (do Inglês, Before and After, Control and Impact; antes e depois, controle e impacto) não tem sido amplamente utilizado para analisar os efeitos do represamento em rios tropicais (por exemplo, DIAS et al., 2020) por razões financeiras, logísticas e políticas (NORRIS et al., 2018).

Dessa forma, nosso estudo avalia como a assembleia de peixes de um rio amazônico foi alterada após o represamento, comparando os pontos diretamente impactados e não impactados pela construção do reservatório usando um desenho BACI com cinco anos de amostragem (incluindo um ano antes) e nove pontos, sendo que cinco deles são pontos de referência a montante do reservatório. Além disso, comparamos os resultados do BACI com análises de tendências gerais para verificar se os pontos de controle presumidos também possuem impactos e avaliar se esses pontos fornecem um resultado diferente. Nossa hipótese é que a abundância, a riqueza, a uniformidade e a diversidade de espécies de peixes diminuiriam nos pontos de impacto após o enchimento do reservatório. Também esperamos mudanças na composição das espécies, principalmente diminuições de espécies com hábitos reofílicos, migradores ou bentônicos e especialistas em alimentação, já que são muitas vezes sensíveis ao represamento, além de populações mais estáveis ou aumento de espécies de pequeno porte e outras

espécies mais tolerantes (HOLČÍK, 2001; MCALLISTER et al., 2001; LIMA et al., 2016; ARANTES et al., 2019).

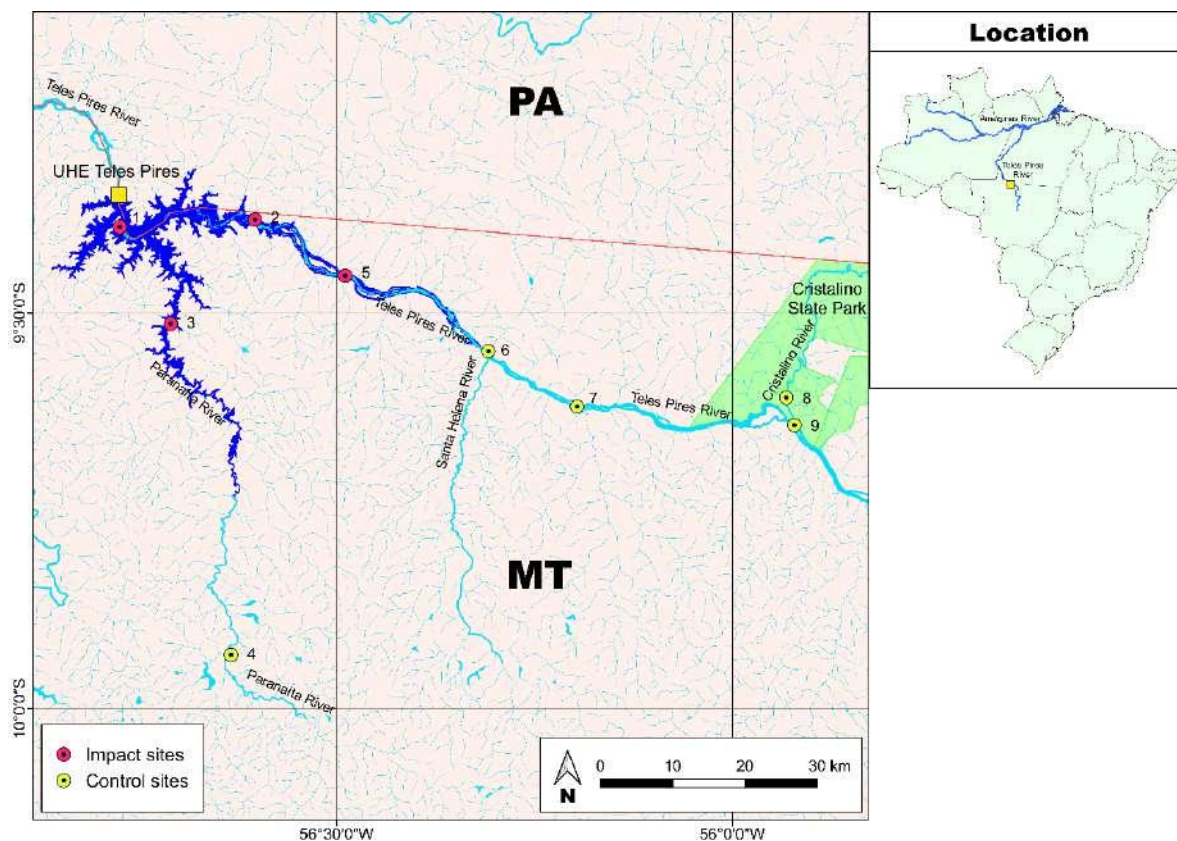
## **3.2. Material e Métodos**

### **3.2.1. Área de estudo**

O Rio Teles Pires (7–15°S, 54–58°W), também conhecido como Rio São Manoel, está localizado na região sul da bacia amazônica, nos estados brasileiros de Mato Grosso e Pará. É um rio de águas claras que ao se juntar ao rio Juruena, forma o rio Tapajós, um dos maiores afluentes do rio Amazonas. O rio Teles Pires possui uma área de drenagem com cerca de 141.483 km<sup>2</sup> (OHARA et al., 2017), um comprimento de cerca de 1.400 km, elevação de 100 – 400 m e muitas corredeiras e cachoeiras (SIOLI, 1984; GOULDING et al., 2003). A região tem principalmente um clima de monção tropical ("Am", na classificação climática de Köppen), mas também clima de savana tropical com invernos secos ("Aw") nos trechos superiores, com temperatura média anual do ar  $\geq 24$  °C, temperatura média mensal  $\geq 18$  °C e precipitação média anual geralmente  $> 2.000$  mm em toda a bacia (ALVARES et al., 2013; LOPES et al., 2020). A vegetação original reflete uma transição da floresta amazônica para o bioma "Cerrado" (savana) nos trechos superiores (LOPES et al., 2020; ZAIATZ et al., 2018).

Esse rio possui 355 espécies de peixes descritas (OHARA et al., 2017), está localizado em área prioritária para conservação dos recursos naturais e é um importante destino para a pesca esportiva, devido à grande diversidade e abundância de peixes de grande porte (AYRES et al., 2005; SILVA et al., 2005). No entanto, o rio sofre há muito tempo com os impactos humanos, principalmente voltados para a mineração, atividade altamente prejudicial à diversidade de peixes devido à exposição ao mercúrio (ZAGUI, 2004; MATOS et al., 2018;). Além da mineração, o rio Teles Pires é atormentado pela erosão causada pelo desmatamento para a agricultura e pecuária, afetando diretamente o fluxo do rio e a biota aquática (ver, por exemplo, HACON et al., 1997; FEARNSIDE, 2001; OHARA et al., 2017; ZEILHOFER et al., 2018). A hidrelétrica de Teles Pires foi

construída na divisa dos estados do Pará e Mato Grosso, nos municípios de Jacareacanga e Paranaíta, com capacidade máxima de 1.820 megawatts, preenchida até o início de 2015. Como condição para o desenvolvimento da usina, diversos projetos ambientais foram implantados para monitorar as mudanças ocorridas, as quais são analisadas neste estudo.



**Figura 1. Localização dos pontos de amostragem no Rio Teles Pires, Brasil. Quatro pontos foram colocados na área do reservatório (pontos 1, 2, 3 e 5) e cinco pontos foram a montante da área de influência do reservatório (pontos de controle 4, 6, 7, 8 e 9). A barragem é representada com um quadrado no mapa. PA: Pará; MT: Mato Grosso.**

### 3.2.2. Amostragem de peixes

Os dados foram obtidos a partir do monitoramento de peixes do Programa de Monitoramento e Estudos da Ictiofauna do Projeto Básico Ambiental da Usina Hidrelétrica de Teles Pires, que era um requisito para a operação da usina. As atividades de monitoramento foram autorizadas pelo Instituto Brasileiro do Meio

Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis — IBAMA (autorização nº 599/2015). A amostragem de peixes foi realizada trimestralmente (janeiro, abril, julho e outubro) de janeiro de 2014 a julho de 2019. Um total de nove pontos foram amostrados (Figura 1): quatro pontos na área do reservatório (pontos 1, 2, 3 e 5), e 5 pontos a montante da área de influência do reservatório (Rio Teles Pires e seus afluentes, rios Paraná e Cristalino) (pontos de controle 4, 6, 7, 8 e 9) (Figura 1). As coletas foram realizadas sempre nos mesmos pontos. Os pontos de impacto (números 1, 2, 3 e 5; Figura 1) estavam na área de influência direta do reservatório, enquanto os pontos de controle (pontos 4, 6, 7, 8 e 9) estavam localizados 10 – 40 km a montante do próprio reservatório, nos principais afluentes do rio ou nas proximidades (Figura 1).

Foram utilizadas três redes de emalhar de 10 m cada (malha 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20 e 24 cm entre nós opostos), as quais foram armadas por 24 horas e revistadas a cada 8 horas. Também foi utilizada uma rede de cerco com comprimento de 10 metros e 1 metro de altura em três coletas consecutivas em cada ponto de amostragem, totalizando uma área amostrada de 30 m<sup>2</sup>. Após o represamento, os dispositivos foram operados nas margens dos rios e em áreas abertas. Os peixes capturados foram separados por local, acondicionados em sacos plásticos e fixados com formol. Em seguida, os peixes foram identificados ao nível de espécie de acordo com Ohara et al. (2017), e alguns exemplares de cada espécie foram depositados no acervo do Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP/USP). Os indivíduos capturados foram medidos, pesados e a abundância total foi estimada como captura por unidade de esforço (CPUE), expressa como indivíduos por 100 m<sup>2</sup> de rede por 24h, e biomassa por unidade de esforço (BPUE), expressa como g de peixe por 100 m<sup>2</sup> de rede por 24h. Também estimamos a riqueza de espécies observadas, o índice de diversidade de Shannon e a uniformidade de Pielou, com base na CPUE.

### **3.2.3. Análise de dados**

Para entender as mudanças causadas pelo represamento, utilizamos um projeto BACI (antes-depois; controle-impacto) em vários pontos e coletas trimestrais durante cinco anos (SCHWARZ 1998; UNDERWOOD; CHAPMAN, 2003). O princípio dos projetos BACI é que um distúrbio antrópico no local de "impacto" causará uma variação temporal diferente quando o distúrbio começa, em comparação com a mudança natural no local de "controle". Dessa forma, o principal teste de interesse é a interação Antes-Depois (BA) × Controle-Impacto (CI). A replicação temporal e espacial nem sempre está disponível, mas ajuda a evitar confusão e aumenta o poder estatístico (SCHWARZ, 1998; UNDERWOOD; CHAPMAN, 2003). Em nosso estudo, as amostras foram categorizadas como antes (coletadas de janeiro de 2014 até janeiro de 2015) e após (abril de 2015 até julho de 2019) o enchimento do reservatório, e como controle (pontos nº 6, 7, 8, 9 e 10) e impacto (pontos nº 1, 2, 3, 5) (Figura 1). Analisamos os projetos BACI de cinco variáveis de resposta (CPUE, BPUE, riqueza de espécies, diversidade e uniformidade) utilizando modelos lineares mistos (modelos de interceptação aleatória) a partir da adaptação de scripts não publicados do software R, fornecidos por CJ SCHWARZ (ver PARDINI et al., 2018, para uma análise semelhante). Para os modelos lineares mistos, transformamos em log de CPUE e BPUE ( $\log_{10}(x + 1)$ ) e usamos BA e CI (e sua interação) como fatores de efeitos fixos e tempo (ou seja, a combinação de ano e trimestre) e pontos como efeitos aleatórios (os quatro preditores tratados como fatores categóricos). Os modelos lineares mistos foram obtidos com a função lmer do pacote lmer4 (BATES et al., 2015) no software R (R Core Team, 2019). Os valores P para os efeitos fixos e aleatórios foram obtidos usando o pacote lmerTest (KUZNETSOVA et al., 2017), e os coeficientes de determinação marginais ( $R^2_m$ ) e condicionais ( $R^2_c$ ) foram calculados com o pacote MuMIn (BARTOÓN, 2019). O  $R^2_m$  representa a variância explicada pelos efeitos fixos (BA, CI e sua interação, no nosso caso), enquanto  $R^2_c$  é interpretado como a variância explicada por todo o modelo, incluindo tanto os efeitos fixos quanto os aleatórios.

Como uma análise alternativa, para testar se os pontos de controle (e impacto) também mostraram tendências negativas nas variáveis resposta, usamos

análises de covariância (ANCOVAs), com o tempo como uma covariável (quantitativa) e o local como um fator categórico. Um projeto de ANCOVA com interação tempo × local testa a homogeneidade de inclinações da ANCOVA convencional (GARCÍA-BERTHOU; MORENO-AMICH, 1993).

Para entender os efeitos únicos e compartilhados de cada um dos preditores (BA, CI, pontos e tempo) na composição das espécies, utilizamos o particionamento de variação (BORCARD et al., 1992; LEGENDRE; LEGENDRE, 1998), com a função varpart no pacote vegan (OKSANEN et al., 2019) e a transformação Hellinger, que apresenta boas propriedades estatísticas para dados da comunidade (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). O particionamento de variação executa uma série de análises de redundância para estimar quanta variação é explicada de forma única ou conjunta por cada preditor (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Também utilizamos uma análise de componente principal (com transformação de Hellinger) para entender a variação principal na composição de espécies e uma análise de redundância parcial semelhante a um BACI ou projeto de medida repetida, usando o termo BA × CI × tempo como uma matriz de restrição e condicionamento para tempo (ou seja, a combinação de ano e trimestre) e pontos (OKSANEN et al., 2019). Todas essas ordenações foram realizadas usando a função rda no pacote vegan e a transformação Hellinger. Também utilizamos a função tabasco no pacote vegan para obter um mapa de calor que demonstre a principal diferença na composição de espécies entre os pontos de controle e de impacto. Finalmente, traçamos um diagrama de Venn usando a função drawquadvenn no pacote VennDiagram (CHEN BOUTROS, 2011) para visualizar as mudanças na comunidade de peixes após a construção da barragem. O diagrama de Venn permite, por exemplo, calcular o número de espécies que desapareceram ou surgiram nos pontos impactados após o enchimento do reservatório.

### **3.3. Resultados**

Foram capturados 36.530 indivíduos de 228 espécies e 32 famílias. A maioria das espécies pertencia às ordens Characiformes (140 espécies) e



Siluriformes (54 espécies). No geral, os modelos lineares mistos mostraram que a maioria dos termos foi significativa, exceto para o efeito do IC. Os efeitos aleatórios (tempo e pontos) aproximadamente dobraram a variação explicada pelos modelos ( $R^2c$ ), em comparação com os efeitos fixos (fontes BACI) ( $R^2m$ ) (Tabela 1).

Tabela 1. Modelos mistos (desenho BACI) da assembleia de peixes (CPUE = Captura por unidade de esforço, BPUE = Biomassa por unidade de esforço, H = Índice de Shannon, S = Riqueza de espécies, J = equabilidade de Pielou) e variáveis de resposta ambiental. CPUE e BPUE foram log-transformados. Os coeficientes de determinação R marginal (R<sup>2m</sup>) e condicional (R<sup>2c</sup>) correspondem à proporção de variação explicada pelos efeitos fixos (BA, CI, BA × CI) e todo o modelo (ou seja, incluindo tempo e ponto, os efeitos aleatórios), respectivamente. O resto das colunas corresponde aos valores P dos diferentes termos. BA = antes-depois, CI = controle-impacto. \*\*\* indica P < 0,001.

Variável resposta	R <sup>2m</sup>	R <sup>2c</sup>	BA	CI	BA x CI	Tempo	Pontos
CPUE	0,279	0,456	<b>0,002</b>	0,259	***	<b>0,011</b>	***
BPUE	0,029	0,246	0,674	0,308	<b>0,010</b>	<b>0,017</b>	<b>0,001</b>
H	0,160	0,304	***	0,199	0,196	0,081	<b>0,006</b>
S	0,153	0,498	<b>0,009</b>	0,738	<b>0,002</b>	***	***
J	0,100	0,302	<b>0,006</b>	0,231	0,534	0,293	***
Fluxo do rio	0,040	0,750	0,620	<b>0,018</b>	0,988	***	***
Temperatura da água	0,077	0,422	0,067	0,386	<b>0,002</b>	0,999	***
Conductividade	0,016	0,661	0,979	0,662	0,958	0,841	***
Concentração de oxigênio	0,006	0,426	0,471	0,783	0,330	0,054	***
pH	0,104	0,208	0,203	0,094	0,632	1,000	<b>0,034</b>

Os testes de razão de verossimilhança (pacote lmerTest) mostraram que os modelos com efeitos de local e tempo foram melhores que os modelos sem efeitos aleatórios ( $P < 0,05$ ), e que a variância foi devida aos pontos mais importantes do que a variação temporal. Embora os gráficos detalhados mostrassem uma variação temporal considerável (ver Figuras S1 e S5 em apêndice A), as diferenças entre os pontos foram geralmente mais importantes. A interação BA  $\times$  CI, o principal teste de interesse em um projeto BACI, foi significativa apenas para CPUE, BPUE e riqueza observada, indicando que as diferenças entre os pontos de controle e impacto mudaram após o enchimento do reservatório (Tabela 1). A CPUE foi semelhante nos pontos de controle e impacto antes, mas diminuiu nos pontos de impacto após o enchimento do reservatório (ver Figura S6 em apêndice A). Em contraste, o BPUE aumentou nos pontos de impacto após o enchimento do reservatório (ver Figura S6 em apêndice A). A riqueza de espécies foi maior no impacto do que nos pontos de controle antes, mas diminuiu após o enchimento do reservatório (ver Figura S7 em apêndice A). Embora o índice de Shannon e a uniformidade também tenham diminuído nos pontos de impacto (ver Figura S7 em apêndice A), a interação BA  $\times$  CI não foi significativa para essas duas variáveis (Tabela 1), devido à maior variabilidade entre os pontos e com o tempo (ver Figuras S3 e S5 em apêndice A).

Por outro lado, as ANCOVAs também mostraram muita variação entre os pontos (12 – 25%), mas deixaram claro que tendências gerais para todas as variáveis que dependiam apenas do local (tempo  $\times$  interação do local) no caso da CPUE (Tabela 2).

**Tabela 2. Análises de covariância (ANCOVA) das cinco variáveis de resposta (CPUE = Captura por unidade de esforço, BPUE = Biomassa por unidade de esforço, H = índice de Shannon, S = Riqueza de espécies observada, J = uniformidade de Pielou) com o tempo (covariável) e ponto (fator). CPUE e BPUE foram log-transformados. O eta ao quadrado ( $\eta^2$ , ou seja, a proporção da variação explicada) e o significado dos três termos são mostrados (\*,  $P < 0,05$ ; \*\*,  $P < 0,01$ ; \*\*\*,  $P < 0,001$ ). O  $R^2$  ajustado ( $R^2$  adj) do modelo completo também é mostrado.**

Variável resposta	Tempo	Ponto	Tempo x Ponto	$R^2$ adj
CPUE	<b>0,046***</b>	<b>0,253***</b>	<b>0,107***</b>	0,332
BPUE	<b>0,019</b>	<b>0,128**</b>	0,060	0,128
H	<b>0,148***</b>	<b>0,156***</b>	0,057	0,289
S	<b>0,198***</b>	<b>0,122***</b>	0,048	0,304
J	<b>0,059***</b>	<b>0,229***</b>	0,052	0,267
Fluxo do rio	0,000	<b>0,733***</b>	0,000	<b>0,733</b>
Temperatura da água	0,008	<b>0,330****</b>	0,065	0,339
Conductividade	0,000	<b>0,633***</b>	<b>0,128***</b>	0,735
Concentração de oxigênio	0,006	<b>0,365***</b>		0,405
pH	0,002	<b>0,187***</b>	<b>0,098*</b>	0,206

A CPUE diminuiu com o tempo nos pontos de impacto, ao passo que foi estável (ou aumentou no local 7) nos pontos de controle (Figura 2). No geral, a BPUE mostrou a variação menos explicada, significativa para o tempo (Tabela 2) e permanecendo bastante estável ou reduzindo em alguns pontos (Figura 2).

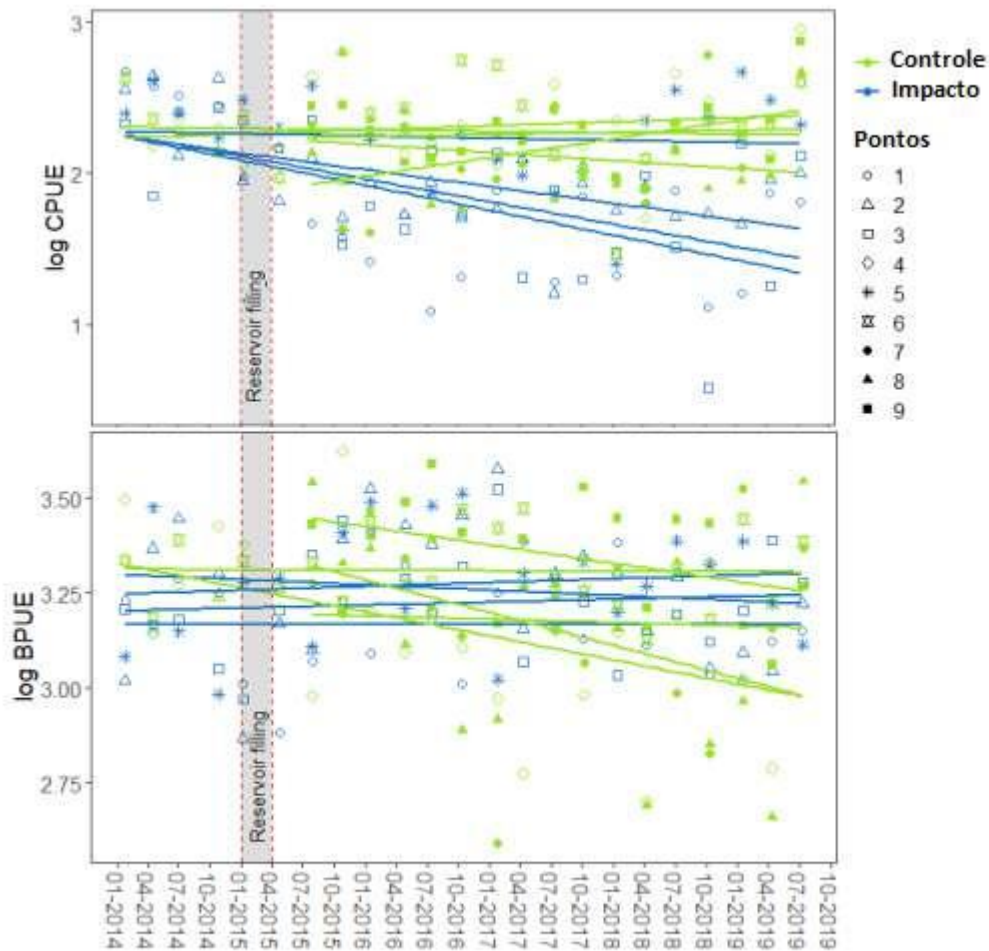


Figura 2. Variação temporal da captura por unidade de esforço (CPUE, em cima) e biomassa por unidade de esforço (BPUE) por ponto. Os pontos de controle estão representados pela cor verde e os de impacto estão em azul. As linhas de regressão por ponto também são mostradas. O enchimento do reservatório ocorreu entre janeiro e abril de 2015.

A variável tempo explicou variações das três métricas de diversidade (Tabela 2), que mostraram tendências negativas marcantes (Figura 3).

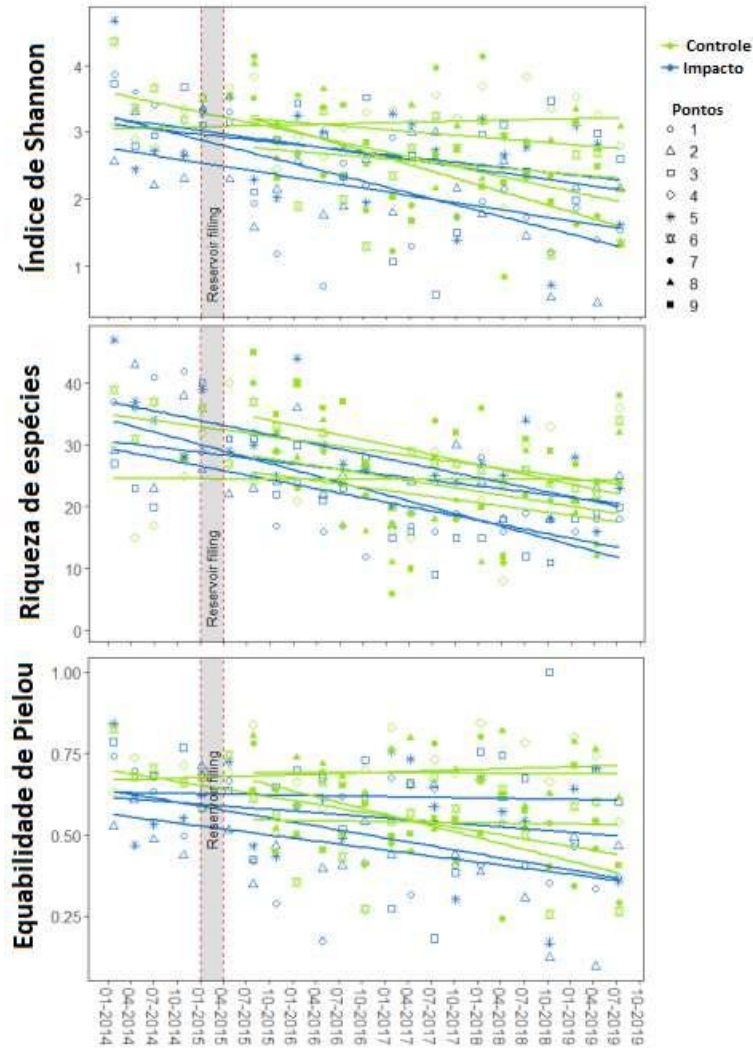


Figura 3. Variação temporal das métricas de diversidade (índice de diversidade de Shannon, riqueza de espécies e equabilidade de Pielou) por ponto. Os pontos de controle estão representados pela cor verde e os de impacto estão em azul. As linhas de regressão por ponto também são mostradas. O enchimento do reservatório ocorreu entre janeiro e abril de 2015

O particionamento da variância mostrou que a maior parte da variância na composição das espécies foi explicada pelo tempo (17%) e local (13%), com efeitos únicos significativos ( $P < 0,01$ ) desses dois componentes (explicando 7% e 8% da variação total, respectivamente) (Figura 4).

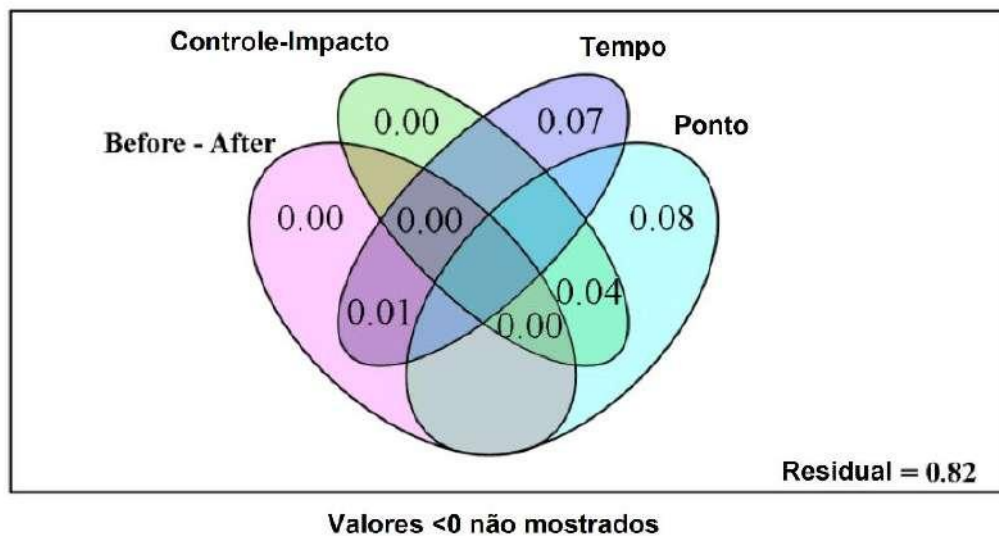


Figura 4. Partição da variância da composição de espécies usando antes-depois, impacto-controle, tempo e ponto como preditores. A proporção de variação explicada é mostrada; valores  $\leq 0$  não são mostrados.

Por outro lado, a variação explicada de forma única ou conjunta pelas diferenças de controle-impacto ou antes-depois foi menor, em geral, 3% e 1% respectivamente. Da mesma forma, a análise de redundância (RDA) usando o design BACI (Figura S6, ver em apêndices) indicou 14% de variação explicada por pontos e tempo (termos de condicionamento) e 14% pelo BA  $\times$  IC  $\times$  termo de tempo (restrição). Os eixos da RDA foram significativos para CI ( $P = 0,001$ ) e BA ( $P = 0,013$ ), mas não para a interação BA  $\times$  CI ( $P = 0,77$ ). O diagrama de Venn (Figura 5) mostrou que 39 espécies não foram observadas nos pontos impactados após a construção da barragem, das quais 13 estavam exclusivamente presentes nesses pontos impactados. No entanto, 53 novas espécies apareceram nesses pontos após a construção, das quais 19 estavam apenas nesses pontos impactados. Um total de 149 espécies permaneceu nos pontos impactados após o enchimento do reservatório.

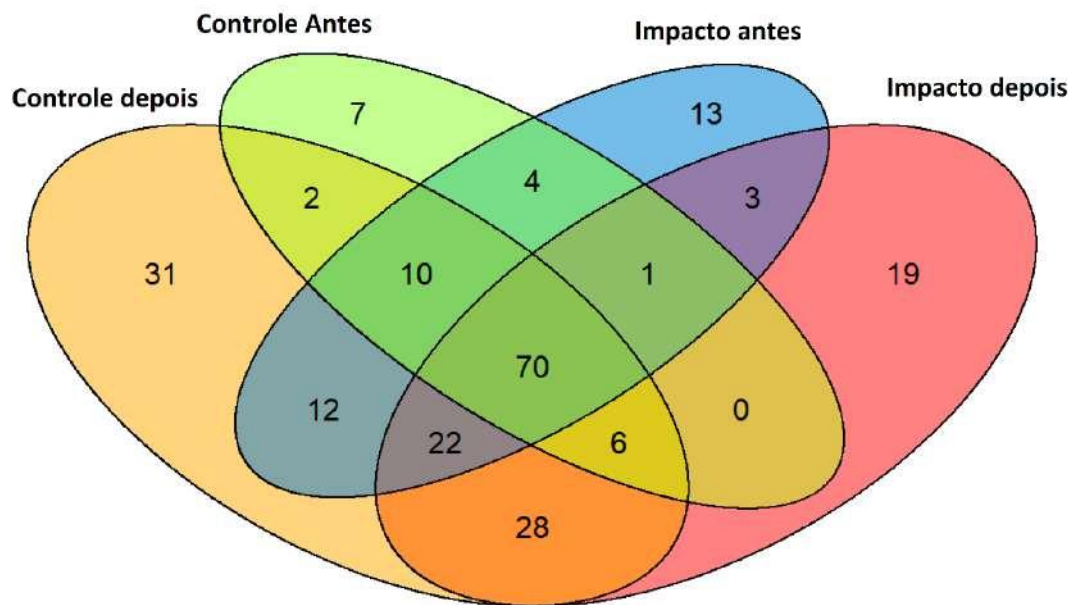
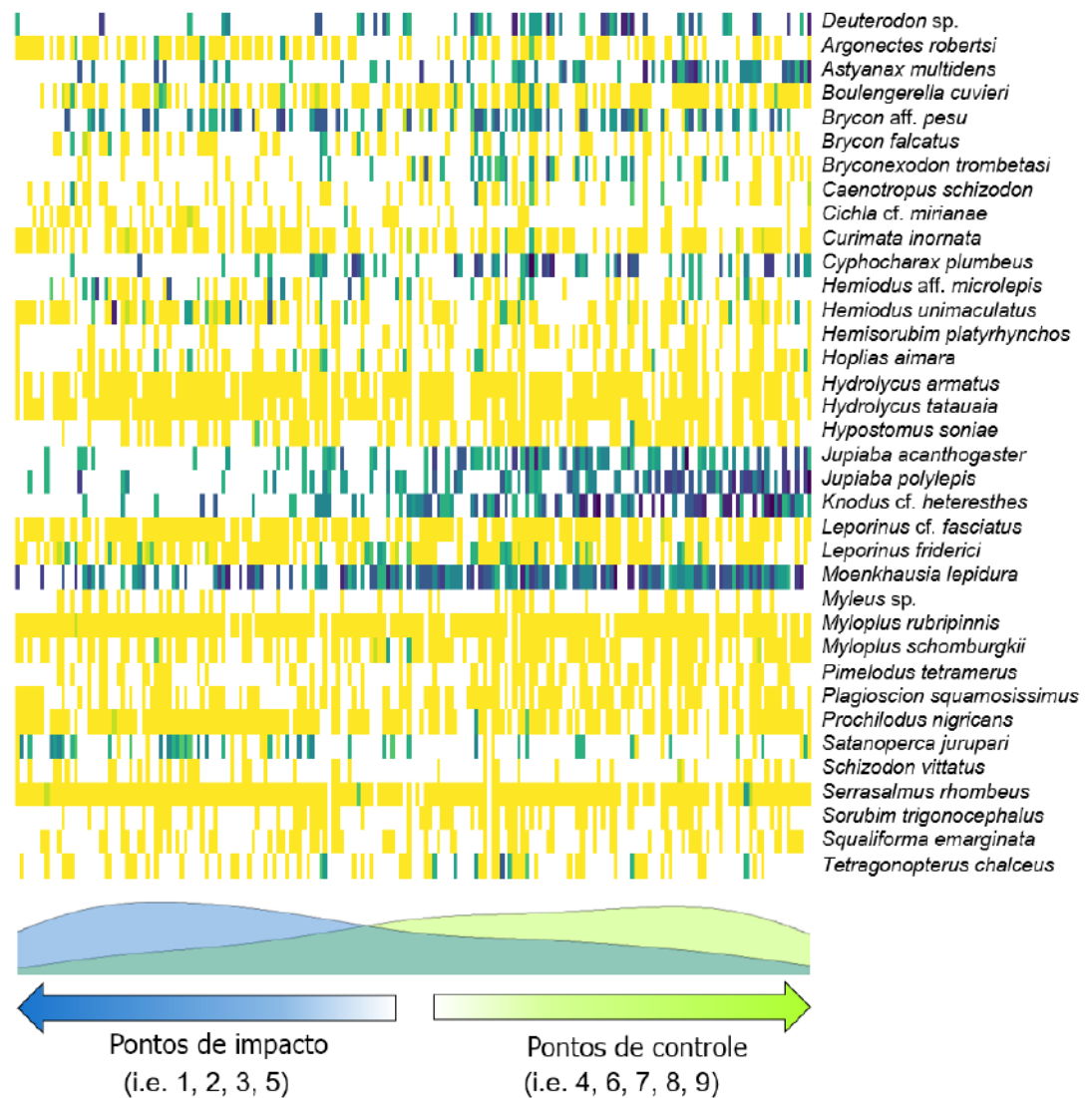


Figura 5. Diagrama de Venn mostrando o número de espécies compartilhadas ou exclusivas nos pontos de controle e impacto, antes e depois da construção da barragem.

O mapa de calor (Figura 6) mostrou que algumas espécies abundantes como *Deuterodon* sp., *Jupiaba polylepis* (GUNTHER, 1864), *Jupiaba acanthogaster* (EIGENMANN, 1911), *Knodus* cf. *heteresthes* (EIGENMANN, 1908), *Moenkhausia lepidura* (KNER, 1858), *Astyanax multidentis* EIGENMANN, 1908, *Serrapinnus notomelas* (EIGENMANN 1915) e *Steindachnerina fasciata* (VARI; GÉRY 1985) tornaram-se menos abundantes ou não foram mais observadas em pontos impactados após o enchimento do reservatório.





**Figura 6. Mapa de calor da composição de espécies (abundância relativa) em função das diferenças de controle-impacto (o modelo na Fig. S11). Cores mais escuras indicam maior abundância relativa (CPUE); quadrados brancos indicam as espécies que não foram registradas nessa amostra. Apenas espécies que aparecem em mais de 40 amostras são mostradas**

Uma análise de componentes principais com transformação de Hellinger, mas sem termos de restrição ou condicionamento (ver Figura S7 em apêndice A) explicou mais variação na composição de espécies (34% com os dois eixos) do que a ordenação anterior, e mostrou que parte da variação não estava relacionada aos nossos fatores de estudo (ou seja, pontos, tempo e diferenças de controle-impacto).

Além disso, outras espécies foram mais abundantes em algumas amostras, como *Hemigrammus cf. geisleri* ou *S. fasciata*.

### 3.4. Discussão

Nossos resultados demonstram a aplicabilidade de um desenho BACI na comparação das assembleias de peixes antes e depois da construção de uma barragem, bem como a utilização de técnicas estatísticas complementares e de avaliação de diferentes fontes de variação usando medidas de tamanho do efeito (variação explicada). Embora o desenho do BACI com modelos mistos e as ANCOVAs correspondam a diferentes desenhos experimentais e técnicas estatísticas, eles sugerem conclusões semelhantes, como: i) a variação entre pontos foi mais importante do que a variação temporal; a maioria dos termos foi significativa (por exemplo, tempo ou sua interação foi significativa para todas as variáveis); ii) a variação explicada foi maior para captura por unidade de esforço (CPUE), riqueza e menor para biomassa por unidade de esforço (BPUE); e a CPUE diminuiu nos pontos de impacto, enquanto a trajetória temporal foi semelhante nos pontos de controle e impacto para a diversidade de Shannon e uniformidade de Pielou. No entanto, as duas abordagens também diferiram em alguns resultados, dado que o projeto BACI sugeriu interação BA × CI para BPUE e riqueza (ou seja, impacto do reservatório), enquanto a interação tempo × CI semelhante de ANCOVA não foi significativa.

As duas abordagens diferem particularmente na ausência de distinção entre pontos de controle e impacto e na consideração do tempo como uma covariável quantitativa (ou seja, linearidade se uma tendência estiver presente) para a ANCOVA.

O projeto BACI possui diferentes suposições estatísticas (por exemplo, em relação aos efeitos aleatórios ou a variação temporal semelhante dos pontos antes do impacto) e presume que os pontos de controle (e os pontos de impacto antes do enchimento) não foram afetados pela construção do reservatório, o que é duvidoso, dado que as espécies migradoras foram bloqueadas pela barragem e algumas

espécies podem ser deslocadas do impacto para os pontos de controle devido ao barramento. Em suma, o projeto BACI apresenta muitas suposições, mas é feito especificamente para testar o impacto, enquanto a ANCOVA é uma abordagem estatística mais simples com suas próprias fraquezas, mas que permite comparar a variação temporal dos pontos sem assumir que os pontos de controle não são afetados pelo represamento ou que o impacto começou com o enchimento do reservatório e não muito antes.

Geralmente, ambas as técnicas sugeriram diminuições temporais de CPUE mais fortes em pontos de impacto e diminuições temporais na diversidade de Shannon e na diversidade de Pielou, independentemente do represamento. Elas também mostram diminuições temporais na riqueza de espécies com o desenho do BACI, mostrando que elas foram mais fortes nos pontos de impacto. A BPUE teve menor variação explicada, mas diminuiu particularmente nos pontos de controle. Mudanças na CPUE e BPUE nos pontos impactados são excelentes indicadores das alterações causadas pela construção do reservatório na comunidade de peixes (AGOSTINHO et al., 2016; MARQUES et al., 2018). As diminuições na CPUE e na riqueza de espécies podem estar relacionadas à perda da heterogeneidade do habitat, mostrando uma reorganização da assembleia de peixes como resultado da construção da barragem (AGOSTINHO et al., 2007; POFF et al., 2007; LIMA et al., 2016). Esse esgotamento da riqueza de espécies é uma consequência comum e deve acontecer após alguns anos de enchimento do reservatório (AGOSTINHO et al., 2016). Essa diminuição ocorre principalmente porque o ambiente foi fortemente alterado e a maioria da ictiofauna nativa não possui os atributos ideais (por exemplo, locomoção, comportamento e características alimentares) para sobreviver no novo ambiente lântico criado (AGOSTINHO et al., 1999; GOMES; MIRANDA, 2001). O represamento de rios geralmente resulta em mudanças bastante previsíveis na diversidade funcional dos peixes, incluindo diminuições de espécies com hábitos reofílicos, migradores ou bentônicos e especialistas em alimentação (ARANTES et al., 2019). Em peixes migradores, essa diminuição da CPUE e da riqueza de espécies é exacerbada pela falta de condições ambientais e pontos favoráveis para a reprodução dessas espécies, e pela fragmentação das vias de migração (GOMES;

MIRANDA, 2001). Embora nossa amostragem tenha sido realizada por cinco anos, é provável que seja muito curta para capturar todos os impactos do represamento em espécies de vida longa, como peixes migradores. Na verdade, as comunidades biológicas podem levar anos para se restabelecer ou atingir um novo estado estável e isso dificulta avaliações precisas (AGOSTINHO et al., 2005). O tempo decorrido desde o represamento não foi suficiente para afetar as abundâncias ao nível regional. Também é possível que o número de espécies a montante (controle) tenha aumentado parcialmente devido ao deslocamento de espécies mais sensíveis para fora do reservatório, visto que os impactos do represamento são conhecidos por serem mais marcados nas áreas lacustres dos reservatórios e menos nas zonas ribeirinhas (AGOSTINHO et al., 2016).

Em contraste com a CPUE de peixes, a BPUE foi mais estável nos pontos impactados após o enchimento do reservatório. Embora a tendência de longo prazo de ambas as variáveis de abundância em reservatórios tropicais seja negativa, nos primeiros anos elas tendem a aumentar devido à grande liberação de nutrientes resultantes da decomposição de matéria orgânica na área inundada durante uma fase denominada “período de ascensão trófica” (AGOSTINHO et al., 2016; ARANTES et al., 2019; MONAGHAN et al., 2020). A diferença observada (diminuição acentuada de CPUE nos pontos de impacto com BPUE estável) implica aumento do tamanho médio do peixe e é, provavelmente, devido às mudanças na composição de espécies (ou seja, mais espécies de grande porte K-estrategistas). No entanto, observamos que a composição de espécies variou acentuadamente entre os pontos de amostragem e ocasiões (tempo), mas menos fortemente com o represamento. O mapa de calor mostrou que espécies abundantes de pequeno tamanho, como *A. multidentis*, *Deuterodon* sp., *J. polylepis*, *J. acanthogaster*, *K. cf. heteresthesia*, *M. lepidura*, *S. notomelas* e *S. fasciata*, diminuíram em abundância ou não foram mais observados nos pontos impactados após o enchimento do reservatório. A entrada de matéria orgânica no sistema aquático durante a fase de enchimento e por alguns anos, aumenta a disponibilidade de alimento para peixes pequenos, conforme observado pelo aumento da abundância de espécies de *Hemiodus*, peixes herbívoros sedentários. Esse aumento também pode levar à

proliferação de peixes piscívoros de médio porte, que podem até controlar a abundância de outros peixes pequenos (AGOSTINHO et al., 2005; LIMA et al., 2018). Também observamos efeitos marcantes de represamento sobre a riqueza de peixes, mas não no índice de Shannon ou uniformidade, que mostrou maior variabilidade entre os pontos de amostragem e ocasiões, independentemente do impacto do reservatório. Dado que o índice de Shannon depende fortemente da riqueza de espécies e espera-se que esteja correlacionado com ela (DEBENEDICTIS, 1976), os padrões contrastantes podem ser causados pela maior variabilidade na uniformidade e abundância relativa de espécies.

Os resultados também mostraram grande variação temporal e espacial na maioria das variáveis respostas, independentemente do represamento. Descobrimos que, embora tenha diferenças entre os pontos de controle e impacto e efeitos específicos do represamento (interação BA × CI), as fontes de efeito aleatório (ou seja, variação entre pontos e ocasiões de amostragem) foram mais significativas e explicaram mais a variação. A grande variação temporal (independente do represamento) é provavelmente devido, em parte, à sazonalidade, em particular à flutuação na precipitação e nível de água que aumentam a conectividade entre os habitats (AGOSTINHO et al., 2004b; THOMAZ et al., 2007) e favorece o troca de nutrientes e organismos (JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; BAYLEY, 1995), principalmente onde o pulso de inundação é menos afetado pela barragem (PERONICO et al., 2018; PEREIRA et al., 2021). As tendências temporais gerais também independem do represamento e podem estar relacionadas a outros impactos humanos na bacia do rio, principalmente a mineração (MATOS et al., 2018; ZAGUI, 2004) e o desmatamento (OHARA et al., 2017; ZEILHOFER et al., 2018). A variação espacial adicional pode ser devida às diferenças entre os pontos, visto que alguns pontos de controle se localizavam no curso principal de Teles Pires, enquanto outros estavam em afluentes menores em tamanho e com diferentes características de habitat. Por exemplo, o local 8 está localizado em um afluente que é uma unidade de conservação (Parque Estadual do Cristalino) importante para a preservação da biodiversidade, como também é o caso em pontos a montante de barragens em outros lugares (AGOSTINHO et al., 2007;

ARAÚJO et al., 2013; FERRAREZE et al., 2014). A manutenção de afluentes e rios mais preservados garante que os peixes tenham refúgios, rotas alternativas de migração, criadouros e pontos de crescimento (MARQUES et al., 2018; NUNES et al., 2015; SILVA et al., 2015), garantindo condições adequadas para completar o ciclo de vida de muitas espécies.

Finalmente, nossos resultados podem ser limitados por diferentes questões. Em primeiro lugar, como mencionado acima, séries temporais mais longas, com dados de antes e depois do represamento, seriam preferíveis para entender como as comunidades de peixes variam e quais são os impactos finais do represamento (AGOSTINHO et al., 2008; LIMA et al., 2018). Em segundo lugar, o reservatório não é a única perturbação antropogênica observada no rio Teles Pires, visto que é impactado em múltiplas escalas pela agricultura, pecuária e mineração de ouro (OHARA et al., 2017), que causam muitas mudanças no habitat e na qualidade da água (DARY et al., 2017; ZAIATZ et al., 2018; ZEILHOFER et al., 2018). Essas outras atividades sugerem que os nossos pontos de “controle” não estavam livres de impactos e podemos ter subestimado os efeitos do represamento. No entanto, no Brasil existem poucos estudos de caso com dados anteriores à construção do reservatório, e nossos resultados são essenciais para o entendimento dos impactos ecológicos de barragens existentes e planejadas. Portanto, o monitoramento adicional desse e de outros rios e reservatórios é necessário para melhor compreender os impactos ecológicos do represamento (AGOSTINHO et al., 2007; MOL et al., 2007; RADINGER et al., 2019). Outra questão importante é que aqui foi analisado o impacto de um único reservatório. Sabe-se que a construção de várias usinas hidrelétricas na mesma bacia hidrográfica pode ter um efeito sinérgico nas comunidades biológicas, pois cada barreira atua como um filtro de nutriente, alterando as características físico-químicas e bloqueando o acesso a espécies migradoras (BARBOSA et al., 1999; MIRANDA et al., 2008; KAUFMANN et al., 2014; PELICICE et al., 2015; SANTOS et al., 2017; GANASSIN et al., 2021b;). Além disso, é possível observar que um dos métodos de amostragem utilizados teve pouca eficiência na coleta dos peixes após o enchimento da barragem, o que também aconteceu com alguns trabalhos relatados por Agostinho et al. (2007b).

Em suma, este estudo fornece *insights* sobre os efeitos na diversidade de peixes em um rio amazônico após a construção de uma barragem, usando dados raramente disponíveis obtidos antes (um ano) e após (quatro anos) o enchimento do reservatório. Nossos resultados mostraram que nossa hipótese foi parcialmente corroborada, onde observamos que existem diferenças significativas na abundância, biomassa, riqueza e composição de espécies em pontos que são diretamente influenciados pelo enchimento do reservatório. No entanto, notamos grande variação temporal e espacial na maioria das variáveis de resposta, independentemente do represamento. Além disso, nosso estudo aponta a importância fundamental do monitoramento contínuo das assembleias de peixes para entender a variação de longo prazo das comunidades ecológicas e a importância da presença de trechos livres de reservatórios para a manutenção da ictiofauna.

### 3.5. Referências

AGOSTINHO, A., THOMAZ, S., GOMES, L., 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conserv. Biol.* 19, 646–652. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00701.x>

AGOSTINHO, A.A., OKADA, E.K., GREGORIS, J., 1999. A pesca no reservatório de Itaipu: aspectos socioeconômicos e impactos do represamento. In: *Ecologia de Reservatório: Estrutura, Funções Aspectos Sociais*, Henry R. (ed.). Instituto de Biociências, UNESP: Botucatu, Brazil; 281–319.

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., SANTOS, N.C.L., ORTEGA, J.C.G., PELICICE, F.M., 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fish. Res.* 173, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>

AGOSTINHO, A.A., PELICICE, F.M., GOMES, L.C., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.* 68, 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>

AGOSTINHO, C.S., PEREIRA, C.R., OLIVEIRA, R.J. DE, FREITAS, I.S., MARQUES, E.E., 2007a. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotrop. Ichthyol.* 5, 161–167. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000200010>

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., PELICICE, F.M., 2007b. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. EDUEM: Maringá, Brazil, 501.

AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M., GOMES, L.C., 2004. Threats for biodiversity in the flood plain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 4, 255–268.



ANTONELLI, A., ARIZA, M., ALBERT, J., ANDERMANN, T., AZEVEDO, J., BACON, C., FAURBY, S., GUEDES, T., HOORN, C., LOHMANN, L.G., MATOS-MARAVÍ, P., RITTER, C.D., SANMARTÍN, I., SILVESTRO, D., TEJEDOR, M., TERSTEEGE, H., TUOMISTO, H., WERNECK, F.P., ZIZKA, A., EDWARDS, S.V., 2018. Conceptual and empirical advances in Neotropical biodiversity research. *PeerJ* 6, 56–44. <https://doi.org/10.7717/peerj.5644>

ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., DE MORAES GONÇALVES, J.L., SPAROVEK, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift*. 22, 711 - 728.

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

ARAÚJO, E.S., MARQUES, E.E., FREITAS, I.S., NEUBERGER, A.L., FERNANDES, R., PELICICE, F.M., 2013. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecol. Freshw. Fish*. 22, 543–552. <https://doi.org/10.1111/eff.12054>

AYRES, J.M., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., MARIGO, L.C. (Eds.), 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Sociedade Civil Mamiarauá, Belém.

BARBOSA F.A.R., PADISÁK J., ESPINDOLA E.L.G., BORICS G., ROCHA O., 1999. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: Presented at the Workshop on Theoretical Reservoir Ecology, Sao Pedro, Brazil, pp. 425–439.

BARTOŃ K., 2019. MuMIn: Multi-Model Inference. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>

BATES, D., MÄCHLER, M., BOLKER, B., WALKER, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.

BAYLEY, P.B., 1995. Understanding large river-flood plain ecosystems. *BioScience* 45, 153–158.

BONNER, T.H., WILDE, G.R., 2000. Changes in the Canadian River Fish Assemblage Associated with Reservoir Construction. *J. Freshw. Ecol.* 15, 189–198. <https://doi.org/10.1080/02705060.2000.9663736>

BORCARD, D., LEGENDRE, P., DRAPEAU, P., 1992. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology* 73, 1045–1055. <https://doi.org/10.2307/1940179>

CELLA RIBEIRO, A., DA COSTA DORIA, C.R., DUTKA-GIANELLI, J., ALVES, H., TORRENTE. VILARA, G. 2017. Temporal fish community responses to two cascade run-of-river dams in the Madeira River, Amazon basin. *Ecohydrology*, 10(8), e1889.

CHEN, H., BOUTROS, P.C., 2011. VennDiagram: a package for the generation of highly-customizable Venn and Euler diagrams in R. *BMC Bioinformatics* 12, 35. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-12-35>

DARY, E.P., FERREIRA, E., ZUANON, J., RÖPKE, C.P., 2017. Diet and trophic structure of the fish assemblage in the mid-course of the Teles Pires River, Tapajós River basin, Brazil. *Neotrop. ichthyol.* 15, e160173. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160173>

DEBENEDICTIS, P.A. 1973. On the correlations between certain diversity indices. *The American Naturalist*, 107(954), 295-302. <https://doi.org/10.1086/282831>

DIAS, R.M., ORTEGA, J.C.G., STRICTAR, L., DOS SANTOS, N.C.L., GOMES, L.C., DA LUZ-AGOSTINHO, K.D.G., AGOSTINHO, C.S., AGOSTINHO, A.A., 2020. Fish trophic guild responses to damming: Variations in abundance and biomass. *River Research and Applications*, 36(3), 430-440. <https://doi.org/10.1002/rra.3591>

DUGAN, P.J., BARLOW, C., AGOSTINHO, A.A., BARAN, E., CADA, G.F., CHEN, D., COWX, I.G., FERGUSON, J.W., JUTAGATE, T., MALLEN-COOPER, M., MARMULLA, G., NESTLER, J., PETRERE, M., WELCOMME, R.L., WINEMILLER, K.O., 2010. Fish migration, dams, and loss of ecosystem services in the Mekong basin. *Ambio*. 39, 344–348. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0036-1>

FEARNSIDE, P.M., 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Envir. Conserv.* 28, 23–38. <https://doi.org/10.1017/S0376892901000030>

FERRAREZE, M., CASATTI, L., NOGUEIRA, M.G., 2014. Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Paraná Basin, Brazil. *Hydrobiologia* 738, 97–109. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1922-5>

FLITCROFT, R., COOPERMAN, M.S., HARRISON, I.J., JUFFE-BIGNOLI, D., BOON, P.J., 2019. Theory and practice to conserve freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Aquatic Conservation: Mar Freshw. Ecosyst.* 29, 1013– 1021. <https://doi.org/10.1002/aqc.3187>

FRANÇA, F., LOUZADA, J., KORASAKI, V., GRIFFITHS, H., SILVEIRA, J.M., BARLOW, J., 2016. Do space-for-time assessments underestimate the impacts of logging on tropical biodiversity? An Amazonian case study using dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 53(4), 1098-1105. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12657>

GANASSIN, M.J.M., GARCÍA-BERTHOU, E., RODRIGUES, A.C., DO NASCIMENTO, C.P., MUNIZ, C.M., BAUMGARTNER, M.T., SCHMITZ, M.H. , GOMES, L.C., 2021a. The invasion of an alien Characiform fish and the decline of a native congener in a Neotropical river-floodplain system. *Hydrobiologia*, in press. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04454-0>

GANASSIN, M.J.M., MUÑOZ-MAS, R., DE OLIVEIRA, F.J.M., MUNIZ, C.M., DOS SANTOS, N.C.L., GARCÍA-BERTHOU, E., GOMES, L.C., 2021b. Effects of reservoir cascades on diversity, distribution, and abundance of fish assemblages in three neotropical basins. *Science of the Total Environment* 778, 146246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146246>

GARCIA-MORENO, J., HARRISON, I.J., DUDGEON, D., CLAUSNITZER, V., DARWALL, W., FARRELL, T., SAVY, C., TOCKNER, K., TUBBS, N., 2014. Sustaining Freshwater Biodiversity in the Anthropocene, in: A. BHADURI et al., (Eds.), *The Global Water System in the Anthropocene: Challenges for Science and Governance*. pp. 247–270. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-07548-8\\_17](https://doi.org/10.1007/978-3-319-07548-8_17)

GOMES, L.C., MIRANDA, L.E., 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná River basin. *Regulated Rivers: Res. Manag.* 17, 67–76. [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200101/02\)17:1<67:AID-RRR615>3.0.CO;2-P](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200101/02)17:1<67:AID-RRR615>3.0.CO;2-P)

GOULDING, M., BARTHEM, R., FERREIRA, E., 2003. *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. London, UK: Smithsonian Books.

GOULDING, M., VENTICINQUE, E., RIBEIRO, M.L. DE B., BARTHEM, R.B., LEITE, R.G., FORSBERG, B., PETRY, P., SILVA-JÚNIOR, U.L. DA, FERRAZ, P.S., CAÑAS, C., 2019. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish Fish.* 20, 138–158. <https://doi.org/10.1111/faf.12328>

GRILL, G., LEHNER, B., THIEME, M., GEENEN, B., TICKNER, D., ANTONELLI, F., BABU, S., BORRELLI, P., CHENG, L., CROCHETIERE, H., EHALT MACEDO, H., FILGUEIRAS, R., GOICHOT, M., HIGGINS, J., HOGAN, Z., LIP, B., MCCLAIN, M.E., MENG, J., MULLIGAN, M., NILSSON, C., OLDEN, J.D., OPPERMAN, J.J., PETRY, P., REIDYLIERMANN, C., SÁENZ, L., SALINAS-RODRÍGUEZ, S., SCHELLE, P., SCHMITT, R.J.P., SNIDER, J., TAN, F., TOCKNER, K., VALDUJO, P.H., VAN SOESBERGEN, A., ZARFL, C., 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569, 215–221. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>

HACON, S., ROCHEDO, E.R.R., CAMPOS, R.R.R., LACERDA, L.D., 1997. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. *J. Geochem. Explor.* 58, 209–216. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(96\)00066-0](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(96)00066-0)

HOEINGHAUS, D.J., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., PELICICE, F.M., OKADA, E.K., LATINI, J.D., KASHIWAQUI, E.A.L., WINEMILLER, K.O., 2009. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conserv. Biol.* 23, 1222–1231. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01248.x>

HOLČÍK, J., 2001. The impact of stream regulations upon the fish fauna and measures to prevent it. *Ekológia (Bratislava)* 20, 250–262

HOLMLUND, C.M., HAMMER, M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* 29, 253–268. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)

JEZEQUEL, C., TEDESCO, P.A., DARWALL, W., DIAS, M.S., FREDERICO, R.G., HIDALGO, M., HUGUENY, B., MALDONADO-OCAMPO, J., MARTENS, K., ORTEGA, H., TORRENTE-VILARA, G., ZUANON, J., OBERDORFF, T., 2020.

Freshwater fish diversity hotspots for conservation priorities in the Amazon Basin. *Conserv. Biol.* <https://doi:10.1111/cobi.13466>

JUNK, W.J., MELLO, J.A.S.N., 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estud. av.* 4, 126–143. <https://doi.org/10.1590/S0103-40141990000100010>

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B., SPARKS, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 106, 110–127.

KAUFMANN, V., PINHEIRO, A., CASTRO, N., 2014. Transporte de Compostos de Carbono, Nitrogênio e Fósforo pelo Escoamento da Água em Solos Agrícolas na Região Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 19, 75–86. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n1.p75-86>

KUZNETSOVA, A., BROCKHOFF, P.B., CHRISTENSEN, R.H.B., 2017. Lmer Test Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *J. Stat. Softw.* 82, 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>.

LATRUBESSE, E., ARIMA, E., DUNNE, T. et al., 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* 546, 363–369. <https://doi.org/10.1038/nature22333>

LEES, A., PERES, C., FEARNside, P., SCHNEIDER, M., ZUANON, J., 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 25, 466. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>

LEGENDRE, P., GALLAGHER, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

LEGENDRE, P., LEGENDRE, L., 1998. *Numerical ecology*, Elsevier.

LÉVÊQUE, C., OBERDORFF, T., PAUGY, D., STIASSNY, M.L.J., TEDESCO, P.A., 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 545–567. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9034-0>

LIMA, A.C., AGOSTINHO, C.S., SAYANDA, D., PELICICE, F.M., SOARES, A.M.V.M., MONAGHAN, K.A., 2016. The rise and fall of fish diversity in a Neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia* 763, 207–221. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2377-z>

LIMA, A.C., SAYANDA, D., AGOSTINHO, C.S., MACHADO, A.L., SOARES, A.M.V.M., MONAGHAN, K.A., 2018. Using a trait-based approach to measure the impact of dam closure in fish communities of a Neotropical River. *Ecol. Freshw. Fish.* 27, 408–420. <https://doi.org/10.1111/eff.12356>

LOPES, G.C. DOS S., CATARINO, M.F., LIMA, Á.C., FREITAS, C.E. DE C., 2016. Small-scale fisheries in the Amazon basin: general patterns and diversity of fish landings in five sub-basins. *Bol. Inst. Pesca* 42, 889–900. <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n4p889>

LOPES, T.R., MOURA, L.B., NASCIMENTO, J.G., FRAGA JUNIOR, L.S., ZOLIN, C.A., DUARTE, S.N., FOLEGATTI, M.V., SANTOS, O.N.A., 2020. Priority areas for forest restoration aiming at the maintenance of water resources in a basin in the Cerrado/Amazon ecotone, Brazil. *J. S. Am. Earth Sci.* 101, 102630. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102630>

MACHADO, V.N., COLLINS, R.A., OTA, R.P., ANDRADE, M.C., FARIAS, I.P., HRBEK, T., 2018. One thousand DNA barcodes of piranhas and pacus reveal geographic structure and unrecognized diversity in the Amazon. *Sci. Rep.* 8, 8387.

MARQUES, H., DIAS, J.H.P., PERBICHE-NEVES, G., KASHIWAQUI, E.A.L., RAMOS, I.P., 2018. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biol. Conserv.* 224, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.027>

MATOS, L.S. DE, SILVA, J.O.S., KASPER, D., CARVALHO, L.N., 2018. Assessment of mercury contamination in *Brycon falcatus* (Characiformes: Bryconidae) and human health risk by consumption of this fish from the Teles Pires River, Southern Amazonia. *Neotrop. Ichthyol.* 16, e160106. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160106>

MCALLISTER, D., CRAIG, J., DAVIDSON, N., DELANY, S., SEDDON, M., 2001. *Biodiversity Impacts of Large Dams*. Gland: IUCN; Nairobi: UNEP, 69 p.

MIRANDA, L.E., HABRAT, M.D., MIYAZONO, S., 2008. Longitudinal Gradients along a Reservoir Cascade. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137, 1851–1865. <https://doi.org/10.1577/T07-262.1>

MOL, J.H., MÉRONA, B. DE, OUBOTER, P.E., SAHDEW, S., 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. *Neotrop. Ichthyol.* 5, 351–368. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300015>

MONAGHAN, K.A., AGOSTINHO, C.S., PELICICE, F.M., SOARES, A.M., 2020. The impact of a hydroelectric dam on Neotropical fish communities: A Spatio-temporal analysis of the Trophic Upsurge Hypothesis. *Ecology of freshwater fish*, 29(2), 384-397. <https://doi.org/10.1111/eff.12522>

MUNIZ, C.M., GARCÍA-BERTHOU, E., GANASSIN, M.J.M., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., 2021. Alien fish in Neotropical reservoirs: Assessing multiple hypotheses in invasion biology. *Ecol. Indic.* 121, 107034. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107034>



NEIFF, J., 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15, 424–441.

NORRIS, D., MICHALSKI, F., GIBBS, J.P., 2018. Beyond harm's reach? Submersion of river turtle nesting areas and implications for restoration action safter Amazon hydropower development. *PeerJ* 6, e4228. <https://doi.org/10.7717/peerj.4228>

NUNES, D.M.F., MAGALHÃES, A.L.B., WEBER, A.A., GOMES, R.Z., NORMANDO, F.T., SANTIAGO, K.B., RIZZO, E., BAZZOLI, N., 2015. Influence of a large dam and importance of an undammed tributary on the reproductive ecology of the threatened fish matrinxã *Brycon orthotaenia* Günther, 1864 (Characiformes: Bryconidae) in southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 13, 317–324. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140084>

OBERDORFF, T., DIAS, M.S., JÉZÉQUEL, C., ALBERT, J.S., ARANTES, C.C., BIGORNE, R., CARVAJAL-VALLEROS, F.M., DE WEVER, A., FREDERICO, R.G., HIDALGO, M., HUGUENY, B., LEPRIEUR, F., MALDONADO, M., MALDONADO-OCAMPO, J., MARTENS, K., ORTEGA, H., SARMIENTO, J., TEDESCO, P.A., TORRENTE-VILARA, G., WINEMILLER, K.O., ZUANON, J., 2019. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. *Sci. Adv.* 5, eaav8681. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav8681>

OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, et al., 2019. *Vegan: Community Ecology Package*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

OHARA, W.M., LIMA, F.C.T., SALVADOR, G.N., ANDRADE, M.C., 2017. *Peixes do rio Teles Pires: diversidade e guia de identificação*. Gráfica e Editora Amazonas, Aparecida de Goiânia - Goiás, 408 p.

PARDINI, E.A., PARSONS, L.S., ŞTEFAN, V., KNIGHT, T.M., 2018. GLMM BACI environmental impact analysis shows coastal dune restoration reduces seed predation on an endangered plant. *Restoration Ecology*, 26(6), 1190–1194. <https://doi.org/10.1111/rec.12678>

PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A., 2008. Fish-Passage Facilities as Ecological Traps in Large Neotropical Rivers. *Conserv. Biol.* 22, 180–188. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00849.x>

PELICICE, F.M., POMPEU, P.S., AGOSTINHO, A.A., 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish Fish.* 16, 697–715. <https://doi.org/10.1111/faf.12089>

PEREIRA, I.R., GOMES, L.F., SOARES, P.T., MARTINS, P.R., PELICICE, F.M., TERESA, F.B., VIEIRA, L.C.G., 2021. Long-term responses of fish diversity to river regulation: a multi-metric approach. *Environ. Biol. Fish.* 104, 71–84. <https://doi.org/10.1007/s10641-021-01056-0>

PERÔNICO, P.B., AGOSTINHO, C.S., FERNANDES, R. ET AL., 2020. Community reassembly after river regulation: rapid loss of fish diversity and the emergence of a new state. *Hydrobiologia* 847, 519–533. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04117-9>

PETESSE, M.L., PETRERE JR., M., SPIGOLON, R.J., 2007. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Braz. J. Biol.* 67(3), 433–445.

POFF, N., OLDEN, J., MERRITT, D., PEPIN, D., 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 104, 5732–5737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609812104>

R CORE TEAM., 2019. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for statistical computing. <https://www.R-project.org/>

RADINGER, J., BRITTON, J.R., CARLSON, S.M., MAGURRAN, A.E., ALCARAZ-HERNÁNDEZ, J.D., ALMODÓVAR, A., BENEJAM, L., FERNÁNDEZ-DELGADO, C., NICOLA, G.G., OLIVA-PATERNA, F.J., TORRALVA, M., GARCÍA-BERTHOU, E., 2019. Effective monitoring of freshwater fish. *Fish Fish.* 20, 729–747. <https://doi.org/10.1111/faf.12373>

RAHEL, F.J., 2002. Homogenization of Freshwater Faunas. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 33, 291–315. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150429>

REIS, R.E., KULLANDER, S.O., FERRARIS, C.J., 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.

RICHARDSON J.T.E., 2011. Eta squared and partial eta squared as measures of effect size in educational research. *Educational Research Review* 6, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.edurev.2010.12.001>

SANTOS, N.C.L., DE SANTANA, H.S., ORTEGA, J.C.G., DIAS, R.M., STEGMANN, L.F., DA SILVA ARAÚJO, I.M., SEVERI, W., BINI, L.M., GOMES, L.C., AGOSTINHO, A.A., 2017. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia* 802, 245–253. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3274-4>

SANTOS, N.C.L., GARCÍA-BERTHOU, E., DIAS, J.D., LOPES, T.M., AFFONSO, I. DE P., SEVERI, W., GOMES, L.C., AGOSTINHO, A.A., 2018. Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. *Hydrobiologia* 819, 77–91. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3630-z>

SANTOS, R.E., PINTO-COELHO, R.M., FONSECA, R., SIMÕES, N.R., ZANCHI, F.B., 2018. The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the amazon basin. *Fish. Manag. Ecol.* 25, 380-391. <https://doi.org/10.1111/fme.12305>

SCHWARZ, C.J., 1998. Studies of uncontrolled events. In: SIT, V. AND B. TAYLOR, editors. *Statistical methods for Adaptive Management Studies*. Ministry of Forests, Victoria, BC. pp. 19-39.

SILVA, J.M.C., FONSECA, G.B.A., CAVALCANTI, R.B., 2005. O corredor dos ecótonos Sul-Amazônicos. In: AYRES JM, FONSECA GAB, RYLANDS AB, QUEIROZ HL, PINTO LP, MASTERSON D, CAVACANTI RB, editors. *Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil*. Belém: Sociedade Civil Mamirauá - SCM. pp. 254–256.

SILVA, P.S. DA, MAKRAKIS, M.C., MIRANDA, L.E., MAKRAKIS, S., ASSUMPÇÃO, L., PAULA, S., DIAS, J.H.P., MARQUES, H., 2015. Importance of Reservoir Tributaries to Spawning of Migratory Fish in the Upper Paraná River. *River Res. Appl.* 31, 313–322. <https://doi.org/10.1002/rra.2755>

SIOLI, H., 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrogeography, morphology of the river courses and river types. In “The Amazon. Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and Its Basin” (Sioli, H., Ed.), pp. 127–165. W. Junk, Dordrecht

SMOKOROWSKI, K.E., RANDALL, R.G., 2017. Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *Facets* 2, 212–232. doi:10.1139/facets-2016-0058

SOITO, J.L. DA S., FREITAS, M.A.V., 2011. Amazon and the expansion of hydropower in Brazil: Vulnerability, impacts, and possibilities for adaptation to global

climate change. *Renew. Sust. Energy. Rev.* 15, 3165–3177.  
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.04.006>

STONE, R., 2011. The legacy of the Three Gorges Dam. *Science* 333, 817–817.

SUZUKI, H.I., AGOSTINHO, A.A., BAILLY, D., GIMENES, M.F., JÚLIO JR., H.F., GOMES, L.C., 2009. Inter-annual variations in abundance of young-of-the-year of migratory species in the upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic tributaries. *Braz. J. Biol.* 69, 649-660.

TEDESCO, P.A., BEAUCHARD, O., BIGORNE, R., BLANCHET, S., BUISSON, L., CONTI, L., CORNU, J.-F., DIAS, M.S., GRENOUILLET, G., HUGUENY, B., JÉZÉQUEL, C., LEPRIEUR, F., BROSSE, S., OBERDORFF, T., 2017. A global data base on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Sci. Data.* 4, 170141.  
<https://doi.org/10.1038/sdata.2017.141>

THOMAZ, S.M., BINI, L.M., BOZELLI, R.L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-flood plain systems. *Hydrobiologia* 579, 1–13.

TUNDISI, J.G., GOLDEMBERG, J., MATSUMURA-TUNDISI, T., SARAIVA, A.C.F., 2014. How many more dams in the Amazon? *Energy Policy* 74, 703–708.

TUNDISI, J.G., 2018. Reservoirs: New challenges for ecosystem studies and environmental management. *Water Security* 4–5, 1–7.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasec.2018.09.001>

UNDERWOOD A.J., CHAPMAN, M.G., 2003. Power, precaution, type II error and sampling design in assessment of environment impacts. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 296, 49–70.

VENTICINQUE, E., FORSBERG, B., BARTHEN, R., PETRY, P., HESS, L., MERCADO, A., GOULDING, M., 2016. An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon. *Earth Syst. Sci. Data*. 8, 651–661. <https://doi.org/10.5194/essd-8-651-2016>

WINEMILLER, K.O., 1996. Dynamic Diversity in Fish Assemblages of Tropical Rivers, in: *Long-Term Studies of Vertebrate Communities*. Elsevier, pp. 99–134. <https://doi.org/10.1016/B978-012178075-3/50006-4>

WINEMILLER, K.O., JEPSEN, D.B., 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *J. Fish Biol.* 53 (Supplement A), 267–296.

WINEMILLER, K.O., MCINTYRE, P.B., CASTELLO, L., FLUET-CHOUINARD, E., GIARRIZZO, T., NAM, S., BAIRD, I.G., DARWALL, W., LUJAN, N.K., HARRISON, I., STIASSNY, M.L.J., SILVANO, R.A.M., FITZGERALD, D.B., PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., ALBERT, J.S., BARAN, E., PETRERE, M., ZARFL, C., MULLIGAN, M., SULLIVAN, J.P., ARANTES, C.C., SOUSA, L.M., KONING, A.A., HOEINGHAUS, D.J., SABAJ, M., LUNDBERG, J.G., ARMBRUSTER, J., THIEME, M.L., PETRY, P., ZUANON, J., VILARA, G.T., SNOEKS, J., OU, C., RAINBOTH, W., PAVANELLI, C.S., AKAMA, A., VAN SOESBERGEN, A, SÁENZ, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>

ZAIATZ, A.P.S.R., ZOLIN, C.A., VENDRUSCULO, L.G., LOPES, T.R., PAULINO, J., ZAIATZ, 2018. Agricultural land use and cover change in the Cerrado/Amazon ecotone: A case study of the upper Teles Pires River basin. *Acta Amazonica* 48, 168–177. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201701930>

ZAGUI, M.R., 2004. Contexto histórico da ocupação de Alta Floresta na visão dos garimpeiros e sua relação com o meio ambiente: o garimpo de aluvião da Pista do

Cabeça como estudo de caso. 34f. Trabalho de conclusão do Curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas, Unemat - AF.

ZARFL, C., LUMSDON, A.E., BERLEKAMP, J., TYDECKS, L., TOCKNER, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.* 77 (1), 161–170. <https://doi:10.1007/s00027-014-0377-0>

ZEILHOFER, P., HALLAK ALCANTARA, L., FANTIN-CRUZ, I., 2018. Effects of deforestation on spatio-temporal run off patterns in the upper Teles Pires watershed, Mato Grosso, Brazil. *Revista Brasileira de Geografia Física* 11, 1889–1901. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.5.p1889-1901>

## CAPÍTULO 2

### 4. Situação atual do gênero *Pseudoplatystoma* (Siluriformes, Pimelodidae) diante da fragmentação dos rios do Neotrópico.

#### 4.1. Introdução

A região Neotropical é uma extensa área que abriga uma grande diversidade de peixes de água doce (SCHAEFER, 1998), representando atualmente aproximadamente 46% do total de peixes de água doce contemporâneos (VARI; MALABARBA, 1998; REIS et al., 2003; KAVALCO; PAZZA, 2007). Apesar dessa alta diversidade de peixes, os ambientes aquáticos sofrem com a falta de medidas para delimitar áreas de proteção adequadas que também considerem a história de vida da espécie (AZEVEDO-SANTOS et al., 2019).

Os peixes migradores apresentam elevada importância ecológica e econômica (AGOSTINHO et al., 2004, 2005). Embora representem apenas cerca de 20% das espécies, destacam-se entre os grupos mais ameaçados (CAROSFELD et al., 2003). O gênero *Pseudoplatystoma* possui grande importância econômica e ecológica entre as espécies migradoras neotropicais. As espécies desse gênero atingem grandes tamanhos (até 2 metros — Ihering, 1946) e são apreciadas socialmente. São historicamente considerados os peixes mais importantes nas bacias do São Francisco e Paraguai (MENEZES 1956; GODINHO et al., 1997; GODINHO; GODINHO 2003) devido a sua grande contribuição para a produção pesqueira no Brasil (IBAMA, 2007; BRASIL, 2011). Eles fornecem um serviço ambiental importante visto que apresentam hábito carnívoro e são os principais predadores, exercendo forte pressão sobre as cadeias alimentares aquáticas (BARTHEM; GOULDING, 1997; AGUDELO CÓRDOBA et al., 2000; BOZZA et al., 2010). Dessa forma, exercem o papel de regulação de cima para baixo em vários organismos e diferentes habitats (REID, 1983; BURGESS, 1989). As espécies do gênero realizam longas migrações durante as estações seca e chuvosa para alimentação e reprodução, respectivamente (CAROSFELD et al., 2003; GODINHO et al., 2007). O comportamento de homing (i.e. processo em que



o peixe migra para se reproduzir no mesmo afluente onde nasceu) também foi sugerido para algumas de suas espécies (PEREIRA et al., 2009; BAGGIO et al., 2018; BAGGIO et al. resultados não publicados). Após a reprodução, os ovos são levados pelas cheias para a jusante, em direção às planícies aluviais, principais áreas de berçário (CAROLSFELD et al., 2003). Por todas essas características, as espécies desse gênero estão entre os peixes mais vulneráveis à fragmentação de habitat e modificação hidrológica por barragens de energia hidrelétrica (FEARNSIDE, 2014; AGOSTINHO et al., 2016; SANTOS et al., 2019). Por exemplo, o surubim *P. coruscans* foi extinto localmente no baixo São Francisco e em numerosas drenagens na bacia do rio Paraná devido à construção de barragens (ICMBio, 2018), apresentando o status de espécie ameaçada em algumas regiões (PÉREZ-LOZANO; BARBARINO, 2013).

As alterações impostas pela construção de hidrelétricas constituem um grande impacto para esse grupo, pois provocam alterações na dinâmica e amplitude das cheias, afetam a movimentação de sedimentos e nutrientes e, principalmente, fragmentam os rios, impedindo os deslocamentos a montante e a jusante (HAHN et al., 2007, AGOSTINHO et al., 2008; LEHNER et al., 2011; NESTLER et al., 2012; PELICICE et al., 2014; PELICICE et al., 2015).

No entanto, sistemas de passagem de peixes como elevadores, escadas de peixes e canais artificiais são implementados para mitigar alguns desses impactos sobre a fauna migradora, a fim de restabelecer a conexão entre as regiões a montante e a jusante isoladas por barragens (CLAY, 1995; AGOSTINHO et al., 2002; GODINHO; KYNARD, 2008; LIRA et al., 2017). Contudo, a maioria desses mecanismos não têm contribuído significativamente para a manutenção de populações de diferentes espécies migradoras a longo prazo no papel de mitigar a presença do reservatório para os movimentos descendentes, principalmente para ovos e larvas (PELICICE et al., 2015). Além disso, a necessidade de criadouros adequados e pontos de desenvolvimento inicial é frequentemente negligenciada (POMPEU et al., 2012).

Neste estudo, foram discutidas as perspectivas de conservação a longo prazo de espécies do gênero *Pseudoplatystoma* em diferentes bacias sul-

americanas, considerando a fragmentação atual e futura das bacias onde ocorrem. Também compilamos informações sobre os sistemas de transposição e verificamos se houve a passagem de espécies desse gênero e de seus ovos e larvas, a fim de quantificar o potencial desses mecanismos para mitigar os efeitos da fragmentação em suas populações. Espera-se que esses dados contribuam para a compreensão da ameaça que esse gênero sofre, bem como para sua conservação, a fim de permitir uma melhor avaliação de impactos futuros nos processos ecossistêmicos e nas atividades econômicas e sociais que deles dependem.

#### **4.2. Material e Métodos**

Este estudo foi restrito à América do Sul e os dados de ocorrência das oito espécies de *Pseudoplatystoma* (*P. corruscans*, *P. fasciatum*, *P. magdaleniatum*, *P. metaense*, *P. orinocoense*, *P. punctifer*, *P. reticulatum*, *P. tigrinum*) foram obtidos nas coleções científicas dos bancos de dados digitais FishNet2 ([www.fishnet2.net/](http://www.fishnet2.net/)) e SpeciesLink ([smlink.cria.org.br](http://smlink.cria.org.br)) no período de 2019 a 2022.

Os registros compreendiam a identificação individual da espécie e latitude/longitude correspondentes. Estes foram corrigidos conforme a revisão taxonômica de Buitrago-Suárez e Burr (2007). Os pontos de ocorrência fornecidos por Buitrago-Suárez e Burr (2007) também foram utilizados. Quaisquer registros que apresentassem dados insuficientes foram corrigidos e atualizados quando possível, sendo descartados os que apresentavam erros de nomenclatura ou que apresentavam outras determinações errôneas. As coordenadas geográficas de cada registro também foram verificadas ou obtidas de fontes como Google Earth (<http://earth.google.com/intl/en>) ou utilizando a ferramenta GeoLoc disponível no Specieslink, caso não estivessem disponíveis para uma determinada área. A seleção dos artigos foi realizada segundo a metodologia Prisma.

O banco de dados da rede de água da América do Sul foi obtido do Freshwater Biodiversity Data Portal (<http://data.freshwaterbiodiversity.eu/shapefiles>) e o arquivo de forma das bacias hidrográficas da América do Sul foi obtido do HydroSHEDS, um conjunto de dados

do World Wildlife Fund (<https://www.worldwildlife.org/pages/hydrosheds>). Os pontos das usinas hidrelétricas e outros tipos de barragens foram obtidos do Global Dam Watch (<http://globaldamwach.org>), GeoNode (<http://geonode.org>) e ANEEL (<http://aneel.gov.br>) e sites combinados, eliminando aqueles com erros, informações imprecisas ou repetidas. Os pontos para barragens projetadas foram obtidos no Global Dam Watch (<http://globaldamwach.org>).

A seguir, a densidade de barragens por bacia foi calculada dividindo o número de barragens encontradas em uma bacia pela sua área total em km<sup>2</sup>, a fim de avaliar o grau de fragmentação das bacias hidrográficas nas quais *Pseudoplatystoma* spp. tem a sua ocorrência registrada. Assim, dados das espécies e barragens foram coletados, analisados e por fim, foram criados os mapas de distribuição no software QGIS (QGIS.ORG, 2020).

De modo a verificar a passagem do gênero *Pseudoplatystoma* pelos sistemas de transposição, foi utilizada a combinação de diferentes palavras-chave (“monitoramento da passagem de peixes no Brasil”) nas seguintes bases de dados: Web of Science ([www.isiknowledge.com](http://www.isiknowledge.com)), Scielo ([www.scielo.org](http://www.scielo.org)), Portal Capes ([www.periodicos.capes.gov.br](http://www.periodicos.capes.gov.br)) e Google ([www.google.com.br](http://www.google.com.br)). Além disso, a pesquisa foi concluída por consultorias de especialistas na área, bibliotecas pessoais e pesquisas de referência cruzada. Foram coletadas informações sobre a bacia hidrográfica, quais espécies do gênero *Pseudoplatystoma* estavam presentes, a eventual ocorrência de espécies no sistema de passagem de peixes, tipo de mecanismo e a abundância de espécies na passagem de peixes de cada estudo independente, com apenas registros de indivíduos adultos utilizando ativamente os sistemas considerados. A abundância foi classificada de acordo com sua porcentagem em relação à abundância total em cada estudo, o que resultou em três categorias: baixa, quando o número de indivíduos de *Pseudoplatysma* spp. não excedeu 5%; moderada quando estava entre 5 e 10%; e alta quando era maior que 10%.

### **4.3. Resultados**

Nesse estudo houve 485 registros de *Pseudoplatystoma* spp., revelando uma ampla distribuição geográfica do gênero na América do Sul e abrangendo vários países, incluindo Brasil, Venezuela, Guiana, Colômbia e Argentina. A maioria dos registros se concentrou na região equatorial, principalmente na Venezuela, bem como na área central da bacia do Paraná/Prata (Figura 1A).

Entre os 3.491 registros de barragens obtidos para a América do Sul, as usinas hidrelétricas prevaleceram, mas também foram consideradas as barragens relacionadas ao abastecimento de água, piscicultura/aquicultura e lazer. Dessas, 2.528 estão instaladas em bacias com ocorrência de *Pseudoplatystoma* spp. As bacias mais fragmentadas estão no Uruguai (0,001774 barragens/km<sup>2</sup>), Paraná/Prata/Paraguai (0,000473 barragens/km<sup>2</sup>), São Francisco (0,000322 barragens/km<sup>2</sup>) e Tocantins/Araguaia (0,000301 barragens/km<sup>2</sup>), especialmente ameaçando *P. corruscans* e *P. reticulatum* (Figura 1B, Tabela 1). A fragmentação atual das outras espécies em outras bacias é menor, mas 1.287 possíveis novas grandes barragens estão planejadas para serem construídas no continente sul-americano, com 844 delas em áreas de distribuição de *Pseudoplatystoma* (Figura 1B, Tabela 1).

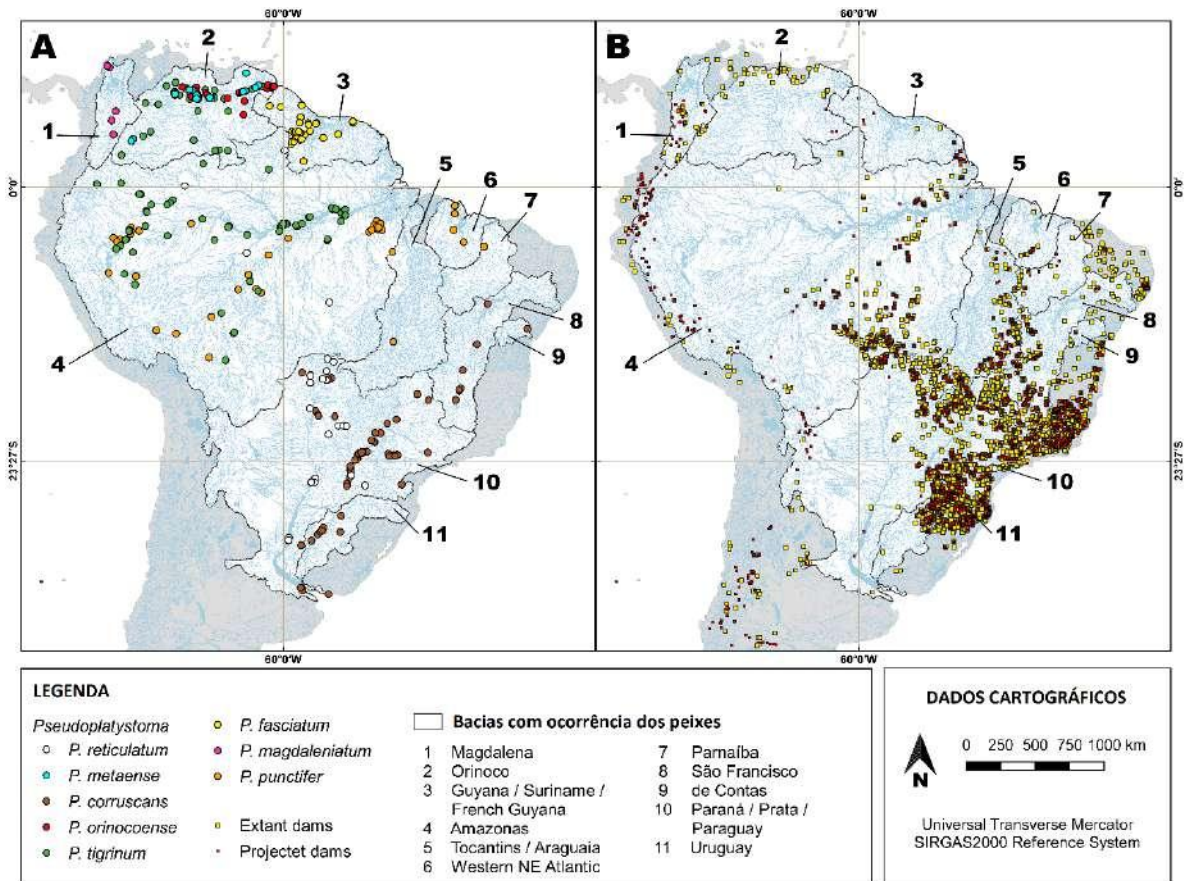


Figura 1. (A) Distribuição geográfica do gênero *Pseudoplatystoma* nas principais bacias hidrográficas da América do Sul; e (B) comparação com a distribuição de barragens construídas e projetadas.

Tabela 1. Registros, abundância e riqueza de cada espécie do gênero *Pseudoplatystoma* por bacia hidrográfica.

Regiões hidrográficas/bacias hidrográficas com presença do gênero <i>Pseudoplatystoma</i>	Área (km²)	Barragens	Densidade de barragens (barragens/km²)	Barragens projetadas	<i>Pseudoplatystoma</i> gênero	<i>P. corruscans</i>	<i>P. fasciatum</i>	<i>P. magdaleniatum</i>	<i>P. metaense</i>	<i>P. orinocoense</i>	<i>P. punctifer</i>	<i>P. reticulatum</i>	<i>P. tigrinum</i>	Riqueza de Espécies
Amazonas	5.912.482,20	315	0,000053	193	137	0	0	0	0	0	59	4	74	3
Magdalena	270.788,40	18	0,000066	23	7	0	0	7	0	0	0	0	0	1
Orinoco	995.047,20	19	0,000019	4	156	0	0	0	30	36	0	0	90	3
Paraná/Prata/Paraguai	2.593.918,80	1228	0,000473	333	112	86	0	0	0	0	0	26	0	2
São Francisco	636.855,80	205	0,000322	80	15	15	0	0	0	0	0	0	0	1
Guiana/Guiana Francesa/Suriname	462.324	7	0,000015	4	40	0	40	0	0	0	0	0	0	1
Atlântico NE	254.100	8	0,000031	3	4	0	0	0	0	0	4	0	0	1
Ocidental	773.010,80	233	0,000301	84	2	0	0	0	0	0	2	0	0	1
Tocantins/Araguaia	333.109	20	0,000060	7	2	0	0	0	0	0	2	0	0	1
Parnaíba	55.080	3	0,000054	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Rio de Contas	266.004,50	472	0,001774	112	9	9	0	0	0	0	0	0	0	1
Uruguai	12.552.720,40	2528	0,000201	844	485	111	40	7	30	36	67	30	164	8
<b>Total</b>														

Pelo menos 50 das barragens localizadas na área de distribuição do gênero possuem sistemas de passagem para peixes (CLAY, 1995; POMPEU, MARTINEZ, 2005). Foram encontrados estudos em apenas 26 deles (ver LIRA et al., 2017 e SILVA et al., 2018), dos quais em somente 10, as espécies do gênero *Pseudoplatystoma* foram registradas (38,46%). Esses sistemas onde as espécies foram registradas foram mecanismos ativos, sendo principalmente escadas de peixes (Tabela 2, Figura 2).

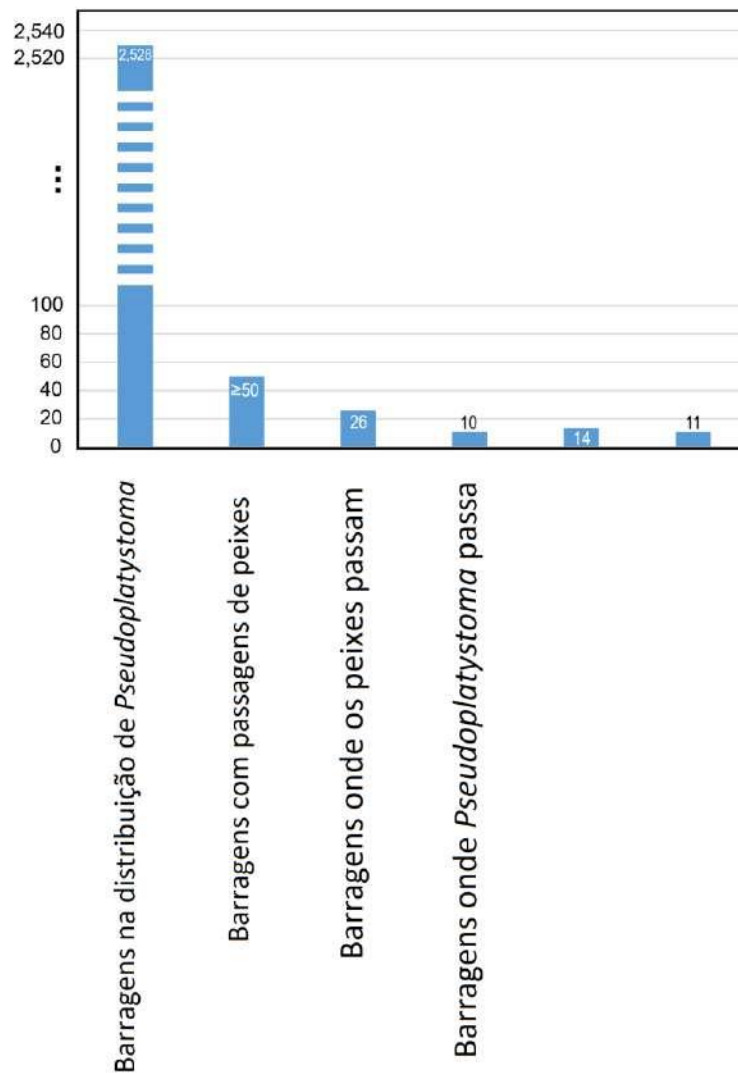
Entre os 10 estudos que relatam o uso de um dos mecanismos de transposição por *Pseudoplatystoma* spp., três não relatam dados exatos de abundância (VONO et al., 2004; MAKRAKIS et al., 2007a; MAKRAKIS et al., 2011). A baixa abundância foi relatada na maioria deles (91,67%), revelando sua seletividade ou ineficiência em permitir a passagem das espécies (Tabela 2). A abundância foi considerada moderada em apenas um estudo (HAHN et al., 2007), no entanto, o autor descreve a observação de indivíduos previamente marcados, o que não tem relação com a real proporção de espécies no sistema. Além disso, nenhum dos estudos avaliou a eficiência das passagens de peixes em manter populações viáveis a longo prazo.

**Tabela 2. Mecanismos de transposição utilizados por *Pseudoplatystoma* spp., ocorrência de espécies e sua abundância, e estudos consultados. \* Valor exato não informado.**

Nome do sistema	Tipo	Barragem	Rio	Espécie	Abundância	%	Referência
Canal de Piracema	Canal lateral com escadas	Itaipu	Paraná	<i>P. fasciatum</i>	Moderado	14.3	Hahn et al., 2007
Canal de Piracema	Canal lateral com escadas	Itaipu	Paraná	<i>P. corruscans</i> e <i>P. reticulatum</i>	Não informado	-	Makrakis et al., 2011
Canal de Piracema	Canal lateral com escadas	Itaipu	Paraná	<i>P. fasciatum</i>	Baixo	3.9	Hahn, 2007
Canal de Piracema	Canal lateral com escadas	Itaipu	Paraná	<i>P. corruscans</i>	Baixo	~0.08	Makrakis et al., 2007b
Canoas I	Escadas	Canoas I	Paranapanema	<i>P. corruscans</i>	Baixo	0.06	Britto, Carvalho, 2013
Canoas II	Escadas	Canoas II	Paranapanema	<i>P. corruscans</i>	Baixo	0	Britto, Carvalho, 2013
Engenheiro Sérgio Motta (Porto Primavera)	Escadas	Engenheiro Sérgio Motta (Porto Primavera)	Paraná	<i>P. corruscans</i>	Baixo *	-	Makrakis et al., 2007a
Escada de Itaipu	Escadas	Itaipu	Paraná	<i>P. corruscans</i>	Baixo	0.001	Borghetti et al., 1994
Igarapava	Escadas	Igarapava	Grande	<i>Pseudoplatystoma</i> sp.	Baixo *	-	Vono et al., 2004
Luis Eduardo Magalhães (Lajeado)	Escadas	Luis Eduardo Magalhães (Lajeado)	Tocantins	<i>P. fasciatum</i>	Baixo	1.16	Agostinho et al., 2007b
Luis Eduardo Magalhães (Lajeado)	Escadas	Luis Eduardo Magalhães (Lajeado)	Tocantins	<i>P. fasciatum</i>	Baixo	3.5	Agostinho et al., 2007a
Peixe Angical	Escadas	Peixe Angical	Tocantins	<i>P. fasciatum</i>	Baixo	1.45	Pelicide, Agostinho, 2012
Salto Grande	Eclusa	Salto Grande	Uruguay	<i>P. corruscans</i>	Baixo *	-	Oldani et al., 2007



Santo Antônio	Escadas	Salto Grande	Madeira	<i>P. fasciatum</i>	Baixo	1.85	Silva et al., 2018
Yacretá	Elevador	Yacretá	Paraná	<i>P. corruscans</i> and <i>P. fasciatum</i>	Baixo	<1	Oldani, Baigún, 2002
Yacretá	Elevador	Yacretá	Paraná	<i>Pseudoplatystoma</i> spp.	Baixo	<5	Oldani et al., 2007



**Figura 2. Visão geral dos resultados das pesquisas de dados sobre barragens na distribuição de *Pseudoplatystoma* spp. e o uso de mecanismos de transposição.**

Por fim, não é possível afirmar que o ictioplâncton consiga passar por reservatórios para regiões a jusante das barragens, dado que os ovos e larvas foram registrados em apenas um estudo e com densidade muito baixa (FUENTES et al., 2016).

#### **4.4. Discussão**

Foi possível revelar o estado da fragmentação da maioria das populações do gênero *Pseudoplatystoma* sobrepondo as áreas de distribuição das espécies nas diferentes bacias sul-americanas e nas barragens existentes, tendendo a se agravar com as novas barragens projetadas. Por outro lado, os sistemas de passagem de peixes implantados parecem ser ineficientes como estratégia de conservação, seja pelo baixo aproveitamento da espécie ou pela impossibilidade de passagem de ovos e larvas para as áreas a jusante.

O gênero *Pseudoplatystoma* é afetado por usinas hidrelétricas, tanto pela fragmentação de habitat quanto pela regulação fluviométrica dos rios (AGOSTINHO et al., 2004, 2005; LIRA et al., 2017), visto que suas espécies são altamente dependentes da integridade das áreas da bacia, como cabeceiras, canais principais, várzeas associadas e regime de vazão do rio. Apesar das 3.491 barragens verificadas nesse estudo, só no Brasil existem mais de 700 grandes hidrelétricas instaladas nos principais canais de grandes rios (AGOSTINHO et al., 2008).

Os maiores rios do mundo, como Amazonas, Congo, Paraná e Mekong, sofrem com altas quedas e extinções locais de espécies de peixes migradores, o que está altamente relacionado à fragmentação dos sistemas fluviais devido ao represamento (SUZUKI et al., 2009; ZIV et al., 2012; AGOSTINHO et al., 2016; WINEMILLER et al., 2016; HECHT et al., 2018).

As espécies do gênero *Pseudoplatystoma* estão diminuindo há anos, principalmente devido aos efeitos da pesca predatória e da degradação ambiental (GODINHO et al., 2007). No entanto, esse declínio pode ser acentuado pela fragmentação do habitat e pela falta de estratégias de manejo eficientes, o que pode levar à extinção de espécies locais (RESENDE et al., 1996; GODINHO et al., 2007; MELLO et al., 2009; DANTAS et al., 2013; PRADO et al., 2018).

As escadas para peixes estão entre as medidas de mitigação mais adotadas e são objetos de ampla discussão sobre sua eficiência. Elas aparentemente não são bem sucedidas devido a impedimentos técnicos, funcionais e ecológicos, como a quantidade de descarga, posição em relação à barragem, seletividade elevada, movimentos unidirecionais (como no caso da

passagem a jusante), pouco conhecimento sobre as necessidades da população e a ausência de habitats críticos (AGOSTINHO et al., 2002, 2004, 2005, 2007, 2011; OLDANI et al., 2007; PELICICE; AGOSTINHO, 2008; SUZUKI et al., 2011; POMPEU et al., 2012; BRITTO; CARVALHO, 2013; PELICICE et al., 2015). Por exemplo, algumas estruturas no rio Paraná permitem que indivíduos entrem em reservatórios sem locais adequados para reprodução ou crescimento, impedindo sua reprodução natural em afluentes a jusante de barragens (AGOSTINHO et al., 2002, 2005).

A contribuição de tais mecanismos para a conservação de espécies desse gênero pode ser ainda mais controversa, visto que a sua utilização é extremamente restrita. No entanto, mesmo que a passagem estivesse ocorrendo, a falta de passagem de ovos e larvas pelos reservatórios para as áreas a jusante impediria a conservação das populações a longo prazo se a barragem fizesse a segregação espacial de habitats críticos para a espécie (POMPEU et al., 2012).

Concomitantemente aos impactos causados às espécies migradoras (extinções), a literatura científica também carece de informações sobre o gênero *Pseudoplatystoma*. Seu comportamento migrador é pouco compreendido, com apenas um único estudo disponível para *P. coruscans* no rio São Francisco (GODINHO; BOYD, 2007).

*Pseudoplatystoma coruscans* e *P. reticulatum* são as espécies mais impactadas devido à pesca excessiva, poluição do ambiente aquático, barragens e piscicultura nas regiões Sul e Sudeste do Brasil (AGOSTINHO et al., 2005; HOEINGHAUS et al., 2009; PRADO, 2014; SILVA, 2015). Além disso, as barragens na bacia amazônica ainda são periféricas, embora seu número tenha aumentado na última década e ameaçado populações de *P. punctifer* e *P. tigrinum*. De acordo com Winemiller et al. (2016), existem mais de 334 novos projetos de usinas hidrelétricas na Amazônia, o que poderia causar um grande esgotamento de muitos peixes migradores.

Cheung et al. (2005) desenvolveram parâmetros que Silva (2015) utilizou para categorizar as espécies de *Pseudoplatystoma* de acordo com seus níveis de vulnerabilidade à extinção diante de várias ameaças. Esses autores colocaram *P.*

*fasciatum* e *P. orinocoense* na categoria de vulnerabilidade moderada; *P. magdaleniatum* e *P. metaense* foram classificados em vulnerabilidade moderada a alta; *P. tigrinum* foi classificado em alta vulnerabilidade; *P. corruscans* foi colocado em vulnerabilidade alta a muito alta; e não há dados para *P. punctifer*. A única espécie na lista da IUCN é *P. magdaleniatum*, que apresenta sua distribuição restrita à bacia do rio Magdalena e está classificada na categoria Ameaçada — EN (IUCN, 2017). A espécie *P. corruscans* foi classificada como criticamente ameaçada no Brasil, mas não consta na última lista nacional de espécies ameaçadas (ICMBio, 2018). Além disso, essa espécie está quase ameaçada no Paraná nas listas regionais de espécies ameaçadas, e ameaçada em Minas Gerais, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (BUCKUP et al., 2007; GODINHO; GODINHO, 2003; MELLO et al., 2009).

O aumento da demanda por energia elétrica está relacionado ao cenário projetado de crescente fragmentação dos rios nos quais esses importantes predadores de topo estão distribuídos. Devido à baixa possibilidade de conter o avanço de novas barragens e a incapacidade dos peixes em permitir que as espécies de *Pseudoplatystoma* completem seu ciclo de vida, recomendamos manter longos trechos de rios livres de represamento para que os grandes migradores como *Pseudoplatystoma* spp. possam manter suas populações viáveis a longo prazo.

#### 4.5. Referências

- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., LATINI, J. D. 2004. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. *Interciência*, 29(6): 334-338.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., FERNANDEZ, D. R., SUZUKI, H. I. 2002. Efficiency of fish ladders for Neotropical ichthyofauna. *River Res Appl*, 18(3): 299-306.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SANTOS, N. C., ORTEGA, J. C., PELICICE, F. M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fish. Res.*, 173: 26-36.
- AGOSTINHO, A. A., MARQUES, E. E., AGOSTINHO, C. S., ALMEIDA, D. A., OLIVEIRA, R. J., MELO, J. R. B. 2007a. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotrop. Ichthyol*, 5(2): 121-130.
- AGOSTINHO, A. A., PELICICE, F. M., GOMES, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.*, 68(4): 1119-1132.
- AGOSTINHO, A. A., PELICICE, F. M., JÚLIO JR, H. F. 2006. Biodiversidade e introdução de espécies de peixes: unidades de conservação. In: CAMPOS, J. B., TOSSULINO, M. D. G. P., MÜLLER, C. R. C. (Eds.) *Unidades de conservação - Ações para valorização da biodiversidade*. Curitiba, IAP, 95-117.
- AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S. M., GOMES, L. C. 2005. *Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil*. Megadiversidade, Belo Horizonte, 1(1): 70-78.
- AGOSTINHO, C. S., PELICICE, F. M., MARQUES, E. E., SOARES, A. B., DE ALMEIDA, D. A. A. 2011. All that goes up must come down? Absence of downstream passage through a fish ladder in a large Amazonian River. *Hydrobiologia*, 675(1): 1.

AGOSTINHO, C. S., PEREIRA, C. R., OLIVEIRA, R. J., FREITAS, I. S., MARQUES, E. E. 2007b. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotrop. Ichthyol*, 5(2): 161-167.

AGUDELO-CÓRDOBA, E., SALINAS COY, Y., SÁNCHEZPÁEZ, C. L., MUÑOZ-SOSA, D. L., ALONSO GONZÁLEZ, J. C., ARTEAGA DÍAZ, M. E., RODRÍGUEZ PRIETO, O. J., ANZOLA POTES, N. R., ACOSTA MUÑOZ, L. E., NUÑEZ AVELLANEDA, M., VALDÉS CARRILLO, H., 2000. Bagres de la Amazonia Colombiana: um recurso sin fronteras. *SINCHI*, Bogotá, 253 p.

ALMEIDA, R.M., LOVEJOY, T.E., ROLAND, F., 2016. Brazil's Amazon conservation in peril. *Science*, 353, 228.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; FREDERICO, R. G.; FAGUNDES, C. K.; POMPEU, P. S.; PELICICE, F. M.; PADIAL, A. A.; NOGUEIRA, M. G.; FEARNSIDE, P. M.; LIMA, L. B.; DAGA, V. S.; OLIVEIRA, F. J. M.; VITULE, J. R. S.; CALLISTO, M.; AGOSTINHO, A. A.; ESTEVES, F. A.; LIMA-JUNIOR, D. P.; MAGALHÃES, A. L. B.; SABINO, J.; MORMUL, R. R. P.; GRASEL, D.; ZUANON, J.; VILELLA, F. S.; HENRY, R. 2019. Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. *Divers. Distrib.* v. 25, p. 442-448.

BAGGIO, R. A., ARAUJO, S. B., AYLLÓN, D.; BOEGER, W. A. 2018. Dams cause genetic homogenization in populations of fish that present homing behavior: Evidence from a demogenetic individual-based model. *Ecological Modelling*, 384, 209-220.

BAGGIO, R.A., BIALETZKI, A., OSBORNE, M.J., TURNER, T.F., BOEGER, W.A. Genetic evidence for homing in the Brazilian catfish *Pseudoplatystoma corruscans* (Actinopterygii: Pimelodidae) based on combined analysis of larvae and adults. Unpublished results.

BARTHEM, R., GOULDING, M. 1997. *The Catfish Connection: Ecology, migration and conservation of amazon predators*. Columbia University Press, Nova Iorque, 137 p.

- BOZZA, A. N., HAHN, N. S. 2010. Uso de recursos alimentares por peixes imaturos e adultos de espécies piscívoras em uma planície de inundação neotropical. *Biota Neotrop.*, 10: 217-226.
- BRASIL. 2011. Boletim estatístico da pesca e aquicultura. Ministério da Pesca e Aquicultura, 60 p.
- BRITTO S. G. C., CARVALHO D. 2013. Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Parana River basin, Brazil. 205:426-33.
- BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A., GHAZZI, M. S. 2007. Museu Nacional, Rio de Janeiro, 195 p.
- BUISSON, L. BLANC, L., GRENOUILLET, G. 2008. Modeling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. 17: 244–257.
- BUITRAGO-SUÁREZ, U. A., BURR, B. M. 2007. Taxonomy of the catfish genus *Bleeker* Siluriformes: Pimelodidae with recognition of eight species. 1512: 1-38.
- BURGESS, W. E. 1989. T.F.H. Publications Inc., Neptune City, 800p.
- CAROLSFELD, J., HARVEY, B., ROSS, C., BAER, A. 2003 Migratory fishes of South America. World Fisheries Trust, Victoria, BC.
- CHEUNG, W. W. L. PITCHER, T. J., PAULY, D. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. 124: 97-111.
- CLAY, C. H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. 2nd ed. CRC Press: Florida, 248 pp.
- EL BIZRI, H. R., MACEDO, C. B., PAGLIA, A. P. 2016. Mining undermining Brazil's environment. 353, 228.



FEARNSIDE, P. M., 2016. Brazilian politics threaten environmental policies. 353, 746–748.

FERREIRA, J., ARAGÃO, L.E.O.C., BARLOW, J., et al., 2014. Brazil's environmental leadership at risk. 346, 706–707.

FUENTES, C. M., GÓMEZ, M. I., BROWN, D. R., ARCELUS, A., AND ESPINACH ROS, A. 2016 Downstream Passage of Fish Larvae at the Salto Grande Dam on the Uruguay River. *River Res. Applic.*, 32: 1879– 1889. doi: 10.1002/rra.3030.

GIBSON, L., MCNEILL, A., TORES, P., WAYNE, A., YATES, C. 2010. Will future climate change threaten a range restricted endemic species, the quokka *Setonixbrachyurus*, in south west Australia?, 143: 2453-2461.

GODINHO H.P, GODINHO A.L., MIRANDA M.T.O., SANTOS J.E. 1997 Fisheries and biology of the surubim coruscans in the São Francisco River at Pirapora, MG, Brazil. In: Miranda MTO ed Surubim. IBAMA, Brasília, Brazil, pp 27–42.

GODINHO, A. L., GODINHO, H. P. 2003. Breve visão do São Francisco. In: GODINHO, A. L., GODINHO, H. P. PUC-Minas, Belo Horizonte, 15-24

GODINHO, A. L., BOYD K., AND HUGO P. G. 2007. "Migration and spawning of female surubim, Pimelodidae in the São Francisco River, Brazil." *Environ. Biol. Fishes*, 80.4: 421-433.

HAHN, L., ENGLISH, K., CAROSFELDARO, J., SILVA, L. G. M., LATINI, J. D. AGOSTINHO, A. A., FERNANDEZ, D. R. 2007. Preliminary study on the application of radio-telemetry techniques to evaluate movements of fish in the Lateral canal at Itaipu Dam, Brazil. 52: 103-108.

HAHN, L. 2007. Deslocamento de peixes migradores no rio uruguai e no sistema misto de migração da barragem de Itaipu. [PhD Thesis]. Maringá, PR: Universidade Estadual de Maringá.

HECHT, J. S., LACOMBE, G., ARIAS, M. E., DANG, D. T., PIMAN, T. 2019. Hydropower dams of the Mekong River basin: a review of their hydrological impacts. 568: 285-300. doi: 10.1016/j.jhydrol.2018.10.045

HOEINGHAUS, D. J., AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., PELICICLE, F. M., OKADA, E. K., LATINI, J. D., KASHIWAQUI, E. A. L., WINEMILLER, K. O. 2009. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. 235: 1222-1231.

IBAMA. 2007. Brasília, 113 p.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade Org. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio. 1232p.

IHERING, R. VON. 1946. Da vida dos nossos animais - fauna do Brasil. São Leopoldo: Ed. Rotermond, 2nd ed., 319 p.

IUCN International Union for Conservation of Nature. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN.

IUCN International Union for Conservation of Nature. 2017 The IUCN red list of threatened species. <http://www.iucnredlist.org/>.

KAVALCO, K. F, PAZZA, R. 2007. Aspectos Biogeográficos de componentes da Ictiofauna da América Central. São Paulo, 6: 147-153.

LIRA, N. A., POMPEU, P. S., AGOSTINHO, C. S., AGOSTINHO, A. A., ARCIFA, M. S., PELICICE, F. M. 2017. Fish passages in South America: an overview of studied facilities and research effort. 152.

MAKRAKIS, S., MAKRAKIS, M. C., WAGNER, R. L., DIAS, J. H. P., GOMES, L. C. 2007a. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. 52: 197-204.

MAKRAKIS, S., GOMES, L. C., MAKRAKI, M. C., FERNANDEZ, D. R., PAVANELLI, C. S. 2007B. THE CANAL DA PIRACEMA AT ITAIPU DAM AS A FISH PASS SYSTEM. 52: 185-195.

MAKRAKIS, S., MIRANDA, L. E., GOMES, L. C., MAKRAKIS, M. C., JUNIOR, H. M. F. 2011. ASCENT OF NEOTROPICAL MIGRATORY FISH IN THE ITAIPU RESERVOIR FISH PASS. 27: 511-519.

MELLO, P. H., VENTURIERI, R. L. L., HONJI, R. M., MOREIRA, R. G. 2009. Threatened fishes of the world: *Pseudoplatystoma corruscans* Agassiz, 1829 Siluriformes: Pimelodidae., 85: 359-360.

MENEZES, R. S. 1956 Fishery and fish culture in the São Francisco Valley. Boletim da Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio do Estado de Pernambuco 23:43–105 in Portuguese.

OHANLEY, J.; POMPEU PS; LOUZADA, M.; LIMA, L. Z. P.; KEMP, P. 2020 Optimizing hydropower dam location and removal in the São Francisco River basin, Brazil to balance hydropower and river biodiversity tradeoffs. Landsc. Urban Plan, v. x, p. 1-9.

OLDANI, N. O., BAIGÚN, C. R. M., NESTLER, J. M., GOODWIN, R. A. 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin?. 52:89-102.

OLDANI, N. O., BAIGÚN, C. R. M. 2002. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana river Argentina–Paraguay. 18: 171-183.

PELICICE, F. M., AGOSTINHO, A. A. 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. 221:180-88.

PELICICE, F. M., AGOSTINHO, C. S. 2012. Deficient downstream passage through fish ladders: the case of PeixeAngical Dam, Tocantins River, Brazil. 104: 705-713.

PELICICE, F. M., POMPEU, P. S., AGOSTINHO, A. A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. 164:697-715.

PERES, C. A. 2005. Porque precisamos de megareservas na Amazônia. Belo Horizonte, 11: 174-189.

PEREIRA, L. H. G., F. FORESTI, AND C. OLIVEIRA. 2009 "Genetic structure of the migratory catfish *corruscans* Siluriformes: Pimelodidae suggests homing behaviour." *EcolFreshw Fish* 18.2: 215-225.

PETTS, G. E. 1989. Historical analysis of fluvial hydrosystems. In: Petts, G. E., Moller, H., A. L. Roux, A. L. Eds. Wiley, 1-18.

POMPEU, P. S., AGOSTINHO, A. A., PELICICE, F. M. 2012. Existing and future challenges: the concept of successful fish passage in South America River Res Appl. 284:504-12.

POMPEU, P. S., MARTINEZ, C. B. 2005. Estabelecimento da Operativa de um Mecanismo de Transposição de Peixes do Tipo Elevador com Caminhão-Tanque. 104: 31-42.

PONDER, W. F., CARTER, G. A., FLEMONS, P., CHAPMAN, R. R. 2001. Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. 153: 648-657.

PRADO, F. D. 2014. Marcadores moleculares na identificação de híbridos e introgressão genética em populações de *Pseudoplatystoma corruscans* e *Pseudoplatystoma reticulatim*. Tese. Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 101p.

REID, S. 1983. La biologia de los bagres rayados y en la cuenca del Río Apure, Venezuela. 1: 13-41.

REIS, R. E., KULLANDER, S. O., FERRARIS JR., C. J. 2003. Introduction. In: Reis, R. E; KULLANDER, S. O., FERRARIS JR., C. J. Eds. EDIPUCRS, Porto Alegre, 1-3.

ROURA-PASCUAL, N., SUAREZ, A. V., GÓMEZ, C., PONS, P., TOUYAMA, Y., WILD, A. L., PETERSON, A. T. 2004. Geographical potential of Argentine ants *Linepithemahumile* Mayr in the face of global climate change., 71: 2527-2535.

RUARO, R., CONCEIÇÃO, E. O., SILVA, J. C., CAFOFO, E. G., ANGULO-VALENCIA, M. A., MANTOVANO, T., BAILLY, D. 2019. Climate change will decrease the range of a keystone fish species in La Plata River Basin, South America. p. 1-19.

SCHAEFER, S. A. 1998. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the Neotropical Cascudinhos Siluroidei: Loricariidae. In: MALABARBA, L. R., REIS, R. E., VARI, R. P., LUCENA, Z. M. S., LUCENA, C. A. S. Eds. EDIPUCRS, Porto Alegre, 363-374.

SILVA, A. B., MARTINS, S. L., PIRES, S. H. M., SÃO PEDRO FILHO, F., LUQUEZ, F. A. F., ARENHARDT, V. 2018. Technology Management with Focus on Fish Transposition System FTS. 59: 222-239.

SILVA, A. B. 2015. Influência de fatores históricos e da fragmentação do habitat sobre a diversidade genética de Siluriformes: Pimelodidae. Tese. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 84 p.

SILVA, M. 2005. The Brazilian protected areas program.193, 608-611.

SUZUKI, F. M., PIRES, L. V., POMPEU, P. S. 2011. Passage of fish larvae and eggs through the Funil, Itutinga and Camargos Reservoirs on the upper Rio Grande Minas Gerais, Brazil. 93:617-22.

SUZUKI, H. I., AGOSTINHO, A. A., BAILLY, D., GIMENES, M. F., JÚLIO-JUNIOR, H. F., GOMES, L. C. 2009. Inter-annual variations in the abundance of young-of-

the-year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. 692, 649-660.

TÓFOLI, R. M., ALVES, G. H. Z., DIAS, R. M., et al., 2016. Brazil's Amazonian fish at risk by decree. 353, 229.

VARI, R. P., MALABARBA, L. R. 1998. Neotrop. Ichthyol: an overview. In: Malabarba, L. REIS, R. E. VARI, R. P. LUCENA, C. A. S., LUCENA, Z.M.S. Eds. EDIPUCRS, Porto Alegre, 1-11.

VONO, V., BIZZOTTO, P. M., GODINHO, H. P., GODINHO, A. L., KYNARD, B. 2004. Fish passage at the Igarapava fish ladder, River Grande, Brazil. , 179-182.

WHITTAKER, R. J., ARAUJO, M. B., PAUL, J., LADLE, R. J., WATSON, J. E. M., WILLIS, K. J. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. 11: 3-23.

WINEMILLER, K. O., AGOSTINHO, A. A., CARAMASCHI, E. P. 2005. Fishes. In: Dudgeon, D., Cressa, C. eds. Elsevier Science, Amsterdam.

WINEMILLER, K. O., MCINTYRE, P. B., CASTELLO, L., FLUET-CHOUINARD, E., GIARRIZZO, T., NAM, S., STIASSNY, M. L. J. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. 3516269, 128-129.

WINEMILLER, K. O., MCINTYRE, P. B., CASTELLO, L. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. 351, 128–129.

ZAMBALDI, L.; POMPEU, P. SANTOS. 2020. Evaluation of River Fragmentation and Implications for the Conservation of Migratory Fish in Southeastern Brazil. v. X, p. 1.

ZIV, G., BARAN, E., NAM, S., RODRÍGUEZ-ITURBE, I., LEVIN, S. A. 2012. Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin., 10915, 5609-5614.

## **CAPÍTULO 3**

### **5. Toxicidade e efeito do nitrato sobre os estágios de desenvolvimento inicial de três espécies de peixes neotropicais**

#### **5.1. Introdução**

Aproximadamente 71% da superfície do planeta terra é coberta por água no qual 2,7% compõem água doce (SHIKLOMANOV, 1993). Desta, a maior parte (1,8%) está congelada e apenas uma mínima parcela (<1,0%) encontra-se disponível em rios e lagos, os quais são essenciais para a manutenção da biosfera (SHIKLOMANOV; RODDA, 2003). Contudo, nos últimos dois séculos o aumento demográfico e o crescimento desproporcional da urbanização, tem resultado em eventos catastróficos nos ambientes aquáticos continentais (DODDS et al., 2013; KUMAR et al., 2018; REID et al., 2018). As ações antrópicas sob os corpos hídricos, afetam a estrutura primária dos sistemas, a qualidade e quantidade da água e por conseguinte a biodiversidade existente (HAMILTON et al., 2017; DOMINGUES et al., 2021; OLIVEIRA et al., 2022).

Dentre os principais poluentes oriundos de atividades humanas, destacam-se os contaminantes tóxicos que em geral podem atuar de diferentes maneiras, dependendo de suas características, concentrações, condições da qualidade da água, período de exposição e sensibilidade das espécies (KIM; KANG, 2016; KIM et al., 2017; ZHAO et al., 2020). Em alguns casos os agentes tóxicos podem ser letais aos organismos, ou ocorrer situações de menores concentrações com excedentes efeitos subletais. Além disso, a exposição pode induzir efeitos nocivos e impactar potencialmente as populações aquáticas (HAMILTON et al., 2016; GORDON et al., 2018).

O nitrato é uma substância toxica representada na forma oxidada do nitrogênio, que entra naturalmente nos sistemas aquáticos por meio da atmosfera, atividades vulcânicas, lixiviação de rochas e detritos vegetais (CANADIAN et al., 1999; MCGURK et al., 2006). No entanto, ações antropogênicas como o escoamento urbano de agricultura, resíduos industriais e efluentes de esgoto, são

fontes potências dessa substância, levando a um grande input de nitrogênio quando alcançam os corpos hídricos (CAMARGO et al., 2005).

De forma geral, o crescente aumento das concentrações de nitrato nos ambientes aquáticos, vem causando sérios problemas ambientais responsáveis pela degradação da qualidade da água em escala mundial (SMITH, 2003; CAMARGO et al., 2005; REID et al., 2018). Para tentar controlar as contaminações por nitrato, os órgãos ambientais em todo o mundo apresentaram normas com as concentrações máximas permitidas nos corpos aquáticos usados para o abastecimento humano, como é o caso dos Estados Unidos (10mg/L – NO<sub>3</sub>), Brasil (10mg/L – NO<sub>3</sub>) e Europa (11,3 mg/L – NO<sub>3</sub>) (European Council 1998; U.S. Environmental Protection Agency 1996, BRASIL, 2005; BRASIL, 2011, GARCÍA-DIZ, 2011).

Embora exista uma preocupação mundial com o aumento das concentrações de nitrato em águas subterrâneas e superficiais, poucos estudos foram realizados para avaliar a toxicidade desse agente em animais aquáticos (Camargo et al., 2005). Muitos estudos que buscam responder a toxicidade de nitrato nos corpos hídricos vêm utilizando os estágios iniciais de vida dos peixes como importantes bioindicadores, uma vez que estes organismos são sensíveis as alterações ambientais em curta escala temporal e espacial (YANG et al., 2019; OPINION et al., 2020; GOMES-ISAZA et al., 2021).

A principal ação tóxica do nitrato em organismos osmorreguladores como os peixes é a conversão das proteínas transportadoras de oxigênio como hemoglobina ou hemocianina, em metahemoglobina, forma incapaz de transportar oxigênio no sangue, aumentando a suscetibilidade dos animais a outros estressores (GOMEZ-ISAZA et al., 2021). No entanto, a literatura crescente indica que o nitrato tem o potencial de influenciar de diferentes formas os peixes, causando principalmente efeitos deletérios e subletais, prejudiciais aos sistemas de criação, mas também com reflexos nos ambientes naturais (GOMEZ-ISAZA et al., 2018, 2020). Por exemplo, VAN BUSSEL, et al. (2012) observaram efeitos negativo na saúde de juvenis de *Psetta maxima* (LINNAEUS, 1758) expostos por longo tempo em altas concentrações de nitrato. YANG et al., (2021) descobriram



que concentrações acima de 2.000 mg/L de nitrato-N causa reduções significativas no ganho médio de peso e conversão alimentar das fases jovens de *Hexagrammos otakii* JORDAN, STARKS, 1895. Enquanto SCHRAM et al. (2014) observaram que o consumo de ração e a taxa de crescimento do bagre africano *Clarias gariepinus* foram negativamente impactados por concentrações de nitrato-N acima de 140 mg/L.

Apesar dos avanços no entendimento da interação entre nitrato e as fases iniciais do ciclo de vida dos peixes, a grande maioria dos estudos ecotoxicológicos dessa natureza estão voltados para os ambientes marinhos e climas temperados (YANG et al., 2019; OPINION et al., 2020; GOMES-ISAZA et al., 2021). Ainda que exista legislação impondo um limite das concentrações máximas de nitrato nos corpos hídricos para o consumo humano, não se conhece o limite tolerável pelos organismos que habitam as águas continentais, em especial os peixes tropicais.

Neste contexto, foi avaliado os possíveis efeitos tóxicos do nitrato sobre a sobrevivência e o desenvolvimento inicial de larvas de espécies de peixes Neotropicais. A hipótese testada foi de que a exposição de larvas de peixes ao nitrato acima de certas concentrações de limiar afetaria diretamente a sobrevivência e o desempenho dos peixes durante a ontogenia inicial. Não foram estabelecidas concentrações limiares de nitrato para as larvas. Para testar esta hipótese e estabelecer concentrações limiares, expusemos larvas de três espécies de peixes com distintas características funcionais a diferentes níveis de nitrato na água por 30 dias. Essas informações servirão como linha de base para ajudar os órgãos ambientais na adequação das normativas voltadas para a conservação dos ecossistemas aquáticos e da ictiofauna neotropical.

## **5.2. Material e Métodos**

### **5.2.1. Ensaios de larvicultura**

Para atingir os objetivos deste trabalho, foram realizados ensaios com larvas de três espécies de peixes nativas da bacia do rio Paraíba do Sul, sendo *Astyanax lacustris* (LÜTKEN, 1875), *Brycon opalinus* (CUVIER, 1819) e

*Prochilodus vimbooides* (KNER, 1859). As larvas foram obtidas através da indução reprodutiva de adultos seguindo o protocolo proposto por Woynarovich e Horváth (1983). Para isso, foram separadas 20 fêmeas e 20 machos de cada espécie, submetidos a jejum de 24 horas em aquários contendo água proveniente da barragem da Usina Hidrelétrica de Paraibuna (CESP), na cidade de Paraibuna, estado de São Paulo. Em seguida, foi realizado o processo de indução à reprodução com extrato de hipófise de carpa (CPE), utilizando 6 mg kg<sup>-1</sup> de CPE para as fêmeas, dividido em duas doses com intervalo de 8 horas, e dose única de 2 mg kg<sup>-1</sup> para os machos, aplicada simultaneamente com a segunda dose das fêmeas. Posteriormente, os lotes de pares de cada espécie foram colocados em tanques de 1000 L que foram recobertos por uma manta de lona 70% preta. A temperatura foi mantida a 26 °C utilizando aquecedores de 250 W.

Após a desova, os ovos das espécies foram colocados em incubadoras com temperatura de 22 °C e pH 7, onde foram monitorados até a eclosão das larvas. Após esse processo, as larvas foram dispostas em aquários experimentais de 2 L em cinco tratamentos, baseados no limite máximo estabelecido pela CONAMA nº 357/2005 e a Resolução CNRH nº 91/2008 com concentrações de nitrato de 0 a 10 mg/L, distribuídos em um delineamento inteiramente ao acaso e com quatro repetições cada. Em cada unidade experimental foram utilizadas 10 larvas.

Para a manutenção dos valores de nitrato nos diferentes valores preconizados, foram realizadas análises diárias da concentração de nitrato com o auxílio da sonda multiparâmetro YSI Professional Plus. Para tanto, era feita a troca de 90% da água com a correção do nitrato utilizando uma solução estoque de nitrato de sódio, diluída nas devidas concentrações (0, 3, 5, 7 e 10 mg/L), uma vez ao dia. A temperatura foi mantida através de banho-maria a 26 °C, utilizando bandejas com água e termostato, e a concentração de oxigênio foi mantida acima de 7 mg/L utilizando um sistema de aeração com pedras porosas, ligado a um soprador de ar.

A alimentação das larvas foi realizada com náuplios de *Artemia* spp. Para a eclosão dos cistos de *Artemia* spp. foram utilizadas incubadoras de 2,5 L

confeccionadas com garrafa pet abastecidas com água contendo 35 ppm de cloreto de sódio, com aeração e iluminação constante. Após 24 horas de incubação, os náuplios foram retirados das incubadoras, peneirados e imergidos em água doce para retirada da água salgada. A alimentação foi fornecida até a saciedade duas vezes ao dia.

O experimento foi conduzido durante 30 dias. A sobrevivência foi avaliada diariamente e as larvas mortas foram retiradas imediatamente para evitar interferências na qualidade da água devido ao processo de decomposição e a alimentação foi ajustada para a quantidade de larvas que restou. Ao final do período experimental, as larvas sobreviventes de cada unidade experimental foram contadas, anestesiadas com solução de Benzocaína (1 grama para 10 mL de álcool) e fixadas em solução de formol 4%, tamponado com carbonato de cálcio (REYNALTE-TATAJE, ZANIBONI FILHO, 2008).

No início do experimento foi obtida uma amostra de 10 larvas para tomada das medidas iniciais de comprimento total (mm) e o comprimento padrão (mm) utilizando o microscópio estereoscópio. Ao término do experimento, além de realizar as medidas de comprimento total e padrão, também foi observada a ocorrência de deformidades esqueléticas, as quais foram avaliadas e classificadas de acordo com Gavaia et al. (2002). A taxa de sobrevivência das larvas em cada tratamento foi calculada através da equação:  $S = (\text{número de larvas vivas ao final do experimento} / \text{número inicial de larvas}) \times 100$ .

Durante o experimento foram monitoradas diariamente e utilizando aparelhos eletrônicos digitais (Multi analisador Horiba U50): a temperatura, através do termômetro de mercúrio (°C), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ) e o oxigênio dissolvido (mg/L).

### **5.2.2. Processamento e análise histológica**

Ao final do experimento, duas larvas foram separadas por tratamento e controle, e submetidas às análises das estruturas histológicas dos cortes das brânquias, intestino e fígado de modo a avaliar possíveis efeitos das

concentrações de nitrato utilizadas durante o experimento. Para isso, as larvas, por seu pequeno tamanho, foram colocadas inteiramente na parafina sendo realizado o processamento tecidual de rotina para a inclusão em parafina e coloração de hematoxilina e eosina. Resumidamente, as amostras foram desidratadas em sequências de 1 h de banhos de álcool (50%, 70%, 90% e quatro banhos de álcool 100%), diafanizados em xilol (3 banhos de 1h) e embebidos em parafina fundida a 60 - 65 °C (2 banhos de 1h). Em seguida, as larvas foram incluídas em blocos de parafina e cortadas longitudinalmente em micrótomo (4 µm). Os cortes foram corados com hematoxilina-eosina e visualizados em microscópio óptico.

### **5.2.3. Classificação funcional**

Os traços funcionais foram selecionados segundo os aspectos biológicos dos peixes adultos e sua relação com as funções do ecossistema e da comunidade (ROSADO et al., 2013; WINEMILLER et al., 2015; GOGOLA et al., 2021). Cada espécie foi classificada em quatro grupos funcionais definidos pela (1) estratégia de história de vida, (2) hábito alimentar, (3) tipo de migração e (4) estratégias de natação/uso de microhabitat, de acordo com ARANTES et al., (2018, 2019) e SILVA et al., (2021).

### **5.2.4. Análise dos dados**

Para verificar os efeitos do nitrato sobre a taxa de sobrevivência, variáveis morfométricas e porcentagem de larvas com distúrbios esqueléticos, realizamos inicialmente uma análise de variância unilateral (ANOVA) e, com resultados significativos, uma análise *post-hoc* (teste de Dunnett) para verificar os tratamentos que diferem entre si. Todas as análises foram realizadas no software R, considerando o nível de significância de  $p = 0,05$ .

## **5.3. Resultados**

Durante o ensaio de larvicultura, os parâmetros físicos e químicos foram controlados e não foram observadas grandes variações. Os valores médios foram: temperatura  $26 \pm 0,97$  °C, condutividade elétrica  $43 \pm 12,05$   $\mu\text{s cm}^{-1}$ , pH  $7,3 \pm 0,06$  e o oxigênio dissolvido em  $6,45 \pm 0,04$  mg/L.

No início dos ensaios experimentais, as larvas recém-eclodidas de *A. lacustris*, *B. opalinus* e *P. vimboides* permaneceram no fundo do aquário e realizaram apenas natação vertical. Após dois dias da eclosão, foi possível observar a abertura bucal das larvas, sendo ofertados 3 mL de náuplios de *Artemia* spp. três vezes ao dia. No terceiro dia após o início do experimento, as larvas apresentavam natação horizontal e olhos pigmentados. As larvas das três espécies analisadas não apresentaram diferenças comportamentais entre os tratamentos e o grupo controle durante todo o ensaio.

As concentrações de nitrato testadas afetaram significativamente os comprimentos totais e padrão das larvas de *A. lacustris* (Tabela 1, Figura 2). Para as larvas de *B. opalinus*, foram observados efeitos significativos somente para o comprimento padrão, enquanto para as de *P. vimboides*, não foram detectadas variações nas variáveis analisadas (Tabela 1, Figura 2).

Não foi observado efeito agudo (mortalidade) nas primeiras 96 h de ensaio para as concentrações testadas. Entretanto, ao final dos trinta dias (efeitos crônicos) foi possível observar que a taxa de sobrevivência das larvas de *P. vimboides* foi significativamente menor nas concentrações acima de 3 mg/L ( $F = 3,204$  e  $p = 0,043$ ) (Tabela 1). Por outro lado, para as larvas de *A. lacustris* e *B. opalinus*, a taxa de sobrevivência não foi afetada em nenhuma das concentrações testadas ( $F = 3,285$  e  $p = 0,85$ ;  $F = 0,536$ ,  $p = 0,712$ , respectivamente).

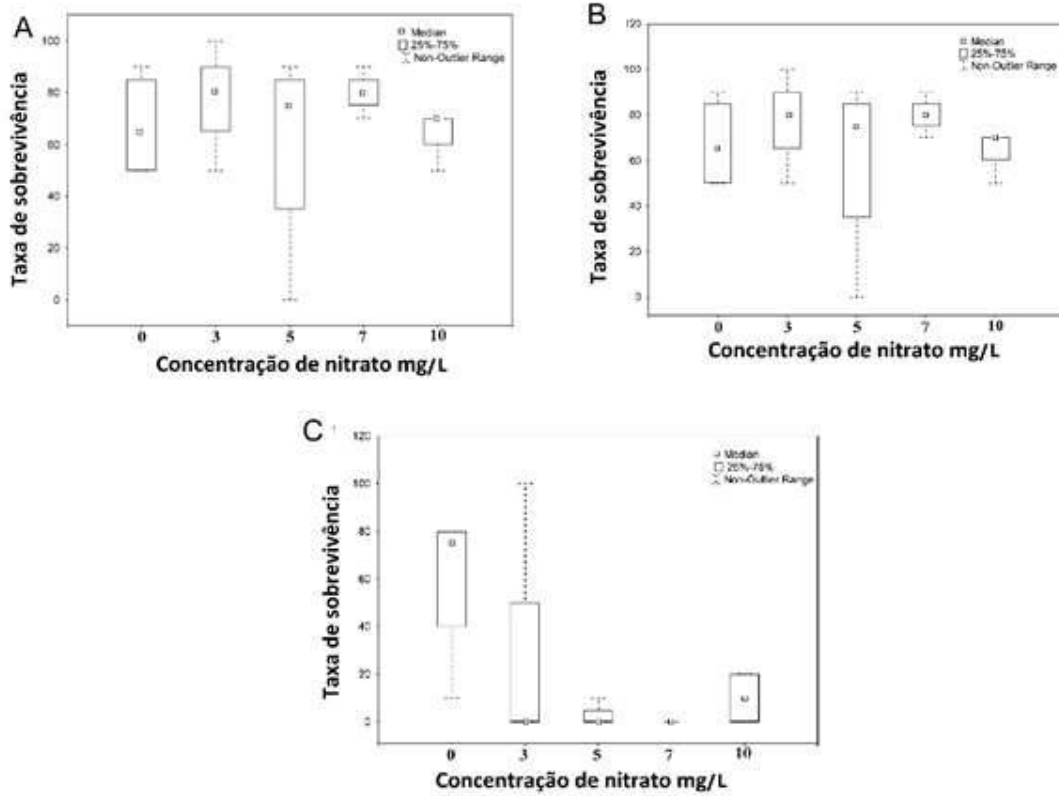


Figura 1. Taxa de sobrevivência das larvas de: **A:** *Astyanax lacustris*, **B:** *Brycon opalinus*, e **C:** *Prochilodus vimboides*, expostas a diferentes concentrações de nitrato (0, 3, 5, 7 e 10 mg/L de nitrato).

Tabela 1. Valores médios (X), desvio padrão (DP) e análise de variância (Anova) das variáveis morfométricas (mm) obtidas em larvas após larvicultura de *Astyanax lacustris*, *Brycon opalinus* e *Prochilodus vimboides* em ensaios experimentais com diferentes concentrações de Nitrato (CT = Comprimento total; CF = Comprimento padrão; GL = Graus de liberdade). Em negrito estão os valores que diferiram significativamente.

Medidas (X±SD)	Tratamentos					Anova		
	0 mg/L	3 mg/L	5 mg/L	7 mg/L	10 mg/L	F	P	DF
<i>Astyanax lacustris</i>								
<b>CT</b>	1.56±0.21	1.88±0.10	2.03±0.10	1.91±0.16	1.83±0.15	<b>5.52</b>	<b>P&lt;0.05</b>	4
<b>CP</b>	1.20±0.08	1.46±0.06	1.61±0.08	1.51±0.08	1.43±0.10	<b>13.36</b>	<b>P&lt;0.05</b>	4
<i>Brycon opalinus</i>								
<b>CT</b>	2.08±0.05	2.13±0.05	2.31±0.10	2.18±0.10	2.28±0.15	<b>3.64</b>	<b>P&lt;0.05</b>	4
<b>CP</b>	1.76±0.06	1.73±0.05	1.91±0.10	1.78±0.10	1.83±0.15	1.73	P>0.05	4
<i>Prochilodus vimboides</i>								
<b>CT</b>	2.23±0.95	2.51	1.51	NA	1.56±0.07	2.70	P>0.05	
<b>CP</b>	1.81±0.71	2.01	1.21	NA	1.21±0.00	3.27	P>0.05	

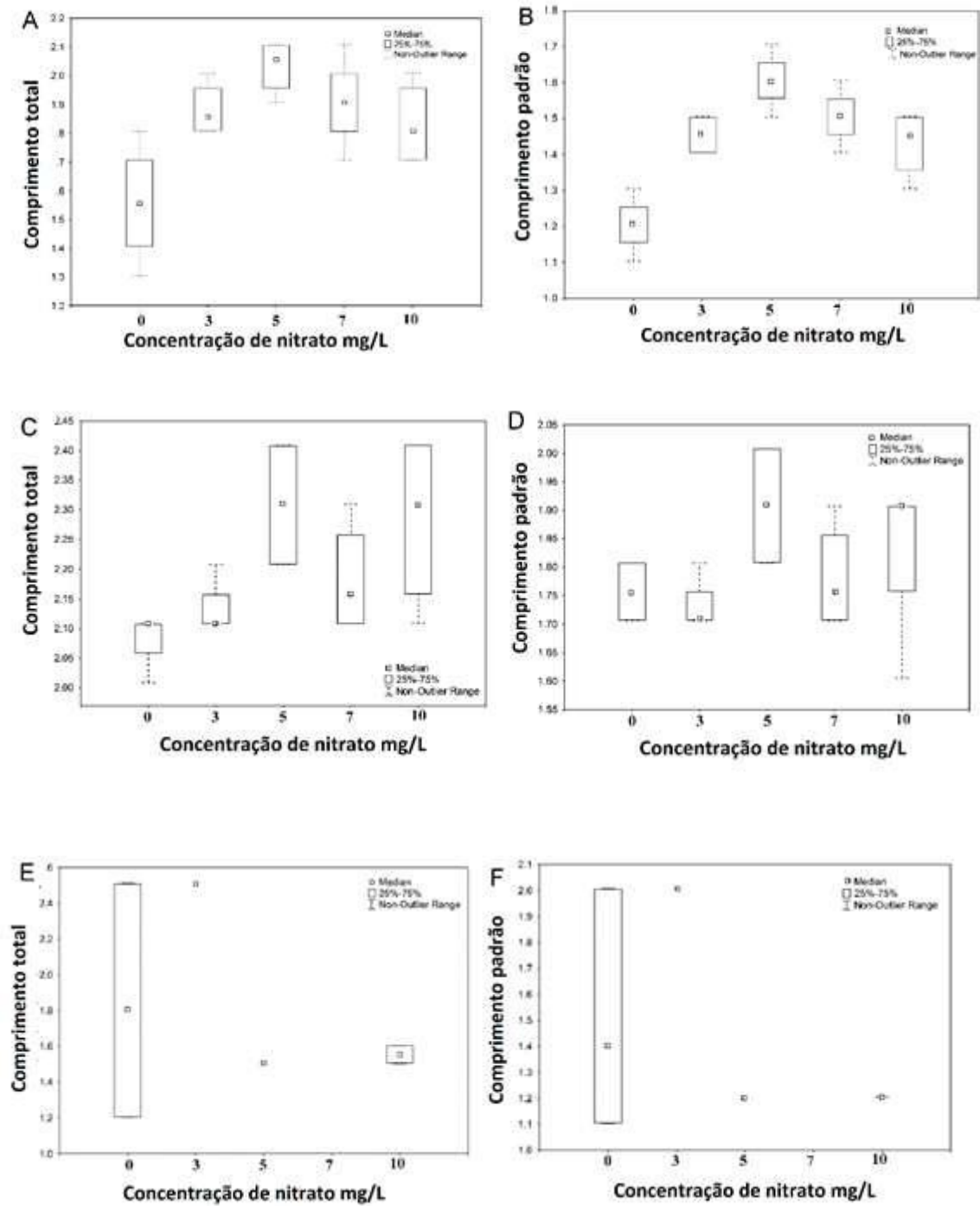


Figura 2. Comprimento total e comprimento padrão (mm) das larvas de A e B: *Astyanax lacustres*, C e D: *Brycon opalinus*, E e F: *Prochilodus vimboides*, expostas a diferentes concentrações de nitrato (0, 3, 5, 7 e 10 mg/L de nitrato).



Quando a histologia das larvas das três espécies também foi analisada, não foi observada nenhuma anomalia.

#### **5.4. Discussão**

Corroborando com esses estudos, nossos dados mostram que existe letalidade e efeitos subletais pelo nitrato em larvas de peixes abaixo do máximo de 10 mg/L das normas federais.

A partir desse estudo, fica evidente a necessidade de entender como os compostos nitrogenados, como o nitrato, afetam as assembleias de peixes, principalmente pelo aumento de descargas antrópicas de nitrato em corpos aquáticos superficiais (Camargo et al., 2005). Os resultados demonstram o efeito da toxicidade do nitrato sobre as fases iniciais do ciclo de vida dos peixes e indicam que as espécies pertencentes a diferentes grupos funcionais não respondem de maneira igual aos níveis de nitrato. As larvas de peixes de espécies consideradas periódicas são altriciais, possuem aceleradas taxas metabólicas e crescimento rápido.

A qualidade da água no nosso estudo se apresentou nas diretrizes de experimentos de bioensaios da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004). Os parâmetros limnológicos do nosso estudo se manteve sem alterações significativas e, apesar do acréscimo de íons de nitrato na água, a condutividade elétrica se manteve estável durante todo o experimento.

Os resultados encontrados apontam para uma alta taxa de mortalidade das larvas de *P. vimboides*, principalmente nas concentrações de 5, 7 e 10 mg/L de nitrato. Ao longo da ontogenia as espécies do gênero *Prochilodus* sofrem drásticas mudanças no hábito alimentar, tornando-se detritívoros ainda no estágio larval (~12 dias pós-eclosão) e passam a consumir, além do alimento fornecido, resíduos provenientes de sobras do arraçoamento, fezes e algas perifíticas naturais do tanque de criação (SOUZA et al., 2016). O nitrato está diretamente relacionado a matéria orgânica nos viveiros, portanto a maior plasticidade trófica em peixes detritívoros aumenta o grau de intoxicação durante as fases iniciais (PRADO et al.,

2020; SILVA; STEWART, 2017) e provavelmente favorece as elevadas taxas de mortalidade observadas em *Prochilodus vimboide* no estudo.

As larvas de *P. vimbroide*, apesar de serem altriciais após a eclosão, destacam-se como a mais longas entre as espécies aqui estudadas. O tamanho dos indivíduos pode ser considerado um fator relevante para a tolerância dos níveis de nitrato. Existem evidências de que peixes mais jovens de tamanho corporal maior possuem menor capacidade de suportar diferentes concentrações de nitrato, justamente por apresentar grande área de superfície de contato para a absorção em relação à massa corpórea e, conseqüentemente, maiores taxas respiratórias (GOMEZ ISAZA et al., 2021). Assim, em ambientes onde os níveis de nitrato são elevados, ocorre grande exposição das brânquias a substância tóxica, o que pode ocasionar alterações histopatológicas e afetar diretamente os mecanismos de respiração e osmorregulação das larvas (BENLI; KÖKSAL, 2005).

Dessa forma, é indicada a manutenção de larvas e alevinos de grumatã em concentrações inferiores a 5, 7 e 10 mg/L de nitrato, sinalizando que este composto deve ser monitorado nos sistemas de larvicultura e de ambientes aquáticos naturais, de modo a evitar maiores problemas durante a produção de alevinos e no recrutamento biológico em ambiente selvagem.

No entanto, essas concentrações não afetaram a sobrevivência das larvas de *A. lacustris* e *B. opalinus*. Isso pode ser explicado pelo fato da letalidade do nitrato em peixes ser uma questão variável, podendo ocorrer mortalidades em concentrações baixas, como no caso de *Oncorhynchus mykiss*, *Oncorhynchus tshawytscha* e *Salmo clarki*, que houve mortalidade com concentração de 1,1, 2,3 e 4,5 mg/L de nitrato, respectivamente (KINCHELOE et al., 1979; CAMARGO et al., 2005). Também existem espécies de peixes que possuem maior resistência a altas concentrações, como o *Heteromycteris capensis*, suportando uma concentração de 5050 mg/L de nitrato (BROWNELL 1980; CAMARGO et al., 2005).

O pouco efeito das concentrações de nitrato apresentado nas larvas de *A. lacustris* é relatado por alguns autores e, em geral, o gênero *Astyanax* possui grande resistência aos efeitos negativos do meio ambiente devido a sua estratégia de migração sedentária e história de vida periódica com reprodução em tamanho

pequeno, favorecendo o rápido desenvolvimento inicial e resiliência populacional, que auxilia em sua alta plasticidade ambiental (DIAS et al., 2005; SUZUKI et al., 2009; SANTOS et al., 2020). Quando se observa as larvas de *B. opalinus*, o pouco efeito causado não é comum para este gênero, visto que espécies desse grupo são migradoras de médio a grande porte com reprodução periódica, portanto são mais suscetíveis a qualquer tipo de alteração do sistema hídrico (BARRELA et al., 2001; ANDRADE-TALMELLI et al., 2002) comparadas às larvas das espécies de estrategistas de equilíbrio (WINEMILLER; ROSE, 1992), como os bagres *Ictalurus punctatus* que suportam elevadas concentrações de nitrato por longo tempo, sem afetar seu crescimento e atividade alimentar (CAMARGO et al., 2005). Um exemplo típico do gênero é a espécie de *Brycon orbignyianus* (VALENCIENNES, 1850), que já está quase extinta em rios de alguns estados em consequência de sua sensibilidade a distúrbios como poluição, desmatamento e falta de alimentação adequada (BARRELA et al., 2001; GOMIERO et al., 2007).

Efeitos subletais foram observados em larvas de duas das três espécies estudadas. Foi possível verificar alterações nos comprimentos das larvas de *A. lacustris* e *B. opalinus* nas concentrações de 7 e 10 mg/L de nitrato. Scott e Crunkilton (2000) encontraram resultado semelhante em larvas de *Pimephales promelas*, sugerindo que a toxicidade do nitrato possa causar a oxidação da hemoglobina, tornando-a incapaz de transportar oxigênio, afetando assim o crescimento das larvas. No entanto, é de suma importância entender que efeitos subletais são extremamente prejudiciais para o desempenho dos peixes, principalmente durante seu desenvolvimento inicial, devido a sua fragilidade.

Scott e Crunkilton (2000) relataram efeitos de letargia e deformações de espinhos dorsais de *P. promelas* em concentrações subletais para essa espécie. É possível observar pelos nossos dados, que houve variações dos tamanhos das larvas nas concentrações de 0 mg/L e 3 mg/L, que apresentaram larvas com menores tamanhos em *A. lacustris*, e *B. opalinus*, (SCHIMITTOU, 1993; HUNTINGFORD; LEANIZ, 1997; CAVERO et al., 2003) apontando que densidades de grande estocagem em ambientes pequenos podem causar variações no comprimento dos peixes, principalmente se ocorre adensamento dos peixes,

dificultado o acesso ao alimento e afetando o tamanho dos indivíduos, ou até mesmo criando classes hierárquicas, que causam a monopolização do alimento pelos espécimes dominantes, que além de consumirem primeiro, podem impedir que os peixes subordinados se alimentem (MACLEAN; METCALFE, 2001; CAVERO et al., 2003).

A falta de danos histológicos e morfológicos nas três espécies também foi algo incomum, visto que, a primeira indicação que concentrações baixas de nitrato são tóxicas a peixes foi relatada por Grabda et al. (1974), onde observaram que concentrações entre 5 e 6 mg/L aumentaram a quantidade de ferro hemoglobina nos organismos e causava danos no fígado. Posteriormente, Kincheloe et al. (1979), observaram que ovos de *O. mykiss*, e de *Salmo clarki* expostos a concentrações de 1,1 a 4,5 mg/L tiveram um aumento considerável na mortalidade, levando a conclusão de que mesmo concentrações tão baixas de nitrato podem limitar a sobrevivência de populações de salmonídeos.

Fica evidente que o aumento das concentrações de nitrato por fontes antropogênicas causa efeitos deletérios nas fases iniciais dos peixes, sejam eles efeitos letais ou subletais. Nosso estudo permitiu perceber que concentrações de nitrato inferiores ao máximo permitido pelos órgãos ambientais afetam diretamente a sobrevivência e o desempenho de peixes, e afeta cada espécie de diferentes formas. Portanto, podemos inferir que as concentrações de nitrato abaixo das normas causam danos, mostrando que essas normas não estão sendo totalmente efetivas na manutenção de toda a vida aquática e precisam ser revistas.

## 5.5 Referências

ALEGRIA, S. A. F. 2006. Dispersão de poluentes em um trecho do rio Cixipó: Modelagem e aproximação numérica. 2006. 82p. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Mato Grosso, Mato Grosso.

ALBINATI, A. C. L., MOREIRA, E. L. T., ALBINATI, R. C. B., CARVALHO, J. V., SANTOS, G. B., LIRA, A. D. 2007. Revista. Brasileira Saúde Produção. Animal, 8(3): 184-192.

ANDRADE-TALMELLI, E. F., KAVAMOTO, E. M., NARAHARA, M. Y., FENERICH-VERANI, N. 2002. Reprodução induzida da piabanha, *Brycon insignis*, mantida em cativeiro. *Rev. Bras. Zootec*, vol. 31, no. 2, p. 803-811.

ARANTES, C. C., WINEMILLER, K., PETRERE, M., CASTELLO, L., HESS, L., FREITAS, C. E. 2018. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology* 55: 386–395.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro-RJ, 2004. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS.

BARRELA, W., PETRERE, J. R., SMITH, W. S., MONTAG, L. F. A. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In *Matas Ciliares. Conservação e recuperação* Eds: RODRIGUES; LEITÃO FILHO, Edusp, 320p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 15 de junho de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/ conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 01 outubro 2012.

BENLI, A. C. K., KÖKSAL, G. 2005. A toxicidade aguda da amônia em larvas e alevinos de tilápia (*Oreochromis niloticus* L.). *Jornal Turco de Ciências Veterinárias e Animais*, 29(2): 339-344.D.F.

BOESCH. 2002. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems *Estuaries*, 25 (2002), pp. 744-758

BROWNELL, K. D., STUNKARD, A. J., ALBAUM, J. M. 1980. Evaluation and modification of exercise patterns in the natural environment. *Am J Psychiatry*, 137(12):1540-5. doi: 10.1176/ajp.137.12.1540. PMID: 7435710.

CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., FERREIRA, K. M., RIBEIRO, A. C., BENINE, R.C., DARDIS, G. Z. P., MELO, A. L. A., STOPIGLIA, R., ABREU, T. X., BOCKMANN, F. A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z., LIMA, F. C. T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3: 1-31.

CASATTI, L., TERESA, F. B., ZENI, J. O., RIBEIRO, M. D., BREJÃO, G. L., CENEVIVA-BASTOS, M. 2015. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical Agroecosystems. *Environ Manag* 55(6):1300–1314.

CAMARGO, J. A., ALONSO, A., SALAMANCA, A. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58(9), 1255-1267.

CAVERO, S. P. F., ROUBACH, M., ITUASSÚ, R., GANDRA, D., CRESCÊNCIO, A. R. 2003. Efeito da densidade de estocagem na homogeneidade do crescimento de juvenis de pirarucu em ambiente confinado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 38. 10.1590/S0100-204X2003000100014.

CUNICO, A. M., FERREIRA, E. A., AGOSTINHO, A. A., BEAUMORD, A. C., FERNANDES, R. 2012. The effects of local and regional environmental factors on

the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landsc Urban Plan* 105:336–344.

DIAS, R. M., BAILLY, D., ANTÔNIO, R. R., SUZUKI, H. I., AGOSTINHO, A. A., 2005. Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the "lambari" *Astyanax altiparanae* (Tetraodonopterinae; Characidae. *Braz. Arch. Biol.*

DODDS, W. K., PERKIN, J. S., GERKEN, J. E. 2013. Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective. *Environmental science & technology*, 47(16), 9061-9068.

DOMINGUES, A. L. L., BISCALQUINI, A. C., SENHUK, A. P. M. DOS S., ANHÊ, A. C. B. M. 2021. Impact of urbanization on the water quality of the Uberaba River and tributaries. *Ciência E Natura*, 43, e68. <https://doi.org/10.5902/2179460X63662>

FRANCIS, R. A. 2012. Positioning urban rivers within urban ecology. *Urban Ecosyst* 15:285–291.

GAVAIA, P.J., DINIS, M.T., CANCELA, M.L., 2002. Osteological development and abnormalities of the vertebral column and caudal skeleton in larval and juvenile stages of hatchery-reared Senegal sole (*Solea senegalensis*). *Aquaculture*, Amsterdam 211 (2), 305–323. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00167-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00167-9)

GRABDA, E.; EINSZPORN-ORECKA, T.; FELINSKA, C.; ZBANYSEK, R. 1974 Experimental methemoglobinemia in trout. *Acta Ichthyol. Pisc.*, 4: 43-71.

GOMEZ - ISAZA, D. F., CRAMP, R. L., FRANKLIN, C. E. 2021. Thermal plasticity of the cardiorespiratory system provides cross-tolerance protection to fish exposed to elevated nitrate. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 240, 108920.

GOMEZ - ISAZA, D. F., CRAMP, R. L., FRANKLIN, C. E. 2020. Living in polluted waters: A meta-analysis of the effects of nitrate and interactions with other environmental stressors on freshwater taxa. *Environmental Pollution*, 261, 114091.

GOMEZ - ISAZA, D. F., CRAMP, R. L., FRANKLIN, C. E. 2018. Negative impacts of elevated nitrate on physiological performance are not exacerbated by low pH. *Aquatic Toxicology*, 200, 217-225.

GOMIERO, L. M., SOUZA, U. P. BRAGA, F. M. S. 2007. Reprodução e alimentação de *Rhamdia quelen* (Quoy Gaimard, 1824) em rios do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, SP. *Biota Neotrop.* 7(3):1-7.

GORDON, T. A., HARDING, H. R., CLEVER, F. K., DAVIDSON, I. K., DAVISON, W. 2018. Fishes in a changing world: learning from the past to promote sustainability of fish populations *Journal of Fish Biology*, 92(3): 804-827  
<https://doi.org/10.1111/jfb.13546>

GOGOLA, T. M., PIANA, P. A., SILVA, P. R. L., TOPAN, D. A., SANCHES, P. V., 2021. Fish reproductive activity reveals temporal variations predominating spatial heterogeneity in maintaining high functional diversity of a Neotropical reservoir. *Ecology of Freshwater Fish* 31: 154–163.

HAMILTON. P. B., ROLSHAUSEN, G., UREN WEBSTER, T. M., TYLER, C. R. 2017. Adaptive capabilities and fitness consequences associated with pollution exposure in fish. *Phil. Trans. R. Soc. B* 372: 20160042.  
<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2016.0042>

HOELLEIN, T., ROJAS, M., PINK, A., GASIOR, J., KELLY, J. 2014. Anthropogenic Litter in Urban Freshwater Ecosystems: Distribution and Microbial Interactions. *PLoS ONE* 9(6): e98485. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098485>

HUNTINGFORD, F. A., LEANIZ, C. G. 1997. Social dominance, prior residence and acquisition of profitable feeding sites in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, London, v. 51, n. 5, p. 1009-1014,



KIM, J. H., KANG, J. C. 2016. The immune responses in juvenile rockfish, *Sebastes schlegelii* for the stress by the exposure to the dietary lead (II). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 46, 211–216. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.07.022>

KIM, J. H., PARK, H. J., HWANG, I. K., HAN, J. M., KIM, D. H., OH, C. W., LEE, J. S., KANG, J. C. 2017. Toxic effects of juvenile sablefish, *Anoplopoma fimbria* by ammonia exposure at different water temperature. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 54, 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.07.008>

KINCHELOE, J. W., WEDEMEYER, G. A., KOCH, D. L. 1979. Tolerance of developing salmonid eggs and fry to nitrate exposure. *Bull Environ Contam Toxicol* 23:574–578.

KUMAR, P., MASAGO, Y., MISHRA, B. K., FUKUSHI, K. 2018. Evaluating future stress due to combined effect of climate change and rapid urbanization for Pasig-Marikina River, Manila. *Groundwater for Sustainable Development*, 6, 227-234.

LASSALETTA, L., GARCÍA-GÓMEZ, H., GIMENO, B. S., ROVIRA, J. V. 2009. Agriculture-Induced Increase in Nitrate Concentrations in Stream Waters of a Large Mediterranean Catchment Over 25 years (1981-2005). *Science of the Total Environment*, 407: 6034-6043.

LEARMONTH, C.M.M. DA C. 2012. Avaliação de efeitos agudos e crônicos do nitrato em fases iniciais de desenvolvimento do peixe-zebra. 108p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente)- Universidade do Porto, Cidade do Porto, Portugal, 2012.

LEMONS, C.T., VARGAS, V.M.F., HENRIQUES, J.A.P., MATTEVI, M.S. 1994. Genotoxicity of river water under the influence of petrochemical industrial complexes. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 52:848-855.

MacLEAN, A.; METCALFE, N. B. 2001. Social status, access to food, and compensatory growth in the juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, London, v. 58, n. 5, p. 1331-1346.

McGURK, M. D., LANDRY, F., TANG, A., HANKS, C.C. 2006. Toxicidade aguda e crônica do nitrato para os estágios iniciais da vida da truta do lago (*Salvelinus namaycush*) e do peixe branco do lago (*Coregonus clupeaformis*). *Environ Toxicol Chem.* 25(8):2187-96. doi: 10.1897/05-270r.1. PMID: 16916038.

OLIVEIRA, L. S., CAJADO, R. A., DOS SANTOS, L. R. B., ZACARDI, D. M. 2022. Structure of the ichthyoplankton community in a Neotropical floodplain lake affected by environmental degradation. *An Acad Bras Cienc* 94: e20201598. DOI 10.1590/0001-3765202220201598.

OPINION, A. G. R., DE BOECK, G., RODGERS, E. M. 2020. Synergism between elevated temperature and nitrate: impact on aerobic capacity of European grayling, *Thymallus thymallus* in warm, eutrophic waters. *Aquatic Toxicology*, 226, 105563.

PRADO, M. R., CARVALHO, D. R., ALVES, C. B. M., MOREIRA, M. Z., POMPEU, P. S. 2020. Convergent responses of fish belonging to different feeding guilds to sewage pollution. *Neotrop Ichthyol.*; 18(1):e190045. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2019-0045>

PERESSIN, A., CASARIM, R., PRADO, I. G., CETRA, M. 2020. Physical habitat as predictor of fish trophic structure in Brazilian Atlantic rainforest streams. *Neotrop Ichthyol.* 18(2):e190076. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2019-0076>

PERESSIN, A., CETRA, M. 2014. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. *Urban Ecosyst* 17(3): 675–690.

PERESSIN, A., SILVA- GONÇALVES, C., CETRA, M. 2018. Ichthyofauna diet changes in response to urbanization: the case of upper Paranapanema River basin (Brazil). *Urban Ecosyst*; 21(4):795–803. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0755-9>

REID, A. J., CARLSON, A. K., CREED, I. F., ELIASON, E. J., GELL, P. A., JOHNSON, P. T., COOKE, S. J. 2018. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873.

Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139.

REDDY, P. B., RAWAT, S. S. 2013. Assessment of aquatic pollution using histopathology in fish as a protocol. *Int Res J Environment Sci* 2(8):79–82.

REYNALTE-TATAJE, D. A., ZANIBONI-FILHO, E. 2008. Biologia e identificação de ovos e larvas de peixes do alto rio Uruguai. In: ZANIBONI-FILHO, E. A. P. O. NUÑER (Eds.). Reservatório de Itá. Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologia e conservação da ictiofauna. Florianópolis: Editora UFSC. 319p.

ROSADO, B., DIAS, A., MATTOS, E. 2013. Going back to basics: Importance of ecophysiology when choosing functional traits for studying communities and ecosystems. *Nature Conservation*, 11: 15–22.

SANTOS, J. A., SOARES, C. M., BIALETZKI, A. 2020. Effects of pH on the incubation and early development of fish species with different reproductive strategies. *Aquat Toxicol*. 219:105382. doi: 10.1016/j.aquatox.2019.105382. Epub 2019 Dec 14. PMID: 31865068.

SCHIMITTOU, H. R. 1993. Produção de peixes em alta densidade em tanques-rede de pequeno volume. Campinas: Associação Americana de Soja/Mogiana Alimentos, 78 p

SCOTT, G., CRUNKILTON, R. 2000. Acute and chronic toxicity of nitrate to fathead minnows (*Pimephales promelas*), *Ceriodaphnia dubia*, and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 19. 2918 - 2922. 10.1002/etc.5620191211.

SCHRAM, E., ROQUES, J. A., VAN KUIJK, T., ABBINK, W., VAN DE HEUL, J., DE VRIES, P., FLIK, G. 2014. The impact of elevated water ammonia and nitrate concentrations on physiology, growth and feed intake of pikeperch (*Sander lucioperca*). *Aquaculture*, 420, 95-104.

SHIKLOMANOV, L.A. 1993. World Freshwater Resources. In: Gleick, P.H., Ed., *Water in Crisis: A Guide to World's Freshwater Resources*, Oxford University Press, New York, 13-24.

SHIKLOMANOV, I.A. AND RODDA, J.C. 2003. *World Water Resources at the Beginning of the Twenty-First Century*. Cambridge University Press, Cambridge.

SILVA, E. A., STEWART, D. J. 2017. Reproduction, feeding and migration patterns of *Prochilodus nigricans* (Characiformes: Prochilodontidae) in northeastern Ecuador. *705 Neotropical Ichthyology*, 15 (3), e160171. doi: 10.1590/1982-0224-20160171

SILVA, P. B., C. C. ARANTES, C. E. DE C. FREITAS, M. PETRERE, F. R. V. RIBEIRO, 2020. Seasonal hydrology and fish assemblage structure in the floodplain of the lower Amazon River. *Ecology of Freshwater Fish* 00: 1–12.

SOUZA, G., MELO, E. J., CARAMASCHI, E. P., ANDRADE, D. R., MONTEIRO, L. R. 2016. Early development and allometric growth patterns of the grumatã (*Prochilodus vimboides* Kner, 1859). *Zygote*, 24(3), 428-441.

SUZUKI, H. I., AGOSTINHO, A. A., BAILLY, D., GIMENES, M. F., JULIO-JUNIOR, H. F., GOMES, L. C. 2009. Inter-annual variations in the abundance of young-of-the-year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Braz. J. Biol.* 69 (2), 649–660. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300019>.

TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T., ABE, D. S. 2008. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 1079-1098.

VAN BUSSEL, C. G., SCHROEDER, J. P., WUERTZ, S., SCHULZ, C. 2012. The chronic effect of nitrate on production performance and health status of juvenile turbot (*Psetta maxima*). *Aquaculture*, 326, 163-167.

WINEMILLER, K., ROSE, K. A. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 2196-2218.

WINEMILLER, K., D. B., FITZGERALD, L. BOWER, E., PIANKA, 2015. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters* 18: 737–751.

WOYNAROVICH, E., HORVÁTH, L. 1983. A propagação artificial de peixes de águas tropicais: manual de extensão. Brasília: FAO/CODEVASF/CNPq.

YANG, X., PENG, L., HU, F., GUO, W., HALLERMAN, E., HUANG, Z. 2019. Acute and chronic toxicity of nitrate to fat greenling (*Hexagrammos otakii*) juveniles. *Journal of the World Aquaculture Society*, 50(5), 1016-1025.

ZHAO, L., CUI, C., LIU, Q., SUN, J., HE, K., ADAM, A. A., LUO, J., LI, Z., WANG, Y., YANG, S. 2020. Combined exposure to hypoxia and ammonia aggravated biological effects on glucose metabolism, oxidative stress, inflammation and apoptosis in largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Aquatic Toxicology*, 224, 105514. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105514>

## **CAPÍTULO 4**

### **6. Efeitos subletais das concentrações ambientais de cafeína em um peixe de água doce neotropical**

#### **6.1. Introdução**

Entre a ampla gama de contaminantes encontrados nas águas de superfície está a cafeína, um composto psicoativo natural presente em alimentos, medicamentos e suplementos dietéticos (MOORE et al., 2008). Nas últimas décadas, houve um aumento considerável no consumo de cafeína (BUERGE et al., 2003; VIEIRA et al., 2018, QUADRA et al., 2020). A cafeína ingerida é quase totalmente metabolizada no corpo humano (TANG-LIU et al., 1983) e sua taxa de remoção em estações de tratamento de águas residuais pode ser de até 98% dependendo dos sistemas usados (BRUTON et al., 2010; CAMACHO-MUÑOZ 2012). No entanto, o aumento do consumo de cafeína em todo o mundo tem sido associado à disseminação desse composto em ecossistemas aquáticos (BRUTON et al., 2010; QUADRA et al., 2020). A cafeína atinge corpos hídricos tanto por esgoto não tratado quanto por descarte direto (MONTAGNER et al., 2014a; TOKIMOTO et al., 2005; QUADRA et al., 2020).

Altas concentrações de cafeína em ambientes aquáticos foram relatadas em muitas partes do mundo (HOLLINGSWORTH et al., 2003; PRICE; FLIGNER, 1990; QUADRA et al., 2020), por exemplo, concentrações de cafeína acima de 1 mg/L foram relatadas em águas superficiais da Costa Rica (SPONGBERG et al., 2011), enquanto concentrações de até aproximadamente 4 mg/L foram relatadas em águas residuais em Cingapura (TRAN et al., 2014). Além disso, a cafeína foi detectada até mesmo na água potável (2,8 µg /L no Brasil e 3,5 µg /L na Turquia) (AYMAN; IŞIK 2015; MACHADO et al., 2016). Além de entrar em corpos hídricos após o consumo humano, grandes quantidades de cafeína são descartadas antes do consumo (MONTAGNER, VIDAL 2017; TOKIMOTO et al., 2005).

O consumo per capita de café tem aumentado em vários países (QUADRA et al., 2020), o que pode intensificar a ocorrência generalizada de cafeína em

ecossistemas aquáticos. Uma vez no ambiente aquático, altas concentrações podem representar um risco para os organismos que ali vivem (CHEN et al., 2008; FERNANDES et al., 2017; ROSI-MARSHALL et al., 2013; STEELE et al., 2018). Alguns riscos ecológicos da cafeína no meio ambiente são conhecidos, como a diminuição do comprimento e conversão alimentar dos peixes, aumento do comportamento agonístico, como confrontos entre peixes, mudanças e alta excitabilidade, o que causa consequências para o desenvolvimento, recrutamento e desempenho dos organismos (CHRISTENSEN 1981; ULLOA R; VERRETH 2002; VIEIRA et al., 2018). No entanto, os efeitos sobre as comunidades aquáticas ainda são mal compreendidos, principalmente para os principais vertebrados aquáticos, como peixes (CHRISTENSEN 1981; ULLOA R; VERRETH 2002; VIEIRA et al., 2018).

Os peixes são um dos organismos mais importantes usados em estudos ecotoxicológicos, não apenas devido ao seu papel ecológico, mas também devido à sua importância econômica (CHEN et al., 2015). Estudos que analisam os efeitos tóxicos da cafeína sobre os peixes nativos são escassos, especialmente em relação às espécies endêmicas de peixes (BARCELLOS et al., 2001). Aqui nós avaliamos os efeitos ecotoxicológicos da cafeína em *Rhamdia quelen* (QUOY; GAIMARD, 1824), um Siluriforme endêmico amplamente distribuído na região Neotropical. Essa espécie de crescimento rápido desempenha importante papel ecológico, além de ser comercialmente importante para a piscicultura (BARCELLOS et al., 2001; BARCELLOS et al., 2003; FERREIRA et al., 2001; PEREIRA et al., 2006).

Nossa hipótese é que o aumento das concentrações de cafeína acima da concentração máxima relatada para águas superficiais (1,1 mg/L; SPONGBERG et al., 2011) pode afetar a sobrevivência, o desenvolvimento anatômico e histológico de larvas de *Rhamdia quelen*. Além de medir a sobrevivência e as deformidades, realizamos uma avaliação de risco ecotoxicológico associados às altas concentrações ambientais de cafeína.

## **6.2. Material e Métodos**

Os testes ecotoxicológicos com larvas de *R. quelen* foram realizados utilizando água do reservatório da Usina Hidrelétrica Paraibuna (CESP) no Sudeste do Brasil (23° 24' 50,6"S; 45° 36' 05,6"W).

Para a indução reprodutiva foi utilizado o protocolo de Woynarovich e Horváth (1983). Foram separados 20 fêmeas e 20 machos, submetidos a jejum de 24 horas e em seguida foi realizado o processo de indução à reprodução com extrato de hipófise de carpa (CPE), utilizando 6 mg kg<sup>-1</sup> de CPE, dividido em duas doses para fêmeas, com intervalo de 8 horas, e dose única de 2 mg kg<sup>-1</sup> para machos, aplicada simultaneamente com a segunda dose das fêmeas. Posteriormente, os pares foram colocados em tanques de 1000 L, recobertos por uma manta de lona 70% preta. Após a desova, os ovos foram colocados em incubadoras com temperatura de 22 °C e pH 7, onde foram monitorados até a eclosão.

Os testes experimentais foram realizados em um aquário de 2 L com 1,5 L de água desclorada com as devidas concentrações de cafeína e 10 larvas de *R. quelen* como organismos-teste. Antes do início do experimento, larvas de *R. quelen* foram aclimatadas nas condições de teste por 48 horas e em seguida, submetidas ao experimento por 30 dias. O delineamento amostral consistiu de quatro tratamentos e um controle, com quatro repetições cada. As concentrações de cafeína para os tratamentos foram baseadas nas mais altas concentrações ambientais relatadas na literatura (1,1 - 3,6 mg/L; SPONGBERG et al., 2011; TRAN et al., 2014), resultando nas concentrações de: 2, 4, 8, 16 mg/L.

A temperatura da água foi mantida em 26 °C através de aquecedores de 250 W, enquanto um aerador foi usado para manter a concentração de oxigênio acima de 5 mg/L. As larvas foram submetidas a fotoperíodo artificial (ciclos de luz e escuridão de 12 horas). Usando uma pipeta de 3 mL, alimentamos as larvas com náuplios de *Artemia* spp. duas vezes ao dia. Os tanques foram sifonados diariamente para limpeza, 80% da água foi retirada e foram reabastecidos com as concentrações adequadas de cafeína. Para avaliar o crescimento larval em diferentes concentrações de cafeína, medimos o comprimento total (da cabeça ao final da nadadeira caudal) e o comprimento padrão (da cabeça à nadadeira caudal)



de cada uma das 10 larvas antes e ao final do experimento para todos os grupos e repetições. Além disso, avaliamos e classificamos a ocorrência de deformidades morfológicas (GAVAIA et al., 2002).

Ao final do período experimental, as larvas de cada unidade experimental foram contadas e anestesiadas com solução de benzocaína (1 g por 10 mg/L de álcool) e fixadas em solução de formaldeído a 10%, tamponado com carbonato de cálcio. A taxa de sobrevivência das larvas é mostrada como  $S = (\text{Número de larvas vivas no final do experimento} / \text{Número inicial de larvas}) \times 100$ .

Posteriormente, ao final do experimento, duas larvas foram separadas por tratamento e controle, e submetidas ao processamento de tecidos de rotina para inclusão em parafina e coloração por hematoxilina e eosina no Laboratório de Patologia Veterinária e Histologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Em suma, as amostras foram desidratadas após 1 h de banhos de álcool, diafanizadas em xilol e incluídas em parafina fundida a 60 - 65 °C. Em seguida, as larvas foram incluídas em blocos de parafina e cortadas longitudinalmente em um micrótomo (4 µm). Em seguida, os cortes foram corados com hematoxilina-eosina e visualizados em microscópio óptico. As estruturas histológicas das brânquias, intestino e secções do fígado foram analisadas.

Para verificar o efeito das mudanças nas concentrações de cafeína sobre a taxa de sobrevivência e variáveis morfométricas, inicialmente realizamos uma análise de variância unilateral (ANOVA), seguida por uma análise *post-hoc* (teste de Dunnett) para verificar quais tratamentos diferiam entre si. Adotamos um nível de significância de  $p = 0,05$ . Todas as análises foram realizadas no software JMP (version 14.0.0).

### **6.2.1. Avaliação de risco**

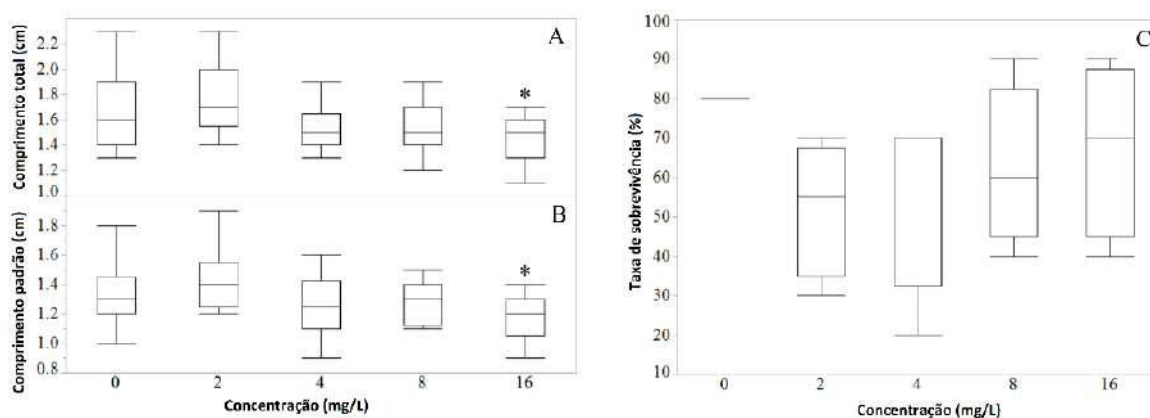
Usamos nossos resultados para realizar uma avaliação de risco ecotoxicológico para países em todo o mundo. A avaliação de risco normalmente considera três níveis tróficos (algas, zooplâncton e peixes) para representar os riscos para o ecossistema aquático. Aqui, nos concentramos especificamente na

avaliação dos riscos para os peixes. Compilamos as concentrações ambientais medidas (MEC) de cafeína na superfície de água doce globalmente (RODRIGUEZ-GIL et al., 2018; QUADRA et al., 2020; e literatura atualizada). Embora os resultados dos nossos testes ecotoxicológicos sejam para uma espécie de peixe endêmica da região Neotropical, presumimos a presença de espécies endêmicas igualmente sensíveis em cada país onde o MEC estava disponível. Realizamos a avaliação de risco considerando três cenários diferentes: (1) cenário médio, considerando o MEC médio por país; (2) Cenário P90 (percentil 90), sendo mais conservador do que o cenário de pior caso, mas menos conservador do que o cenário médio; (3) cenário de pior caso com base no MEC máximo por país. Os MECs para cada cenário foram divididos pela concentração sem efeitos previstos (PNEC) para obter o quociente de risco (RQ). O PNEC foi calculado dividindo a concentração de efeito não observado (NOEC) encontrada em nossos testes experimentais por um fator de avaliação (AF) de 100, um AF comumente adotado para toxicidade crônica usando peixes como organismo de teste (EC 2003). Os valores RQ foram avaliados em uma classificação binária, onde  $RQ > 1$  significa que alto risco é provável e  $RQ < 1$  significa que alto risco é improvável.

### 6.3. Resultados

As variáveis ao longo do experimento não mostraram variação substancial, com a temperatura permanecendo em  $26 \pm 1$  °C (média  $\pm$  desvio padrão), condutividade elétrica em  $43 \pm 12$   $\mu$ s cm<sup>-1</sup>, pH em  $7,91 \pm 0,06$  e oxigênio a  $6,45 \pm 1,39$  mg/L.

Observamos um efeito significativo de altas concentrações de cafeína na morfologia das larvas de *R. quelen*. Enquanto o comprimento total não foi afetado em concentrações menores do que 8 mg/L, as larvas expostas a 16 mg/L foram significativamente menores do que as larvas no grupo controle ( $F = 0,03$ ;  $p < 0,05$ ) (Figura 1A). Da mesma forma, o comprimento padrão também foi menor na concentração mais alta ( $F = 0,01$ ;  $p < 0,05$ ) (Figura 1B).



**Figura 1. Análise de variância (ANOVA) aplicada. Comprimento total (A), Comprimento padrão (B), e (C) Taxa de sobrevivência (%) das larvas de *Rhamdia quelen* em função das diferentes concentrações de cafeína. Os asteriscos representam o tratamento com diferença significativa.**

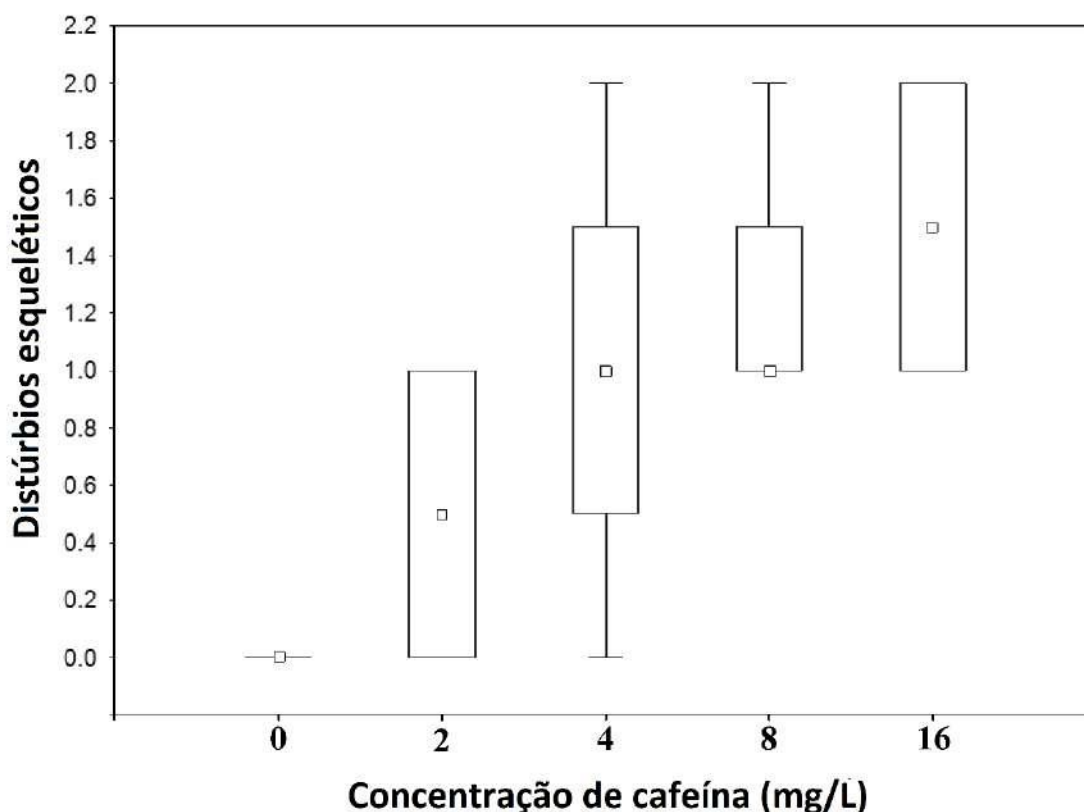
Em relação às deformidades, também foram encontrados aumento da deformidade esquelética (lordose) em larvas expostas à cafeína (Figuras 2 e 3) e o grau de deformidades foi maior com o aumento da concentração ( $F = 4,58$ ;  $p < 0,05$ ). Apesar desses efeitos subletais, a cafeína não afeta a sobrevivência larval em concentrações abaixo de 16 mg/L ( $F = 0,96$ ;  $p = 0,46$ ) (Figura 1C). Além disso, não observamos alterações histológicas.

**Tabela 1. Valores médios e desvio padrão (DP) das variáveis morfométricas (mm), e análise de variância (ANOVA) das variáveis morfométricas, taxa de sobrevivência e distúrbios esqueléticos obtidos com larvas de *Rhamdia quelen* expostas a concentrações de cafeína (CT = Total comprimento; CP = comprimento padrão; DE = distúrbios esqueléticos; TS = taxa de sobrevivência; GL = graus de liberdade). Em negrito, valores que diferiram significativamente.**

Medidas ( $\bar{X} \pm SD$ )						Anova		
	0	2	4	8	16	F	p	GL
CT	1.58±0.34	1.75±0.26	2.11±0.08	1.91±0.22	<b>1.68±0.24</b>	0.03	0.02	4
CP	1.32±0.25	1.42±0.19	1.66±0.10	1.53±0.17	<b>1.38±0.10</b>	0.01	0.04	4
DE	0	2	4	5	<b>6</b>	4.58	0.01	4
TS	8±0	5.25±1.71	5.75±2.5	6.25±2.06	6.75±2.22	0.96	0.46	4



Figura 2. Larvas de *Rhamdia quelen* com malformação do tipo lordose expostas às concentrações de A) 2; B) 4; C) 8 e D) 16 mg/L de cafeína;



**Figura 3.** Larvas de *Rhamdia quelen* com malformação do tipo lordose (%) expostas às concentrações de 2; 4; 8 e 16 MG/L de cafeína.

Dado o NOEC de 8 mg/L, calculamos um PNEC de 80 µg /L. Compilamos um banco de dados de 102 concentrações ambientais de cafeína em todo o mundo. Em 92 dessas 102 medições, o RQ ficou abaixo de um (Figura 4). Em 36 dos 41 países considerados em nossa avaliação de risco, o RQ foi inferior a 1 para todos os três cenários (média, P90 e concentração máxima), denotando um baixo risco associado às concentrações ambientais de cafeína (Tabela 2).

**Tabela 2.** Resultados da avaliação de risco de três cenários de caso com base na média, P90 e concentrações ambientais máximas em ecossistemas de água doce em todo o mundo – CR: Coeficiente de Risco.

Países	CR médio	CR P90	CR máx
Austrália	0.04	0.06	0.07
Áustria	0.05	0.08	0.08

Barbados	0.05	0.10	0.10
Bélgica	0.00	0.00	0.00
Brasil	2.85	7.07	9.42
Canadá	0.06	0.08	0.09
China	0.06	0.11	0.12
Costa Rica	7.55	12.08	14.02
Chipre	0.00	0.00	0.00
República Checa	0.01	0.02	0.03
Dinamarca	0.00	0.00	0.00
Equador	44.97	67.08	69.96
Estônia	0.08	0.08	0.08
França	0.20	0.36	0.40
Alemanha	0.04	0.04	0.04
Grécia	0.03	0.04	0.04
Índia	0.09	0.20	0.27
Israel	0.01	0.01	0.01
Itália	7.46	13.43	14.93
Japão	0.03	0.04	0.04
Líbano	0.07	0.12	0.13
Malásia	0.00	0.01	0.02
Nova Zelândia	0.00	0.00	0.01
Nigéria	0.00	0.00	0.00
Paquistão	0.04	0.07	0.08
Polônia	0.00	0.00	0.00
Portugal	0.09	0.16	0.18
Romênia	0.10	0.23	0.28
Sérvia	0.03	0.06	0.07
Singapura	0.01	0.02	0.02
Eslovênia	0.00	0.01	0.01
África do Sul	0.00	0.00	0.00
Coreia do Sul	0.10	0.10	0.10
Suécia	0.00	0.00	0.01
Suíça	0.00	0.00	0.00
Taiwan	0.10	0.16	0.17
Tailândia	0.02	0.02	0.02
Ucrânia	0.12	0.22	0.24
Reino Unido	0.01	0.01	0.01
Estados Unidos	0.20	0.20	0.20
Vietnã	0.65	1.05	1.15

---

No Brasil, onde ocorre o *R. quelen*, observamos um alto risco nos três cenários, assim como no Equador, Costa Rica e Itália. Para o Vietnã, uma concentração encontrada também representaria um risco, mas considerando apenas o P90 e o pior cenário.

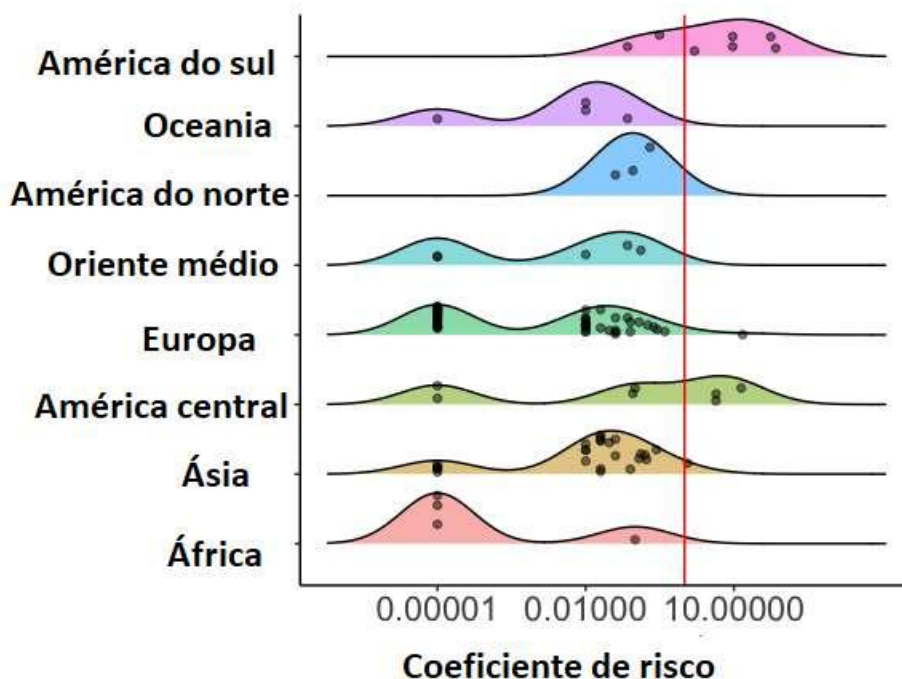


Figura 4. Distribuição de frequência do coeficiente de risco (RQ) da cafeína medida concentrações em ecossistemas de água doce em todo o mundo (n = 102). A linha vermelha (RQ = 1) define o limiar entre baixo e alto risco.

#### 6.4. Discussão

Nossos testes ecotoxicológicos demonstram que altas concentrações de cafeína na água causam efeitos morfológicos subletais em larvas de *R. quelen*. Os estágios iniciais do ciclo de vida de um peixe são considerados os mais sensíveis e qualquer alteração fisiológica, anatômica ou histológica pode causar mortalidade, ou perda da capacidade motora (JEZIERSKA et al., 2009a, b). Mudanças morfológicas, tanto no tamanho das larvas quanto na deformidade da coluna vertebral, afetam a mobilidade larval e a capacidade de nadar e conseqüentemente, as larvas afetadas podem apresentar dificuldade em capturar alimentos e escapar

de predadores (SFAKIANAKIS; LERIS, 2011). Altas concentrações de cafeína podem, portanto, ter implicações ecológicas importantes para *R. quelen* e espécies de peixes relacionadas. Embora não tenhamos observado mortalidade de larvas de *R. quelen* em concentrações < 16 mg/L, um estudo com o peixe (*Pimephales promelas*) descreveu uma mortalidade de 10% dos peixes em concentrações de 14,1 mg/L (STEELE et al., 2018). Assim, não é improvável que concentrações superiores às testadas em nosso estudo possam ter causado a mortalidade de *R. quelen*.

Na análise histológica preliminar, observamos uma tendência de redução do tecido adiposo no fígado de larvas de *R. quelen* nos tratamentos com cafeína em comparação ao tratamento controle (dados não mostrados). Isso pode estar relacionado a um efeito da perda de apetite das larvas e/ou aumento do metabolismo, causando perda de gordura e diminuição do comprimento. Estudos anteriores corroboram essa hipótese, dado que *Clarias mossambicus*, *Cyprinus carpio* e *Oreochromis aureus* também tiveram efeito no crescimento e ganho de peso, aumentando a exposição a concentrações de cafeína acima dos níveis ambientais. As concentrações de cafeína podem causar perda de eficiência dos peixes na conversão alimentar (CHRISTENSEN, 1981; ULLOA ROJAS, 2002; VIEIRA et al., 2018) e/ou aumentar a estimulação do sistema nervoso central, causando maior agitação e movimento. Portanto, altas concentrações podem causar alterações psicomotoras em peixes (HOLTZMAN et al., 1991; MELLO et al., 2007). Outro estudo também mostrou o efeito da cafeína no comportamento de *Pimephales promelas* e *Danio rerio*, mostrando efeitos fotomotores e locomotores em concentrações ambientais (0,04 mg/L) (STEELE et al., 2018).

Até onde sabemos, as maiores concentrações de cafeína já registradas no ambiente são 1,1 mg/L nas águas superficiais (SPONGBERG et al., 2011) e 3,6 mg/L nas águas residuais (TRAN et al., 2014). Estudos anteriores sugerem que altas concentrações de cafeína representam uma ameaça aos ecossistemas aquáticos em todo o mundo (DAFOUZ et al., 2018; DI LORENZO et al., 2019; RODRÍGUEZ-GIL et al., 2018). Nossos resultados mostram um alto risco ambiental de concentrações de cafeína para espécies de peixes com sensibilidade



semelhante às larvas de *R. quelen* em cerca de 10% dos ecossistemas de água doce para os quais compilamos dados sobre a concentração de cafeína (Figura 4, Tabela 1). Notavelmente, o RQ foi maior na América do Sul e Central, sendo precisamente onde o *R. quelen* ocorre naturalmente. Dado o baixo número de medições (14 para as Américas do Sul e Central combinadas), um banco de dados espacialmente mais explícito das concentrações de cafeína seria útil para confirmar o risco ambiental para peixes de água doce não apenas nas Américas, mas também em outros lugares.

Embora o RQ seja atualmente baixo em cerca de 90% dos ecossistemas de água doce, é notável que o aumento do consumo, exacerbado pela falta de saneamento, deve aumentar as concentrações de cafeína em muitas partes do mundo (QUADRA et al., 2020). Estudos com organismos modelo que testam desfechos já reconhecidos, como mortalidade, reprodução e crescimento, são necessários para avaliação de risco. No entanto, estudos avaliando efeitos subletais, especialmente para espécies endêmicas, são igualmente importantes para compreender as consequências ecológicas de produtos químicos emergentes no meio ambiente.

Concluimos que as concentrações ambientais de cafeína atualmente detectadas em águas doces não causam mortalidade em *R. quelen*, um bagre endêmico da região Neotropical. Efeitos subletais, no entanto, são prováveis, especialmente nos países da América Central e do Sul onde essa espécie de peixe ocorre. Tais efeitos, como crescimento alterado e deformações esqueléticas, podem afetar o desenvolvimento e a sobrevivência dos peixes. As taxas de remoção de cafeína são altas no tratamento de águas residuais, reforçando a necessidade de saneamento adequado para reduzir a pressão de contaminantes orgânicos sobre a biodiversidade aquática.

## 6.5. Referências

AYMAN Z, IŞIK M 2015. Pharmaceutically active compounds in water, Aksaray, Turkey. CLEAN – Soil, Air, Water, 4310, 1381–1388. <https://doi.org/10.1002/clen.201300877>

BARCELLOS LJG, KREUTZ LC, RODRIGUES LB, FIOREZE I, QUEVEDO RM, CERICATO, L, et al., 2003. Haematological and biochemical characteristics of male jundiá *Rhamdia quelen* Quoy, Gaimard Pimelodidae: changes after acute stress. Aquaculture Research, 3415, 1465–1469. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2003.00972.x>

BARCELLOS LJG, WOEHL VM, WASSERMANN GF, QUEVEDO RM, ITTZÉS I, KRIEGER MH 2001. Plasma levels of cortisol and glucose in response to capture and tank transference in *Rhamdia quelen* Quoy, Gaimard, a South American catfish: Stress response in *Rhamdia quelen* L J G BARCELLOS et al., Aquaculture Research, 322, 121–123. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2001.00539.x>

BRUTON T, ALBOLOUSHI A, GARZA BDL, KIM BO, HALDEN R 2010. Fate of caffeine in the environment and ecotoxicological considerations. Contaminants of Emerging Concern in the Environment: Ecological and Human Health Considerations, 257–273. <https://doi.org/10.1021/bk-2010-1048.ch012>

BUERGE II, POIGER T, MÜLLER MD, BUSER HR. 2003. Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters. Environmental Science, Technology, 374, 691–700. <https://doi.org/10.1021/es020125z>

CAMACHO-MUÑOZ D, Martín J, Santos JL, Aparicio I, Alonso E 2012. Effectiveness of conventional and low-cost wastewater treatments in the removal of pharmaceutically active compounds. Water, Air, Soil Pollution, 2235, 2611-2621.

CHEN YH, HUANG YH, WEN CC, WANG YH, CHEN WL, CHEN LC, TSAY HJ 2008. Movement disorders and neuromuscular change in zebrafish embryos after exposure to caffeine. *Neurotoxicology and Teratology*, 305, 440–447. <https://doi.org/10.1016/j.ntt.2008.04.003>

CHRISTENSEN MS 1981. Preliminary tests on the suitability of coffee pulp in the diets of common carp *Cyprinus carpio* and catfish *Clarias mossambicus* Peters.

DAFOUZ R, CÁCERES N, RODRÍGUEZ-GIL JL, MASTROIANNI N, DE ALDA ML, BARCELÓ D, VALCÁRCEL Y 2018. Does the presence of caffeine in the marine environment represent an environmental risk? A regional and global study. *Science of the Total Environment*, 615, 632–642. *Aquaculture*, 252, 235–242. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(8190185-X](https://doi.org/10.1016/0044-8486(8190185-X)

DI LORENZO T, CASTAÑO-SÁNCHEZ A, DI MARZIO WD, GARCÍA-DONCEL P, NOZAL MARTÍNEZ L, GALASSI DMP, IEPURE S 2019. The role of freshwater copepods in the environmental risk assessment of caffeine and propranolol mixtures in the surface water bodies of Spain. *Chemosphere*, 220, 227–236.

EUROPEAN COMMISSION 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation EC No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Ispra IT: European Commission Joint Research Centre. EUR, 20418. [doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.117](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.117)

FERNANDES AS, MELLO FVC, THODE FILHO S, CARPES RM, HONÓRIO JG, MARQUES MRC 2017. Impacts of discarded coffee waste on human and

environmental health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141, 30–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.011>

FERREIRA AA, NUÑER APO, ESQUIVEL JR 2001. Influência do pH sobre ovos e larvas de jundiá, *Rhamdia quelen* Osteichthyes, Siluriformes. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 23, 477–481. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v23i0.2705>

GAVAIA PJ, DINIS MT, CANCELA ML 2002. Osteological development and abnormalities of the vertebral column and caudal skeleton in larval and juveniles tages of hatchery-reared Senegal sole *Soleas enegalensis*. *Aquaculture*, 2111–4, 305–323. <https://doi.org/10.1016/S0044-84860200167-9>

HOLTZMAN SG, MANTE S, MINNEMAN KP 1991. Role of adenosine receptors in caffeine tolerance. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics*, 2561, 62–68.

JEZIERSKA B, SARNOWSKI P, WITESKA M 2009a. Disturbances of early development of fish caused by heavy metals a review, 21.

JEZIERSKA B, ŁUGOWSKA K, WITESKA M 2009b. The effects of heavy metals on embryonic development fish a review. *Fish Physiology and Biochemistry*, 354, 625–640. <https://doi.org/10.1007/s10695-008-9284-4>

MACHADO KC, GRASSI MT, VIDAL C, PESCARA IC, JARDIM WF, FERNANDES AN 2016. A preliminary nation wide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. *The Science of the Total Environment*, 572, 138–146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.210>

MELLO D, KUNZLER DK, FARAH M 2007. A cafeína e seu efeito ergogênico. *RBNE - Revista Brasileira de Nutrição Esportiva*, 12.

<http://www.rbne.com.br/index.php/rbne/article/view/15>. Accessed 23 November 2020

MONTAGNER CC, VIDAL C 2017. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Quim. Nova*, 409, 17. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>

PEREIRA CR, BARCELLOS LJG, KREUTZ LC, QUEVEDO RM, RITTER F, SILVA LB 2006. Embryonic and larval development of Jundiá *Rhamdia quelen*, Quoy, Gaimard, 1824, Pisces, Teleostei, a South American Catfish. *Brazilian Journal of Biology*, 664, 1057–1063. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000600013>

QUADRA GR, PARANAÍBA JR, VILAS-BOAS J, ROLAND F, AMADO AM, BARROS N, et al., 2020. A global trend of caffeine consumption over time and related-environmental impacts. *Environmental Pollution*, 256, 113343. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113343>

RODRÍGUEZ-GIL JL, CÁCERES N, DAFOUZ R, VALCÁRCEL Y 2018. Caffeine and paraxanthine in aquatic systems: Global exposure distributions and probabilistic risk assessment. *The Science of the Total Environment*, 612, 1058–1071. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.066>

ROSI-MARSHALL EJ, KINCAID DW, BECHTOLD HA, ROYER TV, ROJAS M, KELLY JJ 2013. Pharmaceutical suppressal galgrowth and microbial respiration and alter bacterial communities in stream biofilms. *Ecological Applications*, 233, 583–593. <https://doi.org/10.1890/12-0491.1>

SFAKIANAKIS D, LERIS I 2011. Effect of developmental temperature on swimming performance of zebra fish *Danio rerio* juveniles. *Environmental Biology of Fishes*, 90, 421–427. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9751-5>

SPONGBERG A, WITTER J, ACUÑA J, VARGAS J, MURILLO M, UMAÑA VILLA LOBOS G, et al., 2011. Reconnaissance of selected PPCP compounds in Costa Rican surface waters. *Waterresearch*, 45, 6709–17. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.004>

STEELE WB, MOLE RA, BROOKS BW 2018. Experimental Protocol for Examining Behavioral Response Profiles in Larval Fish: Application to the Neuro-stimulant Caffeine. *Journal of Visualized Experiments*, 137, 57938. <https://doi.org/10.3791/57938>

TANG-LIU D, WILLIAMS R, RIEGELMAN S 1983. Disposition of caffeine and its metabolites in man. *The Journal of pharmacology and experimental therapeutics*.

TOKIMOTO T, KAWASAKI N, NAKAMURA T, AKUTAGAWA J, TANADA S 2005. Removal of lead ions in drinking water by coffee grounds as vegetable biomass. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2811, 56–61. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.083>

TRAN NH, LI J, HU J, ONG SL 2014. Occurrence and suitability of pharmaceutical and personal care products as molecular markers for raw wastewater contamination in surface water and groundwater. *Environmental Science and Pollution Research International*, 216, 4727–4740. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2428-9>

ULLOA R JB, VERRETH JAJ 2002. Growth, feed utilization and nutrient digestibility in tilapia fingerlings *Oreochromis aureus* Steindachner fed diets containing bacteria-treated coffee pulp: Bacteria-treated coffee pulp in tilapia diets. *Aquaculture Research*, 333, 189–195. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2002.00655.x>

VIEIRA BCR, MENDONÇA PP, DEMINICIS BB, SELVATICI PDC, DEMINICIS RGS 2018. Performance of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* fed with diets containing

caffeine. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 109, 109–115.  
<https://doi.org/10.5897/IJFA2018.0690>

WOYNAROVICH E, HORVÁTH LA 1983. Propagação artificial de peixes de águas tropicais: manual de extensão. Brasília-DF: FAO/CODEVASF/CNPq.220 p.

## 7. DISCUSSÃO

A partir dos resultados obtidos neste estudo é possível verificar a importância de se entender os efeitos antrópicos sobre a diversidade de peixes neotropicais. Além disso, é relevante termos uma visão geral dos cenários que se apresentam. Os impactos e perturbações causados por hidrelétricas são diversos e além da perda de diversidade de espécies, diminuição da riqueza e fragmentação de habitat, também tem alterações das rotas migratórias, reprodução e recrutamento dos peixes (LIMA et al., 2017; SANTOS et al., 2022). Outro fator importante é a avaliação da eficiência dos sistemas de transposição. Aqui demonstramos que para espécies do gênero *Pseudoplatystoma*, a eficiência é muito baixa. No entanto, é necessário avaliar como as demais espécies lidam com os diferentes sistemas apresentados (PELICICE et al., 2020).

Deve-se ressaltar, no entanto, que nossos resultados quando abordam efeitos de hidrelétricas podem ser limitados por diferentes questões. Em primeiro lugar, séries temporais mais longas, antes e depois do represamento, seriam preferíveis para entender como as comunidades de peixes variam e quais são os impactos finais do represamento (AGOSTINHO et al., 2008; LIMA et al., 2018). Em segundo lugar, o reservatório não é a única perturbação antropogênica observada nos diferentes rios, visto que é impactado em múltiplas escalas pela agricultura, pecuária e mineração de ouro (OHARA et al., 2017), que causam muitas mudanças no habitat e na qualidade da água (DARY et al., 2017; ZAIATZ et al., 2018; ZEILHOFER et al., 2018). Essas outras atividades implicam que nossos pontos de “controle” não estavam livres de impactos e podemos ter subestimado os efeitos do represamento. No entanto, no Brasil existem poucos estudos de caso com dados anteriores à construção do reservatório, e nossos resultados são essenciais para o entendimento dos impactos ecológicos de barragens existentes e planejadas.

Os maiores rios do mundo, como Amazonas, Congo, Paraná e Mekong estão sofrendo com altos declínios e extinções de espécies de peixes migradores, estando altamente relacionados à fragmentação dos sistemas fluviais devido ao represamento (SUZUKI et., 2009; ZIV et al., 2012; AGOSTINHO et al., 2016;



WINEMILLER et al., 2016; HECHT et al., 2018). Cabe ressaltar que as escadas de peixes estão entre as medidas de mitigação mais adotadas e estão sujeitas a uma ampla discussão sobre a sua eficácia (CELESTINO et al., 2019; PELICICE et al., 2020). Deve-se considerar as condições ambientais e a composição da ictiofauna local, seu comportamento e particularidades, com grande possibilidade de tais mecanismos de transposição não atenderem seu real objetivo, servindo apenas para melhorar a imagem do empreendimento perante a sociedade (ANDRADE; ARAÚJO, 2011).

Por fim, também abordamos outras formas de impacto nas assembleias de peixes, com os efeitos de contaminantes descartados nos corpos hídricos sem nenhum controle. Dentre os contaminantes estão o nitrato e a cafeína, ambos em crescente despejo nos sistemas aquáticos (LUO et al., 2016; QUADRA et al., 2020).

Apesar das resoluções n°. 357 e n° 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005; 2009) que estabelecem padrões para a classificação das águas superficiais e subterrâneas, cujos limites de nitrato em ambas as resoluções se encontram citados em concentração de 10 mg/L, neste trabalho observa-se a alta taxa de mortalidade de larvas de *P. vimboides*, com concentrações de 5, 7 e 10 mg/L de nitrato. Portanto, os dados apontam que o aumento das concentrações de nitrato por fontes antropogênicas, afetam diretamente e de forma distinta a sobrevivência e o desempenho de espécies peixes, causando efeitos deletérios nas fases iniciais, sejam eles letais ou subletais (POERCHE et al., 2007; LUO et al., 2016) em concentrações abaixo do máximo permitido nas normas federais. Por fim, cabe notar que qualquer implicação ecotoxicológica pode afetar o desenvolvimento e até a própria condição de sobrevivência das espécies, especialmente em seu estágio larval (SANTOS et al., 2021), portanto, as resoluções não estão sendo totalmente efetivas na manutenção da vida aquática, necessitando assim de uma revisão.

Nos testes com cafeína, verificamos que altas concentrações na água causam efeitos morfológicos subletais em larvas de *R. quelen*. Isso ocorre em razão da sensibilidade das espécies de peixes em seus estágios iniciais do ciclo de vida considerados os mais sensíveis e qualquer alteração fisiológica, anatômica ou

histológica pode causar mortalidade, ou perda da capacidade motora (JEZIERSKA et al., 2009 a, b). Para tanto, cabe notar que altas concentrações de cafeína podem acabar tendo implicações ecológicas, muito em razão do depósito crescente de cafeína devido à falta de saneamento (QUADRA et al., 2019).

Concluimos, portanto, que espécies de peixes neotropicais estão susceptíveis às diferentes perturbações e impactos antrópicos, e que existe a necessidade de entender como essas alterações afetam diretamente as assembleias de peixes. Podemos ressaltar a necessidade de investigar os efeitos espécie-contaminantes para entender como cada indivíduo reage às perturbações causadas. Além disso, é de suma importância que os órgãos reguladores tenham acesso a esses resultados para poderem auxiliar nas tomadas de decisões e ajudar a mitigar os efeitos antrópicos sobre a ictiofauna.

## 8. Referências

ACIESP – Academia de Ciências do Estado de São Paulo. Glossário de Ecologia. Publ. ACIESP. São Paulo 271p. 1987.

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

ANDRADE, E. S., ARAÚJO, J. C. 2011. Medidas mitigadoras dos impactos ambientais causados por usinas hidrelétricas sobre peixes REDVET. *Revista Electrónica de Veterinaria*, v. 12, n. 3, p. 1-30

CONAMA - Conselho Nacional do Meio-Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicação Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, n.87, p.44, 2005.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio-Ambiente. Resolução nº 420 de 28 de Dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Publicação Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, n.249, p.81-84, 2009.

COSTANZA, R., DE GROOT, R., BRAAT, L., KUBISZEWSKI, I., FIORAMONTI, L., SUTTON, P., GRASSO, M. 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?. *Ecosystem Services* 28. 1-16. 10.1016/j.ecoser.2017.09.008.

CRUZ, P. R., AFFONSO, I. P. e GOMES, L. C. 2016. Ecologia do ictioplâncton: uma abordagem cienciométrica. *Oecologia Australis* 20(4), 436-450. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.04>

ESTEVEZ, F.A. 2011. *Fundamentals of Limnology*, 3rd ed. Interciencia, Rio de Janeiro, 826p.

HOLMLUND, C., HAMMER, M. 199. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol. Economics* 29, 253-268

QUADRA, G. R., SILVA, P. S. A., PARANAÍBA, J. R., JOSUÉ, I. I. P., SOUZA, H., COSTA, R., FERNANDEZ, M., VILAS-BOAS, J., ROLAND, F. 2019a. Investigation of medicines consumption and disposal in Brazil: A study case in a developing country. *Science of the Total Environment*, [S. I.], v. 671, p. 505–509, a. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.334.

QUADRA, G. R., PARANAÍBA, J. R., VILAS-BOAS, J., ROLAND, F., AMADO, A. M., BARROS, N., DIAS, R. J. P., CARDOSO, S. J. A. 2020. A global trend of caffeine consumption over time and related- environmental impacts. *Environmental Pollution*, [S. I.], v. 256, p. 2016–2021, DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113343.

JABŁOŃSKA-CZAPLA, M., ZERZUCHA, P., GRYGOYĆ, K. 2020. Impact of River Water and Bottom Sediment Pollution on Accumulation of Metal(loid)s and Arsenic Species in the Coastal Plants *Stuckenia pectinata* L., *Galium aparine* L., and *Urtica dioica* L.: A Chemometric and Environmental Study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 79. 10.1007/s00244-020-00727-w.

JÉZÉQUEL, C., TEDESCO, P. A., BIGORNE, R. 2020. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Sci Data* 7, 96 <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0436-4>

LÉVÊQUE, C., OBERDORFF, T. PAUGY, D., STIASSNY, M., TEDESCO, P. 2008. Global Diversity of Fish (Pisces) in Freshwater. 10.1007/978-1-4020-8259-7\_53.

NAKATANI, K., AGOSTINHO, A.A., BAUMGARTNER, G., BIALETZKI, A., SANCHES, P.V., MAKRAKIS, M.C., PAVANELLI, C.S.,2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. EDUEM, Maringá 349p.

NELSON, J., GRANDE, T., WILSON, M. 2016. Fishes of the World, Fifth Edition. 10.1002/9781119174844.

OLIVEIRA, L. S., CAJADO, R. A., DOS SANTOS, L. R. B., ZACARDI, D. M. 2022. Structure of the ichthyoplankton community in a Neotropical floodplain lake affected by environmental degradation. An Acad Bras Cienc 94: e20201598. DOI 10.1590/0001-3765202220201598.

PELICICE, F. M., POMPEU, P., AGOSTINHO, A. A. 2019. Fish conservation must go beyond the concrete: A comment on Celestino et al., (2019). RIVER RESEARCH AND APPLICATIONS, v. 36, p. 1373-1376, 2020.

REYNALTE- TATAJE, D., LOPES, C., MASSARO, M., HARTMANN, P., SULZBACHER, R., SANTOS, J. A., BIALETZKI, A. 2020. State of the art of identification of eggs and larvae of freshwater fish in Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia. 32. 10.1590/s2179-975x5319.

SANTOS, J. A., PASSOS, R., AGOSTINHO, A. A., BIALETZKI, A. 2017. Early ontogeny of *Tatia neivai* (Ihering, 1930) (Osteichthyes, Auchenipteridae), a small catfish from Neotropical region. Zootaxa. 4353. 540. 10.11646/zootaxa.4353.3.8.

SANTOS, J. A., QUADRA, G. R., ALMEIDA, R. M., SORANÇO, L., LOBO, H., ROCHA, V. N., BIALETZKI, A., REIS, J. L. JR., ROLAND, F., BARROS, N. 2022

Sublethal effects of environmental concentrations of caffeine on a neotropical freshwater fish. *Ecotoxicology*. 2022 Jan;31(1):161-167. doi: 10.1007/s10646-021-02498-z.

STEFFEN, W., CRUTZEN, P., MCNEILL, J. 2008. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. *Ambio*. 36. 614-21. 10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2.

STEFFEN, W., GRINEVALD, J., CRUTZEN, P., MCNEILL, J. 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences*. 369. 842-67. 10.1098/rsta.2010.0327.

SOUZA, R. G. C., FREITAS, C. P., ZACARDI, D. M., FARIA-JUNIOR, C. H. 2021. Effects of river dams on the fish guilds in the northwest region of the Brazilian Amazon. *Fisheries Research*, 243. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106091>.

SU, G., LOGEZ, M., XU, J., TAO, S., VILLÉGER, S., BROSSE, S. 2021. Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*. 371. 835-838. 10.1126/science.abd3369.

TOUSSAINT, A., CHARPIN, N., BROSSE, S. 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Sci Rep* **6**, 22125 <https://doi.org/10.1038/srep22125>

TUOMISTO, J. T., ASIKAINEN, A., MERILÄINEN, P. 2020. Efeitos sobre a saúde de nutrientes e poluentes ambientais em arenque e salmão do Báltico: uma avaliação quantitativa de benefício-risco. *BMC Saúde Pública*. **20**, 64 <https://doi.org/10.1186/s12889-019-8094-1>

ZACARDI, D., SANTOS, J. A., OLIVEIRA, L., CAJADO, R., POMPEU, P. 2020. Ichthyoplankton studies as referential for the management and monitoring of fishery resources in the Brazilian Amazon basin. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 32. e203. 10.1590/s2179-975x6619.

## APÊNDICES DA TESE





Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Environmental Management

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/jenvman](http://www.elsevier.com/locate/jenvman)

## Assessing the short-term response of fish assemblages to damming of an Amazonian river

Joyce Andreia dos Santos<sup>a,b</sup>, Camila Barbosa Silva<sup>c,d</sup>, Herick Soares de Santana<sup>e</sup>,  
Carlos Cano-Barbacid<sup>b</sup>, Angelo Antonio Agostinho<sup>f</sup>, Felipe Talin Normando<sup>c</sup>,  
João Rodrigo Cabeza<sup>g</sup>, Fabio Roland<sup>h</sup>, Emili García-Berthou<sup>b,\*</sup>

<sup>a</sup> Departamento de Biologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Brazil

<sup>b</sup> GRECO, Institute of Aquatic Ecology, University of Girona, 17003, Girona, Spain

<sup>c</sup> Bios Consultoria e Serviços Ambientais Ltda, Rua José Claudino, 318A, Bairro Centro, CEP: 37200-222, Lavras, MG, Brazil

<sup>d</sup> Laboratório de Ecologia de Peixes, Setor de Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000, Lavras, MG, Brazil

<sup>e</sup> Departamento de Áreas Acadêmicas, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, Campus Águas Lindas de Goiás, R. 21 – Jardim Querência, CEP 72910-733, Águas Lindas de Goiás, GO, Brazil

<sup>f</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais – PEA, Universidade Estadual de Maringá – UEM, Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, Maringá, PR, Brazil

<sup>g</sup> Usina Hidrelétrica de Teles Pires (CHTP), Margem Direita Do rio Teles Pires, Zona Rural, S/N, 68195-000, Jacareacanga, PA, Brazil

### ARTICLE INFO

**Keywords:**  
BACI (Before-after control impact)  
Ecological communities  
Environmental impact  
Freshwater fish  
Reservoirs  
Tropical rivers

### ABSTRACT

The enormous biodiversity of tropical freshwater combined with a considerable increase in the construction of reservoirs urges to understand the ecological effects caused by damming. Using rarely available data obtained before (one year) and after (four years) the filling of a hydroelectric plant on the Teles Pires River (Amazon River basin), the effects on abundance, biomass, and diversity of the fish assemblage were evaluated using two complementary approaches: a BACI (before-after-control-impact) design with mixed models and analyses of covariance. Significant Before-After × Control-Impact interactions in abundance, biomass, and species richness were observed, with decreases of abundance and species richness and more stable biomass after filling. Some abundant species, such as *Jupiaba polylepis*, *Jupiaba acanthogaster*, *Knodus cf. heterostichus*, and *Moenkhausia lepidura* among others, declined in abundance or disappeared from the impact sites. However, temporal and particularly spatial variation independent of damming explained more variation in all the response variables analyzed, including species composition, and analyses of covariance demonstrated general negative trends irrespective of damming. This study illustrates the usefulness of BACI designs to assess the effects of damming but also that other statistical approaches are complementary, given the difficulty of identifying control sites and the short length of most ecological time series. The results also suggest that preserving tributaries upstream of reservoirs and natural regimes of spatial and temporal environmental variation might help to mitigate the impacts of damming in tropical ecosystems.

### 1. Introduction

Freshwater ecosystems cover only 0.8% of the Earth's surface but harbor enormous biodiversity, with about 12% of the species known and one-third of all vertebrate species (García-Moreno et al., 2014; Flitcroft et al., 2019). For instance, there are over 13,000 inland fish species

(Agostinho et al., 2008; Lévêque et al., 2008; Reis et al., 2003), whereas the Amazon basin, the largest hydrographic basin in the world, has the highest fish diversity, representing about 15% of global freshwater fish biodiversity (Tedesco et al., 2017). The Amazon basin has about 2257 fish species, of which approximately 1248 are endemic (Oberdorff et al., 2019). However, it is known that these numbers are underestimations,

\* Corresponding author.

E-mail addresses: [santos.joyce@ecologia.ufjf.br](mailto:santos.joyce@ecologia.ufjf.br), [joyceandreasantos@gmail.com](mailto:joyceandreasantos@gmail.com) (J. Andreia dos Santos), [camila@biosambiental.com.br](mailto:camila@biosambiental.com.br) (C. Barbosa Silva), [herick.santana@ifg.edu.br](mailto:herick.santana@ifg.edu.br) (H. Soares de Santana), [carlos.cano@udg.edu](mailto:carlos.cano@udg.edu) (C. Cano-Barbacid), [agostinhoa@gmail.com](mailto:agostinhoa@gmail.com) (A.A. Agostinho), [fedipetalin@opyta.com.br](mailto:fedipetalin@opyta.com.br) (F.T. Normando), [jcabeza@unetelepires.com.br](mailto:jcabeza@unetelepires.com.br) (J.R. Cabeza), [fabio.roland@ufjf.edu.br](mailto:fabio.roland@ufjf.edu.br) (F. Roland), [emili.garcia@udg.edu](mailto:emili.garcia@udg.edu) (E. García-Berthou).

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114571>

Received 5 August 2021; Received in revised form 17 January 2022; Accepted 19 January 2022

Available online 24 January 2022

0301-4797/© 2022 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

as indicated by the large number of new species described annually (Antonelli et al., 2018; Jézéquel et al., 2020; Machado et al., 2018).

Despite that there are still long free-flowing rivers in the Amazon basin (Grill et al., 2019), there is a growing trend towards the construction of reservoirs, as in many tropical, less impacted rivers (e.g. Congo and Mekong) (Latrubesse et al., 2017; Tundisi, 2018; Winemiller et al., 2016; Zarfl et al., 2015). Reservoirs are thought to provide socioeconomic development of these regions through for instance electricity production, water supply, and flood control, although long-term costs are often underestimated (Latrubesse et al., 2017; Stone, 2011; Tundisi, 2018; Winemiller et al., 2016). The increase in electricity demand, the search for renewable energy as an alternative to fossil fuel, and the prevalence of unregulated reaches in large rivers instigate the construction of reservoirs in many tropical rivers (Lees et al., 2016). Currently, there are more than 415 dams in operation or under construction in the Amazon basin and over 334 planned or proposed (Winemiller et al., 2016; Anderson et al., 2018).

Reservoirs lead to major changes in river habitats, profoundly transforming fish communities (Agostinho et al., 2016). The multiple impacts caused by dams include changes in the flow regime (that is, decreases in the intensity of floods and droughts and flow variation) and the loss of spatial and environmental heterogeneity and connectivity (Junk and Mello, 1990; Winemiller et al., 2016). These alterations cause changes in species composition and abundance and the structure of the fish community, affecting both the maintenance of native species and functional diversity (Lima et al., 2018) and thus ecosystem services, such as regulation of food chain dynamics, nutrient cycling, and fisheries, among others (Holmlund and Hammer, 1999; Hoeninghaus et al., 2009; Winemiller et al., 2016). For example, the construction of reservoirs alters the abundance of dominant species, favors the introduction and spread of invasive species, and even causes the local extirpation of species (Agostinho et al., 2016; Muniz et al., 2021; Rahel, 2002). The species most affected by dams generally are large, migratory species, which depend on the spatial and temporal connectivity of rivers to complete their life cycle (Hoeninghaus et al., 2009; Pelicice and Agostinho, 2008; Winemiller et al., 2016). By contrast, there is a proliferation of small, sedentary, highly fecund species (i.e. *r*-strategists) with generalist feeding habits (Agostinho et al., 2005; Araújo et al., 2013; Tundisi, 2018; Marques et al., 2018; Poff et al., 2007).

Understanding the response of fish to the damming of tropical rivers can provide important information to elucidate ways to mitigate the ecological damage caused (Agostinho et al., 2004; Petesse et al., 2007; Suzuki et al., 2009). Although many studies have already addressed the effects of dams on fish assemblages, pointing out changes in the composition, abundance, and diversity of species, most of them do not assess these impacts before and after the reservoir construction, mainly because of the lack of data and the difficulty of obtaining long time series (Ganassin et al., 2021a, 2021b; but see Santos et al., 2017b). Most studies analyze species composition and compute diversity indices such as Shannon and Pielou, but they do not compare reference sites with sites directly impacted (Cella-Ribeiro et al., 2017; Santos et al., 2017a) or only use space-by-time substitutions that are known to underestimate effects (França et al., 2016; Norris et al., 2018). The former studies might confound damming effects with natural temporal variation whereas simply using control and impact sites might confound them with natural spatial gradients (Schwarz, 1998; Underwood and Chapman, 2003). Despite being one of the best models for environmental effects monitoring programs (Smokorowski and Randall, 2017), BACI (before-after-control-impact) designs have not been widely used for analyzing the effects of damming in tropical rivers (e.g. Dias et al., 2020), because of financial, logistical and political reasons (Norris et al., 2018).

Therefore, our study aimed to assess how the fish assemblage of an Amazonian river was altered after damming, by comparing sites impacted and not directly impacted by the reservoir construction using a BACI (before-after-control-impact) design with five years of samplings (including one year before) and nine sites (five of them, references sites

upstream of the reservoir). The BACI results were also compared with general trends analyses to check if presumed control sites might also be affected and see if they provide a different picture. It was hypothesized that the abundance, richness, evenness, and diversity of fish species would decrease at the impact sites after filling the reservoir. We also expected changes in species composition, mainly decreases in species of rheophilic, migratory, or benthic habits and feeding specialists, since they are often sensitive to damming, and more stable populations or increases of small-sized species and other more tolerant (Arantes et al., 2019; Holčík, 2001; Lima et al., 2016; McAllister et al., 2001).

## 2. Methods

### 2.1. Study area

The Teles Pires River (7–15°S, 54–58° W), also known as the São Manoel River, is located in the southern region of the Amazon basin, in the Brazilian states of Mato Grosso and Pará. It is a clearwater river that, when joining the Juruena River, forms the Tapajós River, one of the largest tributaries of the Amazon River. The Teles Pires River has a drainage area of ca. 141,483 km<sup>2</sup> (Ohara et al., 2017), a length of ca. 1400 km, elevation generally of 100–400 m, and many rapids and waterfalls (Goulding et al., 2003; Siofi, 1984). The region has mostly a tropical monsoon climate ("Am" in the Köppen climate classification) but, in the upper reaches, tropical savanna climate with dry winters ("Aw"). The annual mean air temperature is  $\geq 24$  °C, monthly average temperature always  $\geq 18$  °C, and average annual rainfall generally  $>2000$  mm throughout the basin (Alvares et al., 2013; Lopes et al., 2020). The original vegetation reflects a transition from the Amazon rainforest to the "Cerrado" (savannah) biome of the upper reaches (Lopes et al., 2020; Zaiatz et al., 2018).

This river has a total of 355 described fish species (Ohara et al., 2017), is located in a priority area for conservation of natural resources and it is also an important destination for sport fishing due to the great diversity of fish and abundance of large species (Ayres and Fonseca, 2005; Silva et al., 2005). However, it has long suffered from human impacts, mainly aimed at mining, which is highly harmful to fish diversity due to exposure to mercury (Matos et al., 2018; Zagui, 2004). In addition to mining, the river basin of Teles Pires also suffers from erosion caused by deforestation for agriculture and livestock, directly affecting the river flow and aquatic biota (see e.g. Fearnside, 2001; Hacon et al., 1997; Ohara et al., 2017; Zeilhofer et al., 2018). The Teles Pires hydroelectric dam was built on the border of the Pará and Mato Grosso states, in the municipalities of Jacareacanga and Paranafta, with a maximum capacity of 1820 MW, and filled by early 2015. As a condition for the development of the plant, some environmental projects were implemented in order to monitor the occurring changes, which are analyzed herein.

### 2.2. Fish sampling

Fish data was obtained from the Ichthyofauna monitoring and studies program of the Basic environmental project of the Teles Pires hydroelectric power plant, which was a requirement for the power plant's operation. The monitoring activities were authorized by the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources - IBAMA (authorization no. 599/2015). Fish sampling was carried out quarterly (January, April, July and October) from January 2014 to July 2019. A total of nine sites were sampled (Fig. 1): four sites in the reservoir area (sites 1, 2, 3 and 5) and five sites upstream of its influence area (Teles Pires River and its tributaries, Paranafta and Cristalino rivers) (control sites 4, 6, 7, 8, and 9) (Fig. 1). Sampling was always performed at the same sites although three of them (sites 7–9) were not monitored before the filling of the reservoir. Impact sites (no. 1, 2, 3, and 5 in Fig. 1) were located at the area directly influenced by the reservoir (impounded area), whereas control sites (no. 4, 6, 7, 8, and 9) were

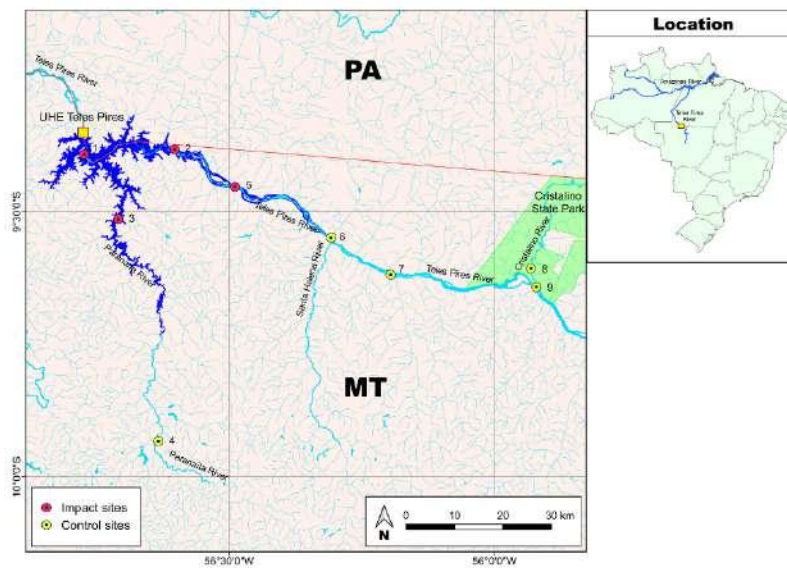


Fig. 1. Location of sampling sites in the Teles Pires River, Brazil. Four sites were placed in the reservoir area (sites 1, 2, 3 and 5), and five sites were upstream of the influence area of the reservoir (control sites 4, 6, 7, 8, and 9). The dam is represented with a square in the map. PA: Pará; MT: Mato Grosso.

10–40 km upstream of the reservoir itself, in the main tributaries of the river or nearby (Fig. 1). In particular, sites 8 and 9 are in the confluence of Cristalino River and Teles Pires River, within a protected area (Cristalino State Park), characterized by very rich biodiversity and a well preserved forest (Ohara et al., 2017). Site 4 (upper reaches of the Paranaitá river) is not affected by the dam but the basin is more affected by livestock farming and urban sewage, whereas sites 6 and 7 were close to the mouths of two well-preserved tributaries (Santa Helena and Taxidermista, respectively).

For each sampling campaign (each site and quarter), a total of 39 gillnets of  $10 \times 2$  m; three gillnets of each mesh (mesh 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20 and 24 cm between opposite nodes) were exposed in the water column for 24 h and with fish removed every 8 h. A seine net of  $10 \times 1$  m (mesh 5 mm) was also used, with three consecutive collections of similar sampling efforts at each sampling point. After damming, the devices were operated on the riverbanks and in open areas. The captured fish were separated by site and preserved in plastic bags with formaldehyde. The fish were identified at the species level following Ohara et al. (2017) and samples were deposited at the collection of the Ribeirão Preto Ichthyology Laboratory (LIRP/USP). Fish individuals were measured and weighed and total fish abundance was estimated as catch per unit effort (CPUE), expressed as individuals per  $100 \text{ m}^2$  of net per 24 h, and biomass per unit of effort (BPUE), expressed as g of fish per  $100 \text{ m}^2$  of net per 24 h. Observed species richness, Shannon's diversity index, and Pielou's evenness were estimated from the CPUE data.

Water temperature, water conductivity, pH, and dissolved oxygen concentration were measured with probes quarterly from January 2014 to July 2019 to understand the variation in fish assemblages further. Moreover, all available observed and estimated monthly mean river runoff data for eight sites along the Teles Pires were obtained from the Global Runoff Data Centre (GRDC), World Meteorological Organization. The GRDC data, freely available online (Global Runoff Data Centre), combine observed runoff with flows estimated from climate-driven water balance models in a global gridded river network (Pekete et al., 2002).

### 2.3. Data analysis

Species accumulation curves from package *vegan* (Oksanen et al., 2019) in the R software (R Core Team, 2019) were first used to check that sampling effort was adequate and species composition representative. In order to understand the changes caused by damming, a BACI design (before-after-control-impact) with multiple sites and multiple times (Schwarz, 1998; Underwood and Chapman, 2003) was used. The principle of BACI designs is that an anthropogenic disturbance in the "impact" location will cause a different temporal variation when the disturbance starts compared with the natural change in the "control" location; therefore, the main test of interest is the Before-After (BA)  $\times$  Control-Impact (CI) interaction. Temporal and spatial replication is not always available but helps to avoid confounding and increases statistical power (Schwarz, 1998; Underwood and Chapman, 2003). In our study, samples were categorized as before (January 2014 to January 2015) and after (April 2015 to July 2019) the filling of the reservoir and as control (sites no. 6, 7, 8, 9 and 10) and impact (sites no. 1, 2, 3, 5) (Fig. 1). Five response variables (CPUE, BPUE, species richness, diversity, and evenness) were analyzed using BACI designs and linear mixed models (random intercept models), adapting unpublished R scripts provided by C.J. Schwarz (see Pardini et al., 2018, for a very similar analysis). For the linear mixed models, CPUE and BPUE were log-transformed ( $\log_{10}(x+1)$ ) and BA and CI (and their interaction) used as fixed effects factors, and time (i.e. the combination of year and quarter) and sites as random effects (the four predictors treated as categorical factors). The linear mixed models were obtained with function *lmer* of the package *lmer4* (Bates et al., 2015) in the R software. The *P*-values for the fixed and random effects were obtained using the *lmerTest* package (Kuznetsova et al., 2017), and the marginal ( $R^2_m$ ) and conditional ( $R^2_c$ ) coefficients of determination were computed with package *MuMIn* (Bartoń, 2019).  $R^2_m$  represents the variance explained by the fixed effects (BA, CI and their interaction, in our case), whereas  $R^2_c$  is interpreted as the variance explained by the entire model, including fixed and random effects.

As an analysis alternative to BACI, to test if control (and impact) sites also displayed negative trends in response variables, analyses of covariance (ANCOVAs) were used with time as a (quantitative)

covariate and site as a categorical factor. An ANCOVA design with time × site interaction tests the homogeneity of slopes of conventional ANCOVA (García-Berthou and Moreno-Amich, 1993). For each source of variation, we calculated  $\eta^2$  (eta squared), which is a measure of effect size based on the proportion of the total variance in the response variable that is associated with a certain source of variation (see e.g. Richardson, 2011);  $\eta^2$  is based on the sums of squares of ANCOVA and in the case of a single quantitative predictor it is identical to the coefficient of determination  $r^2$ . These two statistical approaches (BACI design and ANCOVAs) were also applied to the runoff and water quality data.

Variation partitioning (Borcard et al., 1992; Legendre and Legendre, 1998) was used to understand the unique and shared effects of each of the predictors (BA, CI, sites, and time) on species composition, using the function *varpart* in package *vegan* and the Hellinger transformation, which has good statistical properties for community data (Legendre and Gallagher, 2001). Variation partitioning performs a series of redundancy analyses to estimate how much variation is uniquely or jointly explained by each predictor (Legendre and Legendre, 1998). We also used a principal component analysis (with Hellinger transformation) to understand the main variation in species composition and a partial redundancy analysis similar to a BACI or repeated-measure design, by using the term BA × CI × time as a constraining matrix and conditioning for time (i.e. the combination of year and quarter) and sites (Oksanen et al., 2019). These ordinations were performed using function *rda* in package *vegan* and the Hellinger transformation. A heat map that displayed the main difference in species composition between control vs. impact sites was also obtained using the function *tabasco* in *vegan*. A Venn diagram obtained with the function *draw.quad.venn* in the package *VennDiagram* (Chen and Boutros, 2011) was used to visualize the changes in the fish community after the dam construction. The Venn diagram allowed, for example, calculating the number of species that have disappeared or that have appeared in the impact sites after the reservoir filling.

### 3. Results

A total of 36530 fish from 228 species and 32 families were captured. Most species belonged to Characiformes (140 species) and Siluriformes (54 species). Species accumulation curves (Fig. S1) showed that: i) although a sampling campaign (quarter) tended to capture about 20% of the total number of species observed in a site along the whole 5-year study period (21–29 out of 104–139 species), the differences in species richness among sites did not depend on sampling effort (i.e. sample-based rarefaction curves barely crossed); ii) the total observed richness per site varied from 107 species (sites 3, 7, and 9) to 139 species (site 6); and iii) extrapolated richness was lowest in impact sites 1, 2 and 3, because in them species richness saturated with sampling effort more than in control sites.

Overall, linear mixed models showed that most terms were

significant, except for the CI effect. The random effects (time and sites) approximately doubled the variation explained by the models ( $R^2_c$ ), compared to the fixed effects only (BACI sources) ( $R^2_m$ ) (see Table 1). Likelihood ratio tests (*lmerTest* package) showed that models with site and time effects were preferable to models without random effects ( $P < 0.05$ ) and that the variance due to sites was much more important than the temporal variation. Although detailed plots showed considerable temporal variation (Fig. S2–S6), the differences among sites were generally more important. The BA × CI interaction, which is the main test of interest in a BACI design, was only significant for CPUE, BPUE, and observed richness, indicating that the differences among control and impact sites changed after filling the reservoir (Table 1). CPUE was similar in the control and impact sites before but decreased in the impact sites after the filling of the reservoir (Fig. S7). By contrast, BPUE rather increased in the impact sites after the reservoir filling (Fig. S7). Species richness was greater in impact than in control sites before, but decreased after filling the reservoir (Fig. S8). Although the Shannon index and evenness also decreased in the impact sites (Fig. S8), the BA × CI interaction was not significant for these two variables (Table 1), because of stronger variability among sites and with time (Fig. S4 and S6).

The same mixed model designs applied to five environmental variables (Table 1) also showed that random effects (i.e. site and time) were much more important than fixed effects (BACI sources) and that variance among sites was much more important than temporal variation. The BA × CI interaction was only significant for water temperature because this variable increased in the impact sites and rather decreased in the control sites (Fig. S9). The other water quality variables varied markedly among sites with no clear BA × CI interaction or temporal variation. Similarly, river flow displayed temporal and spatial variation, with significant control-impact differences among sites (increasing downstream) (Fig. S10) but no clear BA × CI interaction (Table 1).

By contrast, ANCOVAs of fish variables also showed much among-site variation (12–25%) but general trends for all variables that only clearly depended on site (time × site interaction) in the case of CPUE (Table 2). CPUE generally decreased with time at impact sites whereas it was stable (or increased in site 7) at control sites (Fig. 2). BPUE showed the least explained variation overall, particularly for time (Table 2), and remained rather stable or decreased in a few sites (Fig. 2). Time explained more variation for the three diversity metrics (Table 2), which showed marked negative trends for most sites (Fig. 3). In contrast to fish variables, environmental data showed much more explained variation, particularly among sites, and less important temporal variation (Table 2). In agreement, river flow markedly increased downstream but showed no clear long-term trends, except for the recent refilling after construction (Fig. S10), whereas water quality variables showed substantial spatial variation and some less important trends that varied among sites (Fig. S9).

Variation partitioning showed that most of the variation in species composition was explained by time (17%) and site (13%), with

**Table 1**  
Mixed models (BACI design) of the fish assemblage (CPUE = Catch per unit of effort, BPUE = Biomass per unit of effort, *H* = Shannon index, *S* = Observed species richness, *J* = Pielou evenness) and environmental response variables. CPUE and BPUE were log-transformed. The marginal ( $R^2_m$ ) and conditional ( $R^2_c$ ) coefficients of determination correspond to the proportion of variation explained by the fixed effects (BA, CI, BA × CI) and the whole model (i.e. including time and site, which are the random effects), respectively. The rest of columns correspond to *P* values of the different terms. BA = before-after, CI = control-impact. \*\*\* indicates  $P < 0.001$ .

Response variable	$R^2_m$	$R^2_c$	BA	CI	BA × CI	Time	Site
CPUE	0.279	0.456	<b>0.002</b>	0.259	***	<b>0.011</b>	***
BPUE	0.029	0.246	0.674	0.308	<b>0.010</b>	<b>0.017</b>	<b>0.001</b>
<i>H</i>	0.160	0.304	***	0.199	0.196	0.081	<b>0.006</b>
<i>S</i>	0.153	0.498	<b>0.009</b>	0.738	<b>0.002</b>	***	***
<i>J</i>	0.100	0.302	<b>0.006</b>	0.231	0.534	0.293	***
River flow	0.407	0.750	0.620	<b>0.018</b>	0.988	***	***
Water temperature	0.077	0.422	0.067	0.386	<b>0.002</b>	0.999	***
Conductivity	0.016	0.661	0.979	0.662	0.958	0.841	***
Oxygen concentration	0.006	0.426	0.471	0.783	0.330	0.543	***
pH	0.104	0.208	0.203	0.094	0.632	1.000	<b>0.034</b>

**Table 2**

Analyses of covariance (ANCOVA) of the five response variables (CPUE = Catch per unit of effort, BPUE = Biomass per unit of effort,  $H$  = Shannon index,  $S$  = Observed species richness,  $J$  = Pielou evenness) with time (covariate) and site (factor). CPUE and BPUE were log-transformed. The eta squared ( $\eta^2$ , i.e. proportion of explained variation) and significance of the three terms are shown ( $^{\circ}$ ,  $P < 0.05$ ;  $^{**}$ ,  $P < 0.01$ ;  $^{***}$ ,  $P < 0.001$ ). The adjusted  $R^2$  of the full model is also shown.

Response variable	Time	Site	Time $\times$ Site	$R^2_{adj}$
CPUE	0.046 <sup>***</sup>	0.253 <sup>***</sup>	0.107 <sup>***</sup>	0.332
BPUE	0.019 <sup>*</sup>	0.128 <sup>**</sup>	0.060	0.128
$H$	0.148 <sup>***</sup>	0.156 <sup>***</sup>	0.057	0.289
$S$	0.198 <sup>**</sup>	0.122 <sup>***</sup>	0.048	0.304
$J$	0.059 <sup>***</sup>	0.229 <sup>***</sup>	0.052	0.267
River flow	0.000	0.733 <sup>***</sup>	0.000	0.733
Water temperature	0.008	0.330 <sup>***</sup>	0.065	0.339
Conductivity	0.000	0.633 <sup>***</sup>	0.128 <sup>***</sup>	0.735
Oxygen concentration	0.006	0.365 <sup>***</sup>	0.095 <sup>**</sup>	0.405
pH	0.002	0.187 <sup>***</sup>	0.098 <sup>*</sup>	0.206

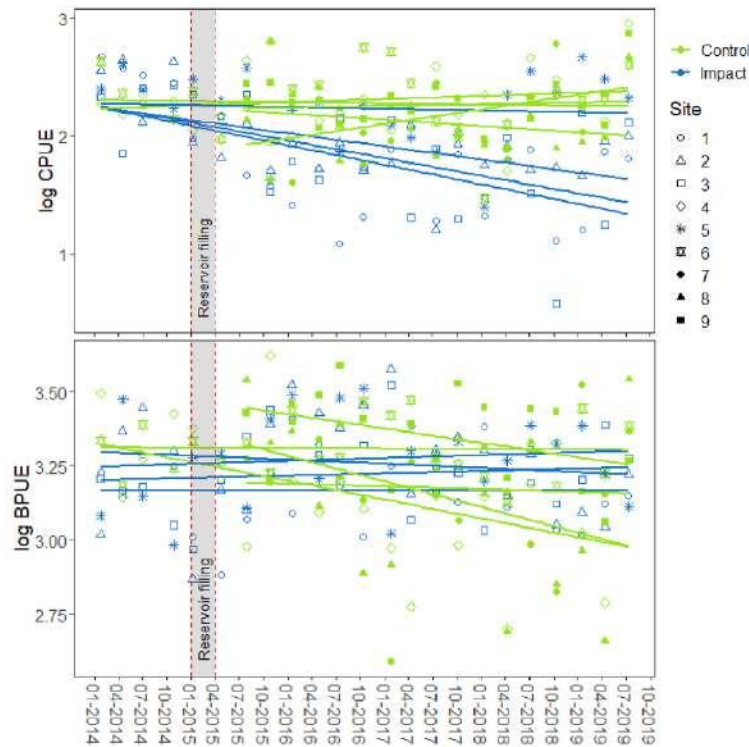
significant ( $P < 0.01$ ) unique effects of these two components (explaining 7% and 8% of the total variation, respectively) (Fig. 4). By contrast, the variation explained uniquely or jointly by control-impact or before-after differences was smaller, explaining overall 4% and 1%, respectively. Similarly, the redundancy analysis (RDA) using the BACI design (Fig. S11) indicated 14% of variation explained by sites and time (conditioning terms) and 14% by the BA  $\times$  CI  $\times$  time term (constraint). The RDA axes were significant for CI ( $P = 0.001$ ) and BA ( $P = 0.013$ ), but not the BA  $\times$  CI interaction ( $P = 0.77$ ). The Venn diagram (Fig. 5)

showed that a total of 39 species were not observed at the impacted sites after the construction of the dam, of which 13 were exclusively present in these impacted sites. However, 53 new species appeared in these sites after the construction, of which 19 were only present in these impacted sites. A total of 149 species remained in the impacted sites after the reservoir filling. The heat map (Fig. 6) showed that some abundant species, such as *Deuterodon* sp., *Jupiaba polylepis* (Gunther, 1864), *Jupiaba acanthogaster* (Eigenmann, 1911), *Knodus* cf. *heteresthes* (Eigenmann, 1908), *Moenkhausia lepidura* (Kner, 1858), *Astyanax multidentis* Eigenmann, 1908, *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915) or *Steindachnerina fasciata* (Vair and Géry, 1985), became less abundant or were no longer observed at impacted sites after filling the reservoir.

A principal component analysis with Hellinger transformation but without constraining or conditioning terms (Fig. S12) explained more variation in species composition (34% with two axes) than the previous ordination and showed that part of the variation was unrelated to the study factors (i.e. sites, time, and control-impact differences) and a few other species were more abundant in a few samples, such as *Hemigrammus* cf. *geisleri* or *Steindachnerina fasciata*.

**4. Discussion**

The results illustrate the usefulness of applying a BACI design with mixed models to compare the fish assemblages before and after the dam closure, of using complementary statistical techniques, and of assessing the importance of different sources of variation using measures of effect size (explained variation). Although the BACI design with mixed models and the ANCOVAs correspond to different experimental designs and



**Fig. 2.** Temporal variation of catch per unit of effort (CPUE, on top) and biomass per unit of effort (BPUE) by site. Control (green lines) and impact (blue lines) sites are distinguished. The regression lines by site are also shown. The reservoir was filled between January and April 2015. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

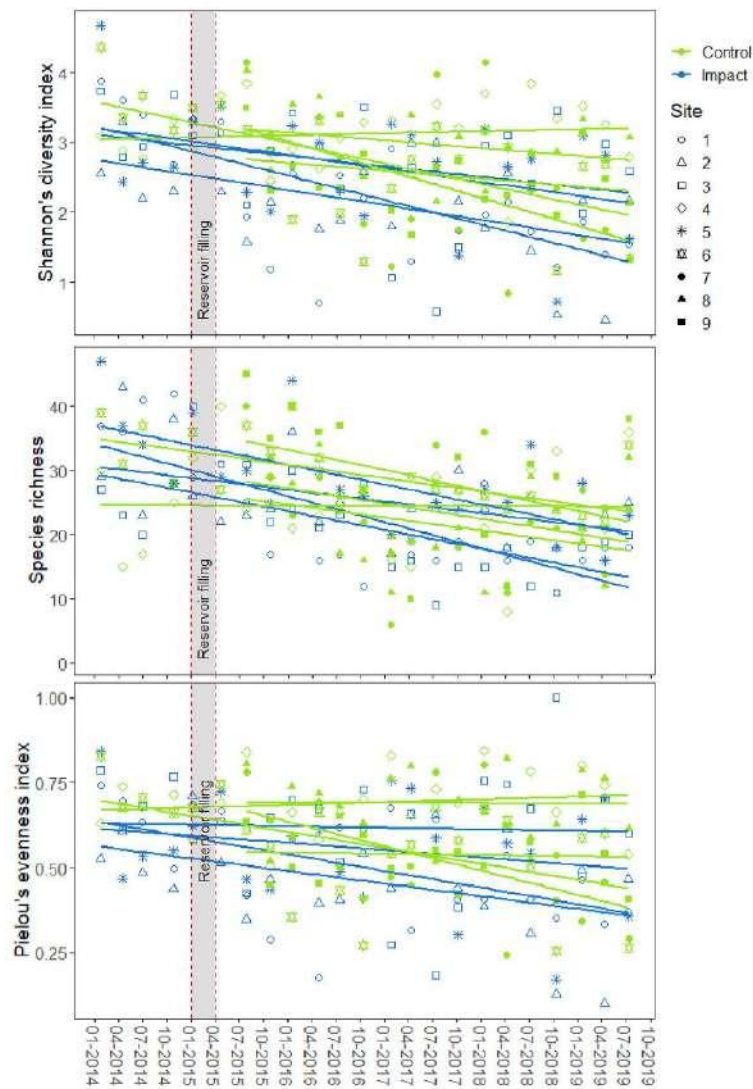


Fig. 3. Temporal variation of diversity metrics (Shannon's diversity index, species richness and Pielou's evenness) by site. Control (green lines) and impact (blue lines) sites are distinguished. The regression lines by site are also shown. The reservoir was filled between January and April 2015. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

statistical techniques, they suggested many similar conclusions, namely that: i) the among site variation was more important than temporal variation; ii) most terms were significant (e.g. site or its interaction was significant for all variables); iii) total explained variation was highest for catch per unit effort (CPUE), fish richness, river runoff, water conductivity, and oxygen concentration and lowest for biomass per unit effort (BPUE) and pH; and iv) fish CPUE decreased and water temperature increased in the impact sites, whereas the temporal trajectory was similar in the control and impact sites for Shannon's fish diversity and Pielou's evenness. However, the two approaches also differed in some results, namely that the BACI design suggested  $BA \times CI$  interaction for BPUE and richness (i.e. impact of the reservoir), whereas the similar time  $\times$  site interaction of ANCOVA was not significant. The two

approaches mainly differ in the no distinction between control and impact sites and the consideration of time as a quantitative covariate (i.e. linearity if a trend is present) for the ANCOVA. The BACI design has different statistical assumptions than ANCOVA (e.g. regarding the random effects or the similar temporal variation of the sites before the impact) and presumes that control sites (and also impact sites before the filling) were not affected by the reservoir construction. The latter assumption is dubious in the many cases where migratory aquatic species are blocked by dams and cannot access upstream control sites any longer but reasonable in our case study because the dam was built in some strong rapids (*corredeiras* Sete Quedas) that already acted as a strong natural barrier for fish (A. Agostinho et al., unpublished genetic and radio-telemetry data). In sum, the BACI design has many

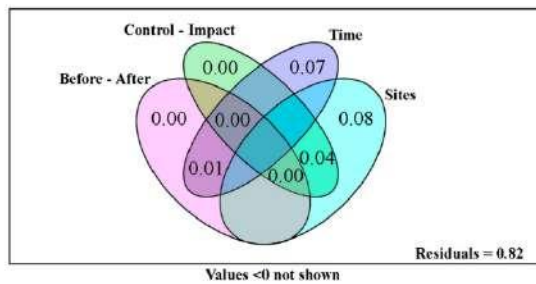


Fig. 4. Variation partitioning of species composition using before-after, control-impact, time and site as predictors. The proportion of variation explained is shown; values  $\leq 0$  are not shown.

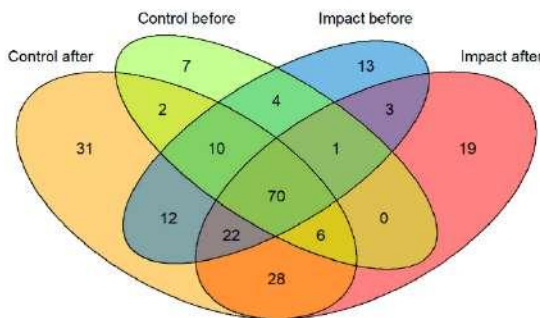


Fig. 5. Venn diagram showing the number of shared or exclusive species in the control and impact sites, before and after the dam construction.

assumptions but is specifically designed to test for the impact, while the ANCOVA is a simpler statistical approach with its own different weaknesses but that allows to compare the temporal variation of sites without assuming that control sites are not affected by the damming or that the impact started with the reservoir filling and not long before.

Overall, both techniques suggested temporal decreases of fish abundance (CPUE) stronger in impact sites and temporal decreases in Shannon's diversity and Pielou's evenness irrespective of the damming. They also showed temporal decreases in species richness, with the BACI design showing that they were stronger in the impact sites. BPUE had less explained variation but decreased mainly at the control sites. In contrast to fish variables, river runoff and water quality variables showed more spatial and total explained variation but no significant BA  $\times$  CI interaction (except for water temperature) and less clear temporal trends, more variable among sites. These marked differences among fish and environmental variables suggest that runoff and the four water quality variables varied more markedly among sites but were not strongly related to the temporal trends and damming impacts on fish.

Changes in CPUE and BPUE in the impacted locations are excellent indicators of the alterations caused by the construction of the reservoir in the fish community (Agostinho et al., 2016; Marques et al., 2018). The decreases in CPUE and species richness may be related to the loss of habitat heterogeneity, showing a reorganization of the fish assemblage after river damming (Agostinho et al., 2007; Lima et al., 2016; Poff et al., 2007). This depletion of species richness is a common consequence and should happen after a few years of filling the reservoir (Agostinho et al., 2016). This decrease occurs mainly because the lotic habitats are severely altered and many native fish species do not have the optimal attributes (e.g. locomotion, behavior, and feeding traits) to live in the new lentic environment created (Agostinho et al., 1999; Gomes and

Miranda, 2001). River impoundment generally results in fairly predictable changes in fish functional diversity, including the decrease of species with rheophilic, migratory, or benthic habits and feeding specialists (Arantes et al., 2019). Even if the falls where the dam was built were previously effective barriers to fish passage, a reduction in CPUE and species richness of migratory fish, which are generally rheophilic, would be expected because of impairment of environmental conditions after damming (Gomes and Miranda, 2001). Although our sampling was carried out for five years, it is likely too short to capture all the impacts of damming on long-lived species such as migratory fish. In fact, biological communities can take years to reestablish or reach a new stable state and this makes it difficult to make accurate assessments (Agostinho et al., 2005). The time elapsed since the impoundment was not enough to affect abundances at the regional level. It is also possible that the number of species upstream (control) partially increased due to the displacement of more sensitive species out of the reservoir since the impacts of damming are known to be more marked in the lacustrine areas of reservoirs and less in the riverine zones (Agostinho et al., 2016).

In contrast to fish CPUE, BPUE was more stable in the impacted sites after the reservoir filling. Although the long-term trend of both abundance variables in tropical reservoirs tends to be negative, in the first years they tend to increase due to the large release of nutrients resulting from the decomposition of organic matter in the flooded area during, a phase called "trophic upsurge period" (Agostinho et al., 2016; Arantes et al., 2019; Monaghan et al., 2020). The observed difference (marked decrease of CPUE in the impact sites with stable or increased BPUE) implies increased average size of the fish and is probably due to changes in species composition (i.e. more *K*-selected, large-sized species). However, species composition varied markedly among sampling sites and occasions (time) but less strongly with damming. The heat map showed that abundant small-sized species (e.g., *A. multidentis*, *Deuterodon* sp., *J. polylepis*, *J. acanthogaster*, *K. cf. heteresthesia*, *M. lepidura*, *S. notomelas*, and *S. fasciata*) decreased in abundance or were no longer observed at impacted sites after filling the reservoir. The entry of organic matter into the aquatic system during the filling phase and for a few years increases food availability for small fish, as observed by the increase in abundance of *Hemiodus* species, most of them sedentary, herbivorous fishes. This increase can also lead to the proliferation of medium-sized piscivorous fish, which can even control the abundance of other small fishes (Agostinho et al., 2005; Lima et al., 2018). We also observed marked damming effects on fish richness but less on Shannon's index or evenness, which showed more variability among sampling sites and occasions independently of the impact of the reservoir. Since Shannon's index depends strongly on species richness and is expected to be correlated with it (DeBenedictis, 1973), the contrasting patterns must be due to much more variability in evenness and relative abundance of species.

The results also showed large temporal and spatial variation in most response variables, regardless of damming. Although there were differences among control and impact sites and specific effects of damming (BA  $\times$  CI interaction), the random effect sources (i.e. variation among sites and sampling occasions) were more significant and explained more variation. The large temporal variation (independent of damming) is likely due in part to seasonality, in particular the fluctuation in precipitation and water level which increases the connectivity among habitats (Agostinho et al., 2004; Thomaz et al., 2007) and favors the exchange of nutrients and organisms (Junk et al., 1989; Neiff, 1990; Bayley, 1995), mainly where the flood pulse is less affected by the dam (Perônico et al., 2020; Pereira et al., 2021). The general temporal trends also independent of damming might be related to other human impacts in the river basin, mainly mining (Matos et al., 2018; Zagui, 2004) and deforestation (Ohara et al., 2017; Zeilhofer et al., 2018). The additional spatial variation might be due to differences among sites. Some control sites were located in the Teles Pires mainstem, whereas others were in tributaries, which are smaller in size and display different habitat features. For instance, site 8 was located in a tributary that is a conservation unit

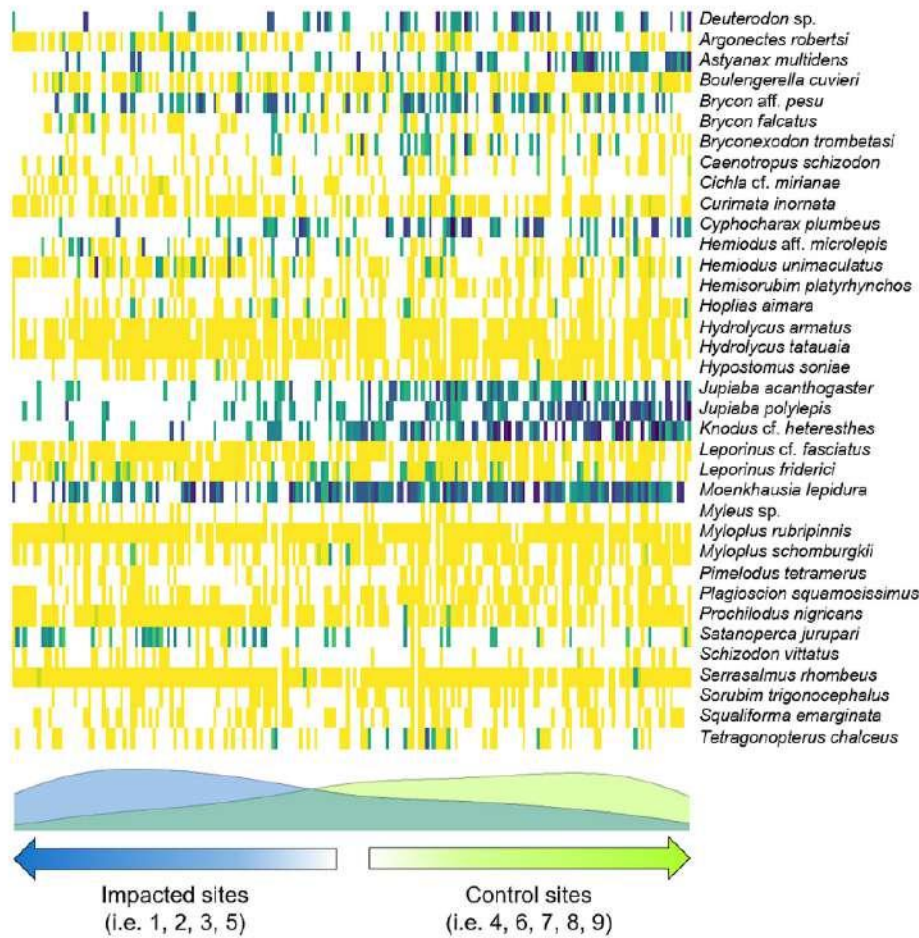


Fig. 6. Heat map of species composition (relative abundance) as a function of the control-impacted differences (the model in Fig. S11). Darker colors indicate higher relative abundance (CPUE), white squares indicate species not recorded in that sample. Species appearing in more than 40 samples were shown. Note that CPUE was previously standardized. Density plots show the distribution of species composition gradient. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

(Cristalino State Park), important for biodiversity preservation, as is also the case in sites upstream of dams elsewhere (Agostinho et al., 2007; Araújo et al., 2013; Ferrareze et al., 2014). The maintenance of more preserved tributaries and rivers ensures that fish have refuges, alternative migration routes, breeding sites, and places for growth (Marques et al., 2018; Nunes et al., 2015; Silva et al., 2015), ensuring the right conditions to complete the life cycle of many species.

Finally, different issues might limit our results. First, as mentioned above, longer time series, both before and after damming, would be preferable to understand how fish communities vary and what are the final impacts of damming (Agostinho et al., 2008; Lima et al., 2018). Second, the reservoir is not the only anthropogenic perturbation observed in the Teles Pires River, since it is impacted at multiple scales by agriculture, livestock and gold mining activities (Ohara et al., 2017), which cause many changes in habitat and water quality (Dary et al., 2017; Zaiatz et al., 2018; Zeilhofer et al., 2018). These other activities imply that, as usual, “control” sites were not free of impacts and, therefore, that the effects of damming may have been underestimated. However, there are few case studies in Brazil with data before the construction of the reservoir, and even if the data before was only one year long, these results are important for understanding the ecological impacts of existing and planned dams. Therefore, additional monitoring of this and other rivers and reservoirs is necessary to better understand the ecological impacts of damming (Agostinho et al., 2007; Mol et al., 2007; Radinger et al., 2019). Another important issue is that here the impact of a single reservoir was analyzed. The construction of several hydroelectric plants in the same river basin can have a synergistic effect on biological communities, since each barrier acts as a nutrient filter, changing the physical-chemical characteristics and also blocking access to migratory species (Barbosa et al., 1999; Ganassin et al., 2021b;

Kaufmann et al., 2014; Miranda et al., 2008; Pelicice et al., 2015; Siqueira et al., 2018). In addition, one of the sampling methods used had low efficiency in collecting the fish after filling the dam, as in a similar case (Agostinho et al. 2007).

5. Conclusion

In sum, this study provides insights into the effects on fish diversity in an Amazonian river after a dam construction, using rarely available data obtained before (one year) and after (four years) the filling of a hydroelectric dam. The results showed that our hypothesis was partially corroborated, since significant differences were observed for relative abundance, biomass, richness, and species composition in places that were directly influenced by the reservoir filling. However, larger temporal and spatial variation in most response variables, regardless of damming, were noticed. Besides, this study points out the paramount importance of continuous monitoring of fish assemblages in order to understand long-term variation of ecological communities and the importance of having stretches free of reservoirs for the maintenance of fish fauna.

Credit author statement

Joyce Andreia dos Santos: Conceptualization, Formal analysis, Writing – original draft. Camila Barbosa: Conceptualization, Methodology, Investigation, Writing – review & editing. Herick Soares Santana: Formal analysis, Writing – review & editing. Carlos Augusto Barbacil: Formal analysis, Writing – review & editing. Angelo Agostinho, Writing – review & editing. Felipe Talin Normando: Investigation, Writing – review & editing. João Rodrigo Caetano: Investigation, Writing – review & editing.



Investigation, Writing – review & editing. Fabio Roland: Writing – review & editing. Emili García-Berthou: Conceptualization, Formal analysis, Writing – original draft.

#### Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

#### Acknowledgements

We are grateful to the Teles Pires Hydroelectric Plant for providing data for this study, to all employees of Bios Consultoria e Serviços Ambientais Ltda for carrying out the fieldwork, and to anonymous reviewers for helpful comments on the manuscript. This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior—Brazil (CAPES)—Finance Code 001. All samples were obtained with prior authorization from the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA). Further financial support was provided by the Spanish Ministry of Science (projects RED 2018-102571-T, and PID 2019-103936 GB-C21) and the Government of Catalonia (ref. 2017 SGR 548). CCB benefitted from a pre-doctoral fellowship of the Spanish Ministry of Science (ref. BES-2017-081999).

#### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114571>.

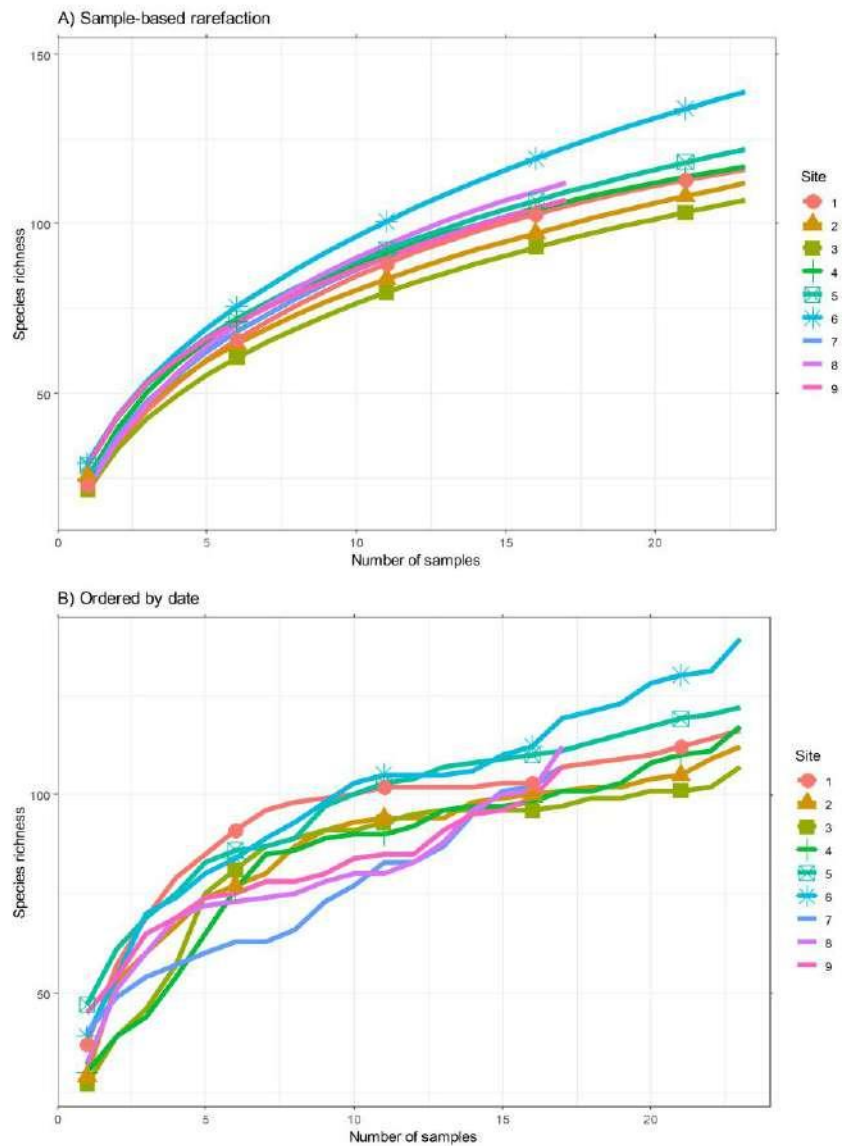
#### References

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M., 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. EDUEM: Maringá, Brazil, p. 501.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C.L., Ortega, J.C.G., Pelicice, F.M., 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fish. Res.* 173, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>.
- Agostinho, A.A., Okada, E.K., Gregoris, J., 1999. A pesca no reservatório de Itaipu: aspectos socioeconômicos e impactos do represamento. In: Henry, R. (Ed.), *Ecologia de Reservatório: Estrutura, Funções e Aspectos Sociais*. Instituto de Biociências, UNESP, Boticari, Brazil, pp. 281–319.
- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Gomes, L.C., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.* 68, 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>.
- Agostinho, A.A., Thomaz, S., Gomes, L., 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conserv. Biol.* 19, 646–652. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00701.x>.
- Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Gomes, L.C., 2004. Threats to biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecol. Hydrobiol.* 4, 255–268.
- Anderson, E.P., Jenkins, C.N., Heipern, S., Maldonado-Ocampo, J.A., Carvajal-Vallejos, F.M., Encalada, A.C., Rivadeneira, J.F., Hidalgo, M., Cañas, C.M., Ortega, H., Salcedo, N., Maldonado, M., Tedesco, P.A., 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Sci. Adv.* 4, eaan1642. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aan1642>.
- Antonelli, A., Ariza, M., Albert, J., Andermann, T., Azevedo, J., Bacon, C., Fairby, S., Guedes, T., Hoon, C., Lohmann, L.G., Matos-Maraví, P., Ritter, C.D., Sanmartín, I., Silvestro, D., Tejedor, M., ter Steege, H., Tuomisto, H., Werneck, F.P., Zizka, A., Edwards, S.V., 2018. Conceptual and empirical advances in Neotropical biodiversity research. *PeerJ* 6, <https://doi.org/10.7717/peerj.3644>, 36–44.
- Alvares, C.A., Stapf, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22, 711–728.
- Arantes, C.C., Fitzgerald, D.B., Hoeninghaus, D.J., Winemiller, K.O., 2019. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 37, 28–40.
- Arújo, E.S., Marques, E.E., Freitas, I.S., Neuberger, A.L., Fernandes, R., Pelicice, F.M., 2013. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecol. Freshw. Fish* 22, 543–552. <https://doi.org/10.1111/eff.12054>.
- Ayres, J.M., Fonseca, G.A.B. da, 2005. In: Rylands, A.B., Marigo, L.C. (Eds.), *Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil*. Sociedade Civil Mamirauá, Belém.
- Barbosa, F.A.R., Padisák, J., Espindola, E.L.G., Borics, G., Rocha, O., 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river tiete-basin, São Paulo state, Brazil. In: Presented at the Workshop on Theoretical Reservoir Ecology, São Pedro, Brazil, pp. 425–439.
- Barton, K., 2019. MuMIn: Multi-Model Inference. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Bayley, P.B., 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. *Bioscience* 45, 153–158.
- Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P., 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73, 1045–1055. <https://doi.org/10.2307/1940179>.
- Cella-Ribeiro, A., da Costa Doran, C.R., Dutka-Gimelli, J., Alves, H., Torrente-Vilara, G., 2017. Temporal fish community responses to two cascade run-of-river dams in the Madeira River, Amazon basin. *Ecology* 10 (8), e1889.
- Chen, H., Boutros, P.C., 2011. VennDiagram: a package for the generation of highly-customizable Venn and Euler diagrams in R. *BMC Bioinf.* 12, 35. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-12-35>.
- Dary, E.P., Ferreira, E., Zanon, J., Röpké, C.P., 2017. Diet and trophic structure of the fish assemblage in the mid-course of the Teles Pires River, Tapajós River basin, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 15, e160173. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160173>.
- DeBenedictis, P.A., 1973. On the correlations between certain diversity indices. *Am. Nat.* 107 (954), 295–302. <https://doi.org/10.1086/282831>.
- Dias, R.M., Ortega, J.C.G., Strictar, L., dos Santos, N.C.L., Gomes, L.C., da Luz-Agostinho, K.D.G., Agostinho, C.S., Agostinho, A.A., 2020. Fish trophic guild responses to damming: variations in abundance and biomass. *River Res. Appl.* 36 (3), 430–440. <https://doi.org/10.1002/rra.3591>.
- Fearnside, P.M., 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environ. Conserv.* 28, 23–38. <https://doi.org/10.1017/S0376892901000030>.
- Fekete, B., Vörösmarty, C., Grabs, W., 2002. Global Composite Runoff Fields on Observed River Discharge and Simulated Water Balances. Water System Analysis Group, University of New Hampshire, and Global Runoff Data Centre, Federal Institute of Hydrology, Koblenz, Germany.
- Ferreze, M., Casatti, L., Nogueira, M.G., 2014. Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Paraná Basin, Brazil. *Hydrobiologia* 738, 97–109. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1922-5>.
- Filicrout, R., Cooperman, M.S., Harrison, L.J., Juffe-Bignoli, D., Boon, P.J., 2019. Theory and practice to conserve freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 29, 1013–1021. <https://doi.org/10.1002/aqc.3187>.
- França, F., Louzade, J., Korusaki, V., Griffiths, H., Silveira, J.M., Barlow, J., 2016. Do space-for-time assessments underestimate the impacts of logging on tropical biodiversity? An Amazonian case study using dung beetles. *J. Appl. Ecol.* 53 (4), 1098–1105. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12657>.
- Ganassia, M.J.M., García-Berthou, E., Rodrigues, A.C., do Nascimento, C.P., Muniz, C.M., Baumgartner, M.T., Schmitz, M.H., Gomes, L.C., 2021a. The invasion of an alien characiform fish and the decline of a native congener in a Neotropical river-floodplain system. *Hydrobiologia* 848, 2189–2201. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04454-0>.
- Ganassin, M.J.M., Muñoz-Mas, R., de Oliveira, F.J.M., Muniz, C.M., dos Santos, N.C.L., García-Berthou, E., Gomes, L.C., 2021b. Effects of reservoir cascades on diversity, distribution, and abundance of fish assemblages in three Neotropical basins. *Sci. Total Environ.* 778, 146246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146246>.
- García-Berthou, E., Moreno-Amich, R., 1993. Multivariate analysis of covariance in morphometric studies of the reproductive cycle. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, 1394–1399. <https://doi.org/10.1139/f93-159>.
- García-Moreno, J., Harrison, L.J., Dudgeon, D., Clausnitzer, V., Darwall, W., Farrell, T., Savy, C., Tockner, K., Tubbs, N., 2014. Sustaining freshwater biodiversity in the Anthropocene. In: Bhaduri, A., et al. (Eds.), *The Global Water System in the Anthropocene: Challenges for Science and Governance*, pp. 247–270. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-07548-9\\_17](https://doi.org/10.1007/978-3-319-07548-9_17).
- Gomes, L.C., Miranda, L.E., 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná River basin. *Regul. Rivers Res. Manag.* 17, 67–76. [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200101/02\)17:1<67::AID-RRR615>3.0.CO;2-P](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200101/02)17:1<67::AID-RRR615>3.0.CO;2-P).
- Goulding, M., Barthera, R., Ferreira, E., 2003. *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Smithsonian Books, London, UK.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Baba, S., Borrelli, P., Cheng, L., Crochetiere, H., Ehalt Macedo, H., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M.E., Meng, J., Mulligan, M., Nilsson, C., Olden, J.D., Opperman, J.J., Petry, P., Reidy Liermann, C., Sáenz, L., Salinas-Rodriguez, S., Schelle, P., Schmitt, R.J.P., Snider, J., Tan, F., Tockner, K., Valdujo, P. H., van Soestbergen, A., Zarfl, C., 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569, 215–221. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>.
- Hacon, S., Rochedo, E.R.R., Campos, R.R.R., Lacerda, L.D., 1997. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. *J. Geochem. Explor.* 58, 209–216. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(96\)00066-0](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(96)00066-0).
- Hoeninghaus, D.J., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M., Okada, E.K., Latini, J.D., Kashiwaqui, E.A.L., Winemiller, K.O., 2009. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conserv. Biol.* 23, 1222–1231. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01248.x>.
- Hořík, J., 2001. The impact of stream regulations upon the fish fauna and measures to prevent it. *Ekologia* 20, 250–262.
- Holmlund, C.M., Hammer, M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol. Econ.* 29, 253–268. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4).

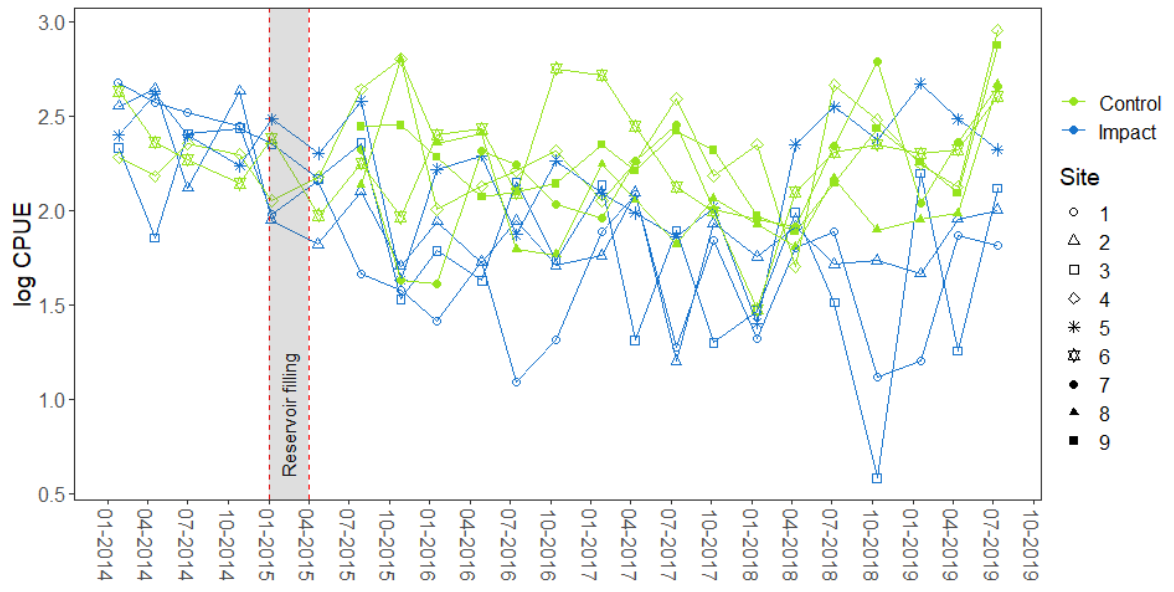
- Jézéquel, C., Tedesco, P.A., Darwall, W., Dias, M.S., Frederico, R.G., Hidalgo, M., Huguény, B., Maldonado-Ocampo, J., Martens, K., Ortega, H., Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Oberdorff, T., 2020. Freshwater fish diversity hotspots for conservation priorities in the Amazon Basin. *Conserv. Biol.* 34, 956–965. <https://doi.org/10.1111/cobi.13466>.
- de Junk, W.J., Mello, J.A.S.N., 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estud. Av.* 4, 126–143. <https://doi.org/10.1590/S0103-40141990000100010>.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 106, 110–127.
- Kaufmann, V., Pinheiro, A., Castro, N., 2014. Transporte de Compostos de Carbono, Nitrogênio e Fósforo pelo Escoamento da Água em Solos Agrícolas na Região Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 19, 75–86. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n1.p75-86>.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B., Christensen, R.H.B., 2017. lmerTest package: tests in linear mixed effects models. *J. Stat. Softw.* 82, 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>.
- Latrubesse, E., Arima, E., Dunne, T., et al., 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* 546, 363–369. <https://doi.org/10.1038/nature22333>.
- Lees, A.C., Peres, C.A., Fearnside, P.M., Schneider, M., Zuanon, J.A.S., 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 25, 451–466. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical Ecology. Elsevier.
- Lévêque, C., Oberdorff, T., Paugy, D., Stassny, M.L.J., Tedesco, P.A., 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 545–567. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9034-0>.
- Lima, A.C., Agostinho, C.S., Sayanda, D., Pelicice, F.M., Soares, A.M.V.M., Monaghan, K.A., 2016. The rise and fall of fish diversity in a Neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia* 763, 207–221. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2377-z>.
- Lima, A.C., Sayanda, D., Agostinho, C.S., Machado, A.L., Soares, A.M.V.M., Monaghan, K.A., 2018. Using a trait-based approach to measure the impact of dam closure in fish communities of a Neotropical River. *Ecol. Freshw. Fish* 27, 408–420. <https://doi.org/10.1111/ef.12356>.
- Lopes, T.R., Moura, L.B., Nascimento, J.G., Fraga Junior, L.S., Zolin, C.A., Duarte, S.N., Folegatti, M.V., Santos, O.N.A., 2020. Priority areas for forest restoration aiming at the maintenance of water resources in a basin in the Cerrado/Amazon ecotone, Brazil. *J. S. Am. Earth Sci.* 101, 102630. <https://doi.org/10.1016/j.jstames.2020.102630>.
- Machado, V.N., Collins, R.A., Ora, R.P., Andrade, M.C., Farias, I.P., Hrbek, T., 2018. One thousand DNA barcodes of piranhas and pacus reveal geographic structure and unrecognized diversity in the Amazon. *Sci. Rep.* 8, 8387.
- Marques, H., Dias, J.H.P., Perêchê-Neves, G., Kashiwaqui, E.A.L., Ramos, L.P., 2018. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biol. Conserv.* 224, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.027>.
- Matos, L.S. de, Silva, J.O.S., Kasper, D., Carvalho, L.N., 2018. Assessment of mercury contamination in *Brycon falcatus* (Characiformes: bryconidae) and human health risk by consumption of this fish from the Teles Pires River, Southern Amazonia. *Neotrop. Ichthyol.* 16, e160106 <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160106>.
- McAlister, D., Craig, J., Davidson, N., Delany, S., Seddon, M., 2001. Biodiversity Impacts of Large Dams. UNEP, Nairobi, p. 69. Gland: IUCN.
- Miranda, L.E., Habrat, M.D., Miyazono, S., 2008. Longitudinal gradients along a reservoir cascade. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137, 1851–1865. <https://doi.org/10.1577/T07-262.1>.
- Mol, J.H., Mérona, B. de, Ouboter, P.E., Sahdew, S., 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. *Neotrop. Ichthyol.* 5, 351–368. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300015>.
- Monaghan, K.A., Agostinho, C.S., Pelicice, F.M., Soares, A.M., 2020. The impact of a hydroelectric dam on Neotropical fish communities: a spatio-temporal analysis of the Trophic Upsurge Hypothesis. *Ecol. Freshw. Fish* 29 (2), 384–397. <https://doi.org/10.1111/ef.12522>.
- Muniz, C.M., Garcia-Berthou, E., Ganassin, M.J.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2021. Alien fish in Neotropical reservoirs: assessing multiple hypotheses in invasion biology. *Ecol. Indic.* 121, 107034. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107034>.
- Nelí, J., 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interdisciplina* 15, 424–441.
- Norris, D., Michalski, F., Gibbs, J.P., 2018. Beyond harm's reach? Submerison of river turtle nesting areas and implications for restoration actions after Amazon hydropower development. *PeerJ* 6, e4228. <https://doi.org/10.7717/peerj.4228>.
- Nunes, D.M.F., Magalhães, A.L.B., Weber, A.A., Gomes, R.Z., Normando, F.T., Santiago, K.B., Rizzo, E., Bazzoli, N., 2015. Influence of a large dam and importance of an undammed tributary on the reproductive ecology of the threatened fish matrix *Brycon orthotaenia* Günther, 1864 (Characiformes: bryconidae) in southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 13, 317–324. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140084>.
- Oberdorff, T., Dias, M.S., Jézéquel, C., Albert, J.S., Arantes, C.C., Bigorne, R., Caevajal-Valleros, F.M., De Wever, A., Frederico, R.G., Hidalgo, M., Huguény, B., Leprieux, F., Maldonado, M., Maldonado-Ocampo, J., Martens, K., Ortega, H., Sarmiento, J., Tedesco, P.A., Torrente-Vilara, G., Winemiller, K.O., Zuanon, J., 2019. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. *Sci. Adv.* 5, eaav8681 <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav8681>.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, et al., 2019. Vegan: Community Ecology Package. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Osara, W.M., Lima, F.C.T., Salvador, G.N., Andrade, M.C., 2017. Peixes do rio Teles Pires: diversidade e guia de identificação. Gráfica e Editora Amazonas, Aparecida de Goiânia - Goiás, p. 408.
- Pardini, E.A., Parsons, L.S., Ștefan, V., Knight, T.M., 2018. GLMM BACI environmental impact analysis shows coastal dune restoration reduces seed predation on an endangered plant. *Restor. Ecol.* 26 (6), 1190–1194. <https://doi.org/10.1111/rec.12678>.
- Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conserv. Biol.* 22, 180–188. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00849.x>.
- Pelicice, F.M., Pompeu, P.S., Agostinho, A.A., 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish. Fish.* 16, 697–715. <https://doi.org/10.1111/af.12089>.
- Perreira, I.R., Gomes, L.F., Soares, P.T., Martins, P.R., Pelicice, F.M., Teresa, E.B., Vieira, L.C.G., 2021. Long-term responses of fish diversity to river regulation: a multi-metric approach. *Environ. Biol. Fish.* 104, 71–84. <https://doi.org/10.1007/s10641-021-01056-0>.
- Perônico, P.B., Agostinho, C.S., Fernandes, R., et al., 2020. Community reassembly after river regulation: rapid loss of fish diversity and the emergence of a new state. *Hydrobiologia* 847, 519–533. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04117-9>.
- Peixoto, M.L., Petreire Jr., M., Spigolon, R.J., 2007. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Braz. J. Biol.* 67 (3), 433–445.
- Poff, N., Olden, J., Merritt, D., Pepin, D., 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 104, 5732–5737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609812104>.
- R Core Team, 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Radinger, J., Britton, J.R., Carlson, S.M., Magurran, A.E., Alcaraz-Hernández, J.D., Almodovar, A., Benejam, L., Fernández-Delgado, C., Nicola, G.G., Oliva-Paterna, F. J., Torralva, M., García-Berthou, E., 2019. Effective monitoring of freshwater fish. *Fish. Fish.* 20, 729–747. <https://doi.org/10.1111/ffa.12373>.
- Rahel, F.J., 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 291–315. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010602.150429>.
- Reis, R.E., Kullander, S.O., Ferraris, C.J., 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Richardson, J.T.E., 2011. Eta squared and partial eta squared as measures of effect size in educational research. *Educ. Res. Rev.* 6, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.edurev.2010.12.001>.
- Santos, N.C.L., de Santana, H.S., Ortega, J.C.G., Dias, R.M., Stegmann, L.F., da Silva Araújo, I.M., Severi, W., Bini, L.M., Gomes, L.C., Agostinho, A.A., 2017a. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia* 802, 245–253. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3274-4>.
- Santos, N.C.L., Garcia-Berthou, E., Dias, J.D., Lopes, T.M., Afonso, I. de P., Severi, W., Gomes, L.C., Agostinho, A.A., 2018. Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. *Hydrobiologia* 819, 77–91. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3630-z>.
- Santos, R.M.B., Fernandes, L.S., Cortes, R.M.V., Varandas, S.G.P., Jesus, J.J.B., Pacheco, F.A.L., 2017b. Integrative assessment of river damming impacts on aquatic fauna in a Portuguese reservoir. *Sci. Total Environ.* 601, 1108–1118.
- Schwarz, C.J., 1998. Studies of uncontrolled events. In: Sit, V., Taylor, B. (Eds.), *Statistical Methods for Adaptive Management Studies*. Ministry of Forests, Victoria, BC, pp. 19–39.
- Silva, J.M.C., Fonseca, G.B.A., Cavalcanti, R.B., 2005. O corredor dos ecótonos Sul-Amazônicos. In: Ayres, J.M., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Queiroz, H.L., Pinto, L. P., Masterson, D., Cavalcanti, R.B. (Eds.), *Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil*. Belém: Sociedade Civil Mamirauá - SCM, pp. 254–256.
- Silva, P.S. da, Makrakis, M.C., Miranda, L.E., Makrakis, S., Assumpção, L., Paula, S., Dias, J.H.P., Marques, H., 2015. Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper Paraná river. *River Res. Appl.* 31, 313–322. <https://doi.org/10.1002/ra.2755>.
- Stoll, H., 1984. The Amazon and its main affluents: hydrogeography, morphology of the river courses and river types. In: Stoll, H. (Ed.), *The Amazon, Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. W. Junk, Dordrecht, pp. 127–165.
- Snokowski, K.E., Randall, R.G., 2017. Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *Facets* 2, 212–232. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0058>.
- Stone, R., 2011. The legacy of the Three Gorges dam. *Science* 333, 817–817.
- Suzuki, H.I., Agostinho, A.A., Bailly, D., Gimenes, M.F., Júlio Jr., H.F., Gomes, L.C., 2009. Inter-annual variations in the abundance of young-of-the-year of migratory species in the upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Braz. J. Biol.* 69, 649–660.
- Tedesco, P.A., Beauchard, O., Bigorne, R., Blanchet, S., Buisson, L., Conti, L., Cornu, J.-F., Dias, M.S., Grenouillet, G., Huguény, B., Jézéquel, C., Leprieux, F., Brosse, S., Oberdorff, T., 2017. A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Sci. Data* 4, 170141. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.141>.
- Thomas, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579, 1–13.
- Tundisi, J.G., 2018. Reservoirs: new challenges for ecosystem studies and environmental management. *Water Secur.* 4 (5), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2018.09.001>.

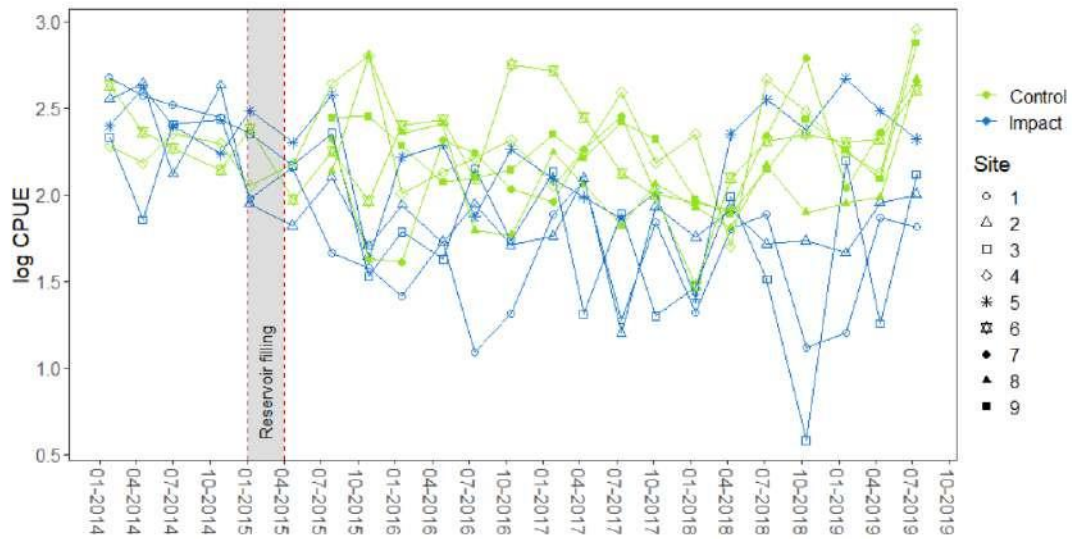
- Underwood, A.J., Chapman, M.G., 2003. Power, precaution, type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 296, 49–70.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiasny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petere, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeninghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G.T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., van Soesbergen, A., Sáenz, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>.
- Zagui, M.R., 2004. Contexto histórico da ocupação de Alta Floresta na visão dos garimpeiros e sua relação com o meio ambiente: o garimpo de aluvião da Pista do Cabeça como estudo de caso. 34f. Trabalho de conclusão do Curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas (Unemat - AF).
- Zalatz, A.P.S.R., Zolin, C.A., Vendrusculo, L.G., Lopes, T.R., Paulino, J., Zalatz, 2018. Agricultural land use and cover change in the Cerrado/Amazon ecotone: a case study of the upper Teles Pires River basin. *Acta Amazonica* 48, 168–177. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201701930>.
- Zarfl, C., Luusdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.* 77 (1), 161–170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>.
- Zeilhofer, P., Hallak Alcantara, L., Fantin-Cruz, I., 2018. Effects of deforestation on spatio-temporal runoff patterns in the upper Teles Pires watershed, Mato Grosso, Brazil. *Revista Brasileira de Geografia Física* 11, 1869–1901. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.5.p1889-1901>.

## Supplementary information

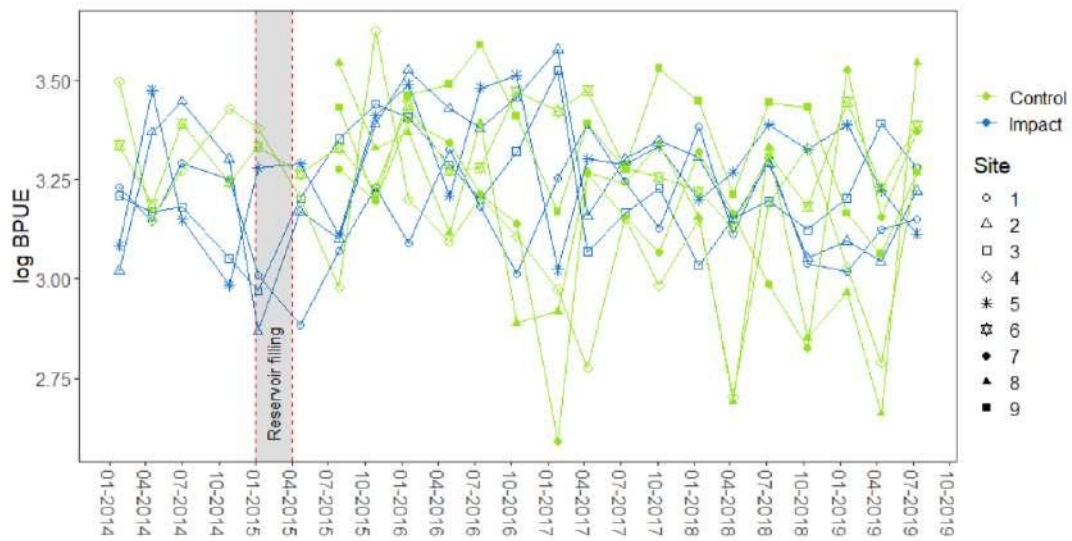


**Fig. S1:** Species accumulation curves for the nine study sites obtained by (A) sample-based rarefaction and (B) by ordering the samples by date (from January 2014 to July 2019; samples 1-5 are before filling the reservoir, except for sites 7-9 for which sampling started in July 2015). See Figure 1 for location of the sites (sites no. 1, 2, 3 and 5 are impact sites; the rest, control sites).

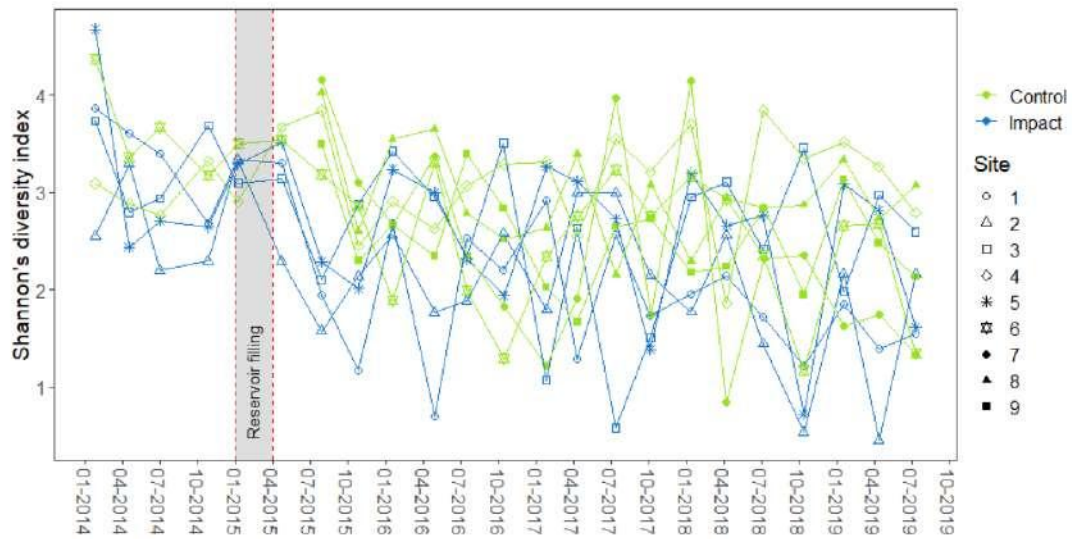




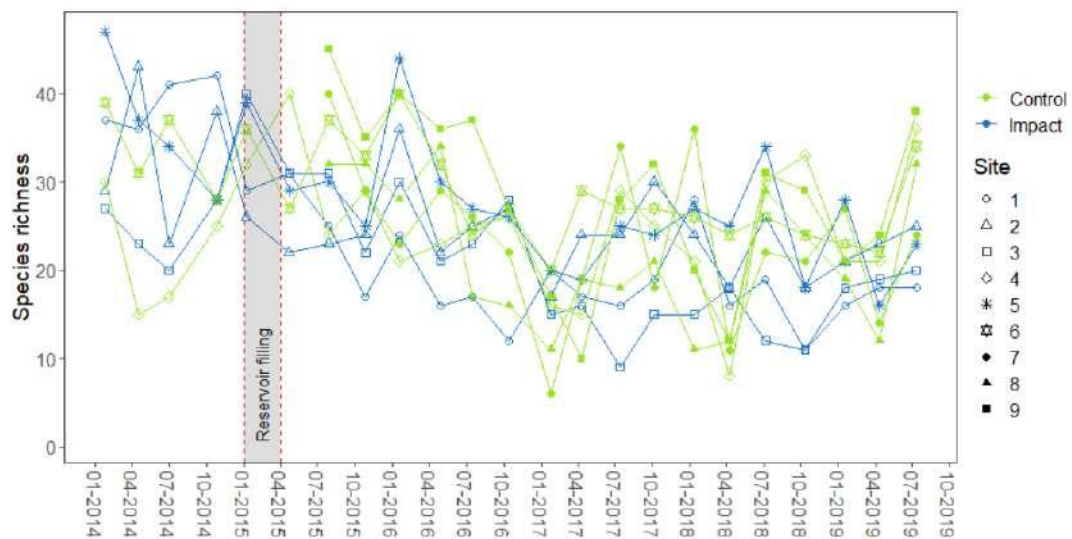
**Fig. S2:** Catch per unit of effort (CPUE) variation (log-transformed) across time at the control and impact sites. The reservoir was filled between January and April 2015.



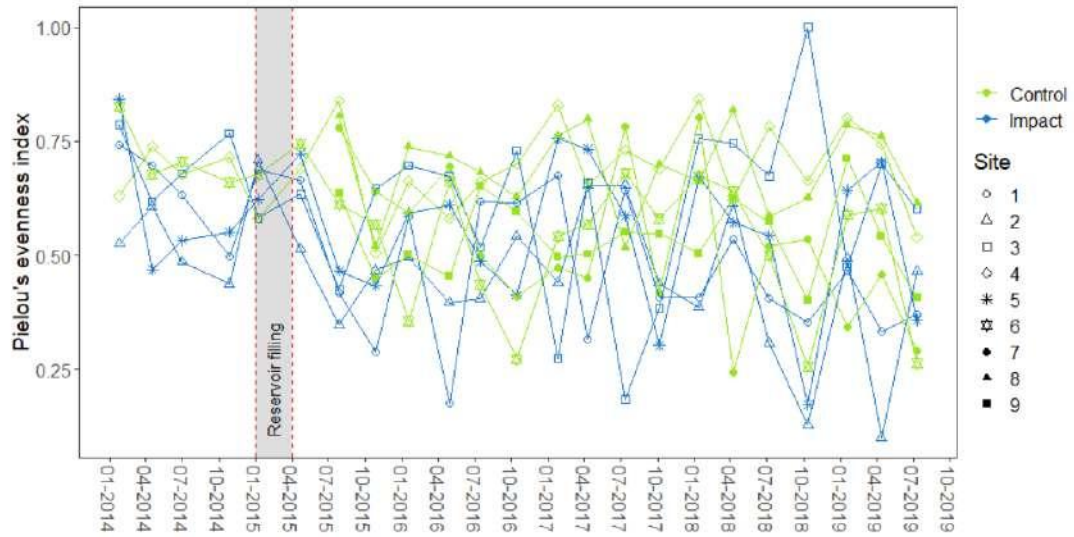
**Fig. S3:** Biomass per unit of effort (BPUE) variation (log-transformed) across time at the control and impact sites. The reservoir was filled between January and April 2015.



**Fig. S4:** Shannon's diversity index variation across time at the control and impact sites. The reservoir was filled between January and April 2015.

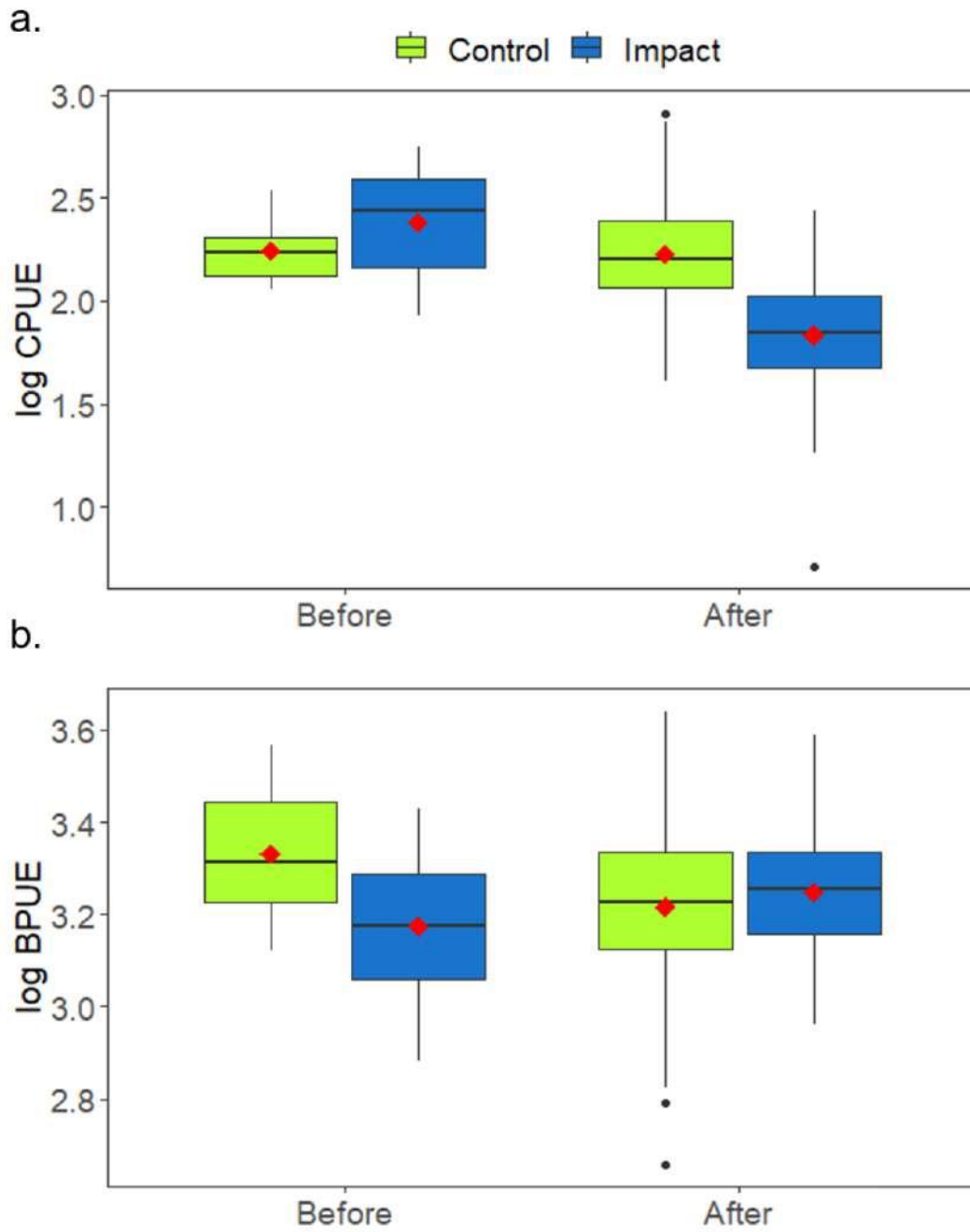


**Fig. S5:** Species richness (S) variation across time at the control (green lines) and impact (blue lines) sites. The reservoir was filled between January and April 2015.

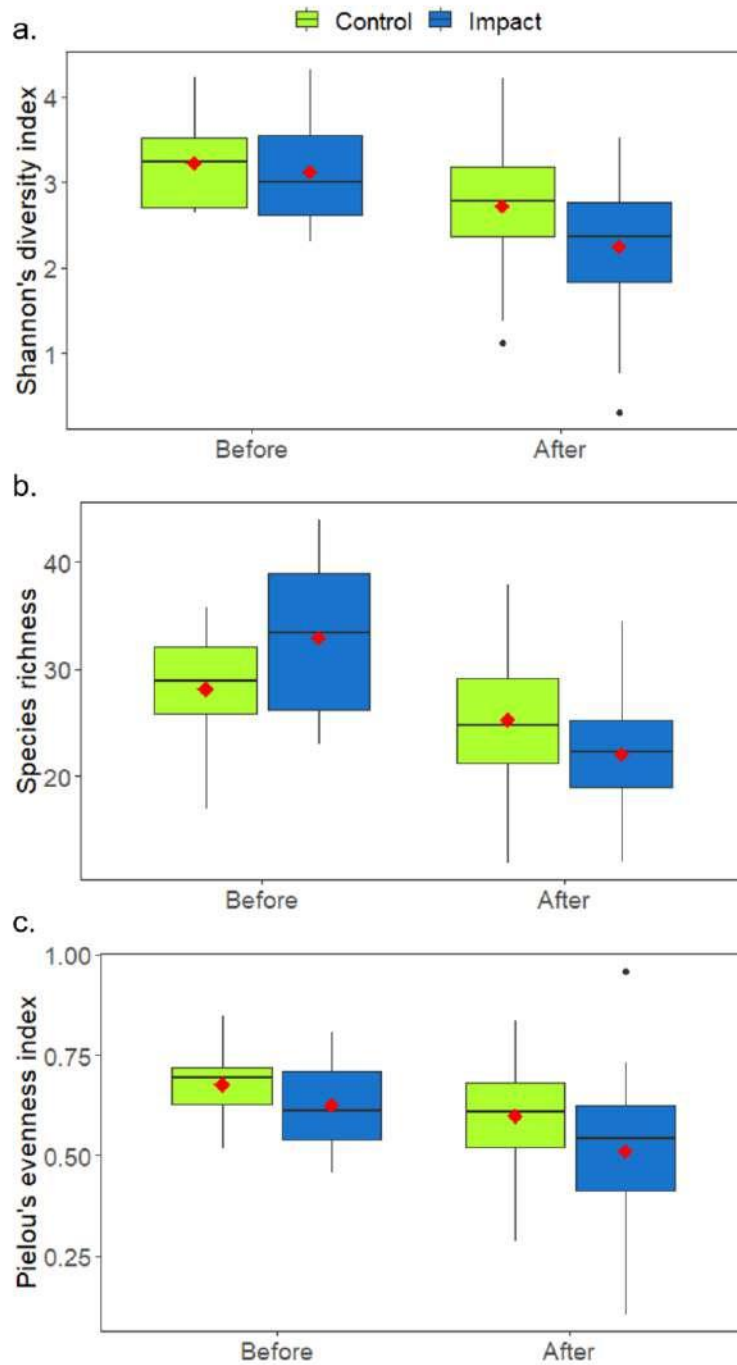


**Fig. S6:** Pielou's evenness index across time at the control (green lines) and impact (blue lines) sites. The reservoir was filled between January and April 2015.

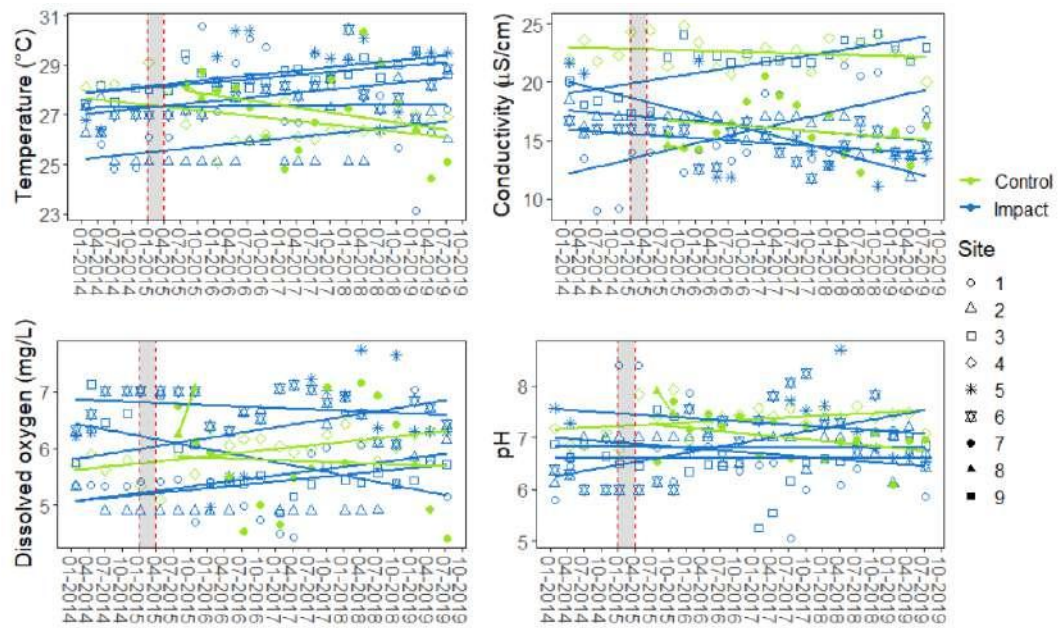




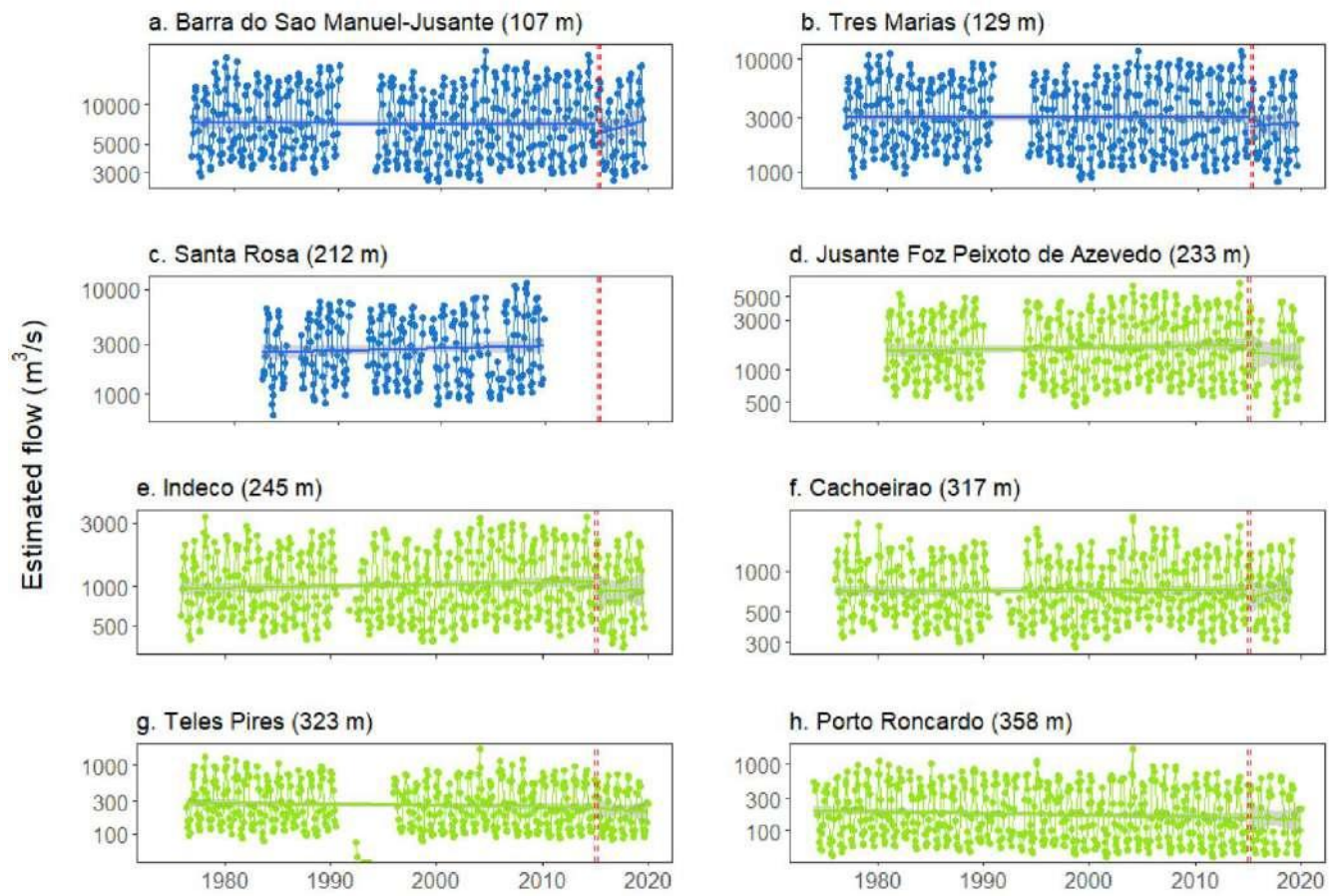
**Fig. S7.** (a) Catch per unit of effort (CPUE) and (b) biomass per unit of effort (BPUE) before and after the reservoir filling in the control and impact sites. Diamonds correspond to the mean value predicted by the mixed models. Boxes correspond to the 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> percentiles; lines inside a box show the median; whiskers extend to the last observation within 1.5 times the interquartile range from the quartiles and outliers are indicated by filled circles.



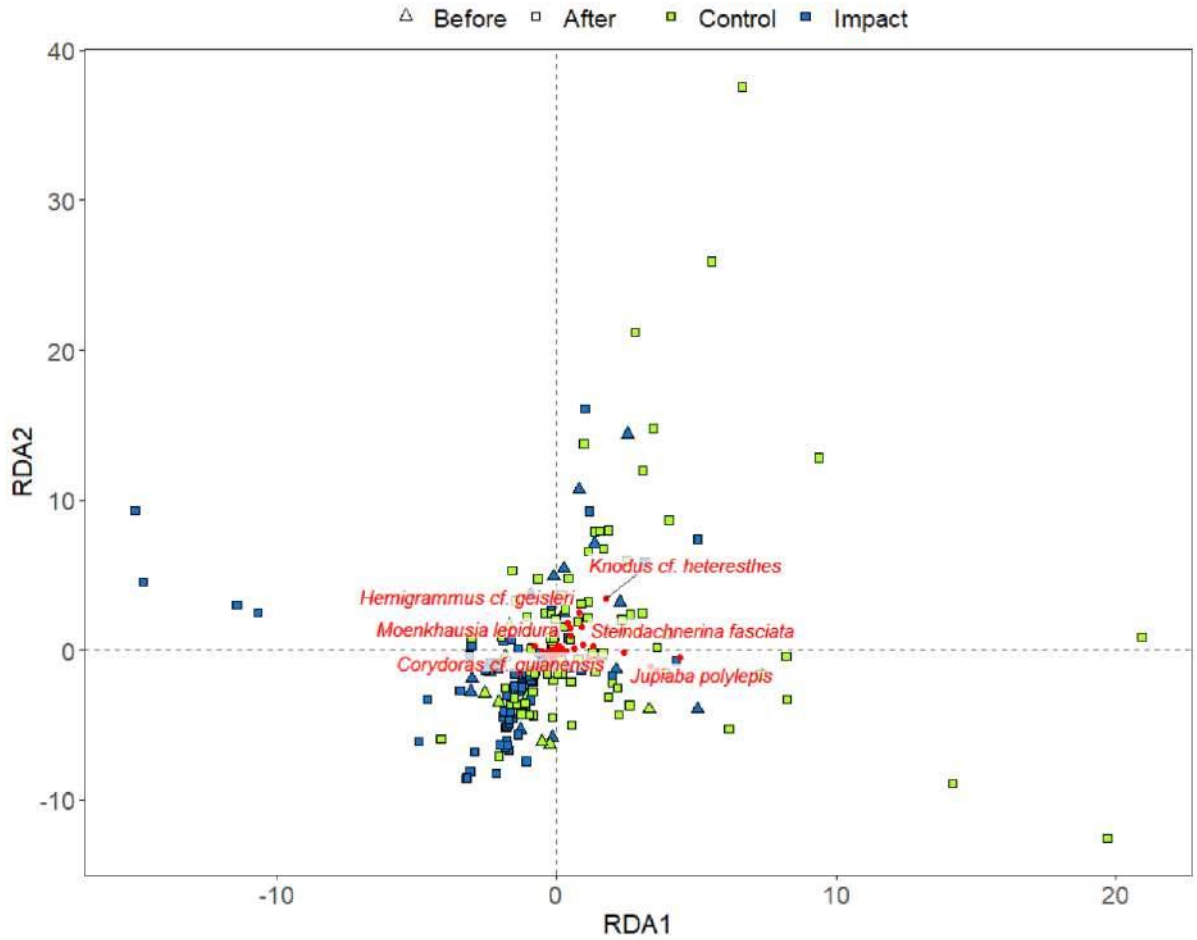
**Figure S8.** Diversity metrics before and after the reservoir filling in the control and impact sites: (a) Shannon's diversity index, (b) species richness and (c) Pielou's evenness index. Diamonds correspond to the mean value predicted by the mixed models. Boxes correspond to the 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> percentiles; lines inside a box show the median; whiskers extend to the last observation within 1.5 times the interquartile range from the quartiles and outliers are indicated by filled circles.



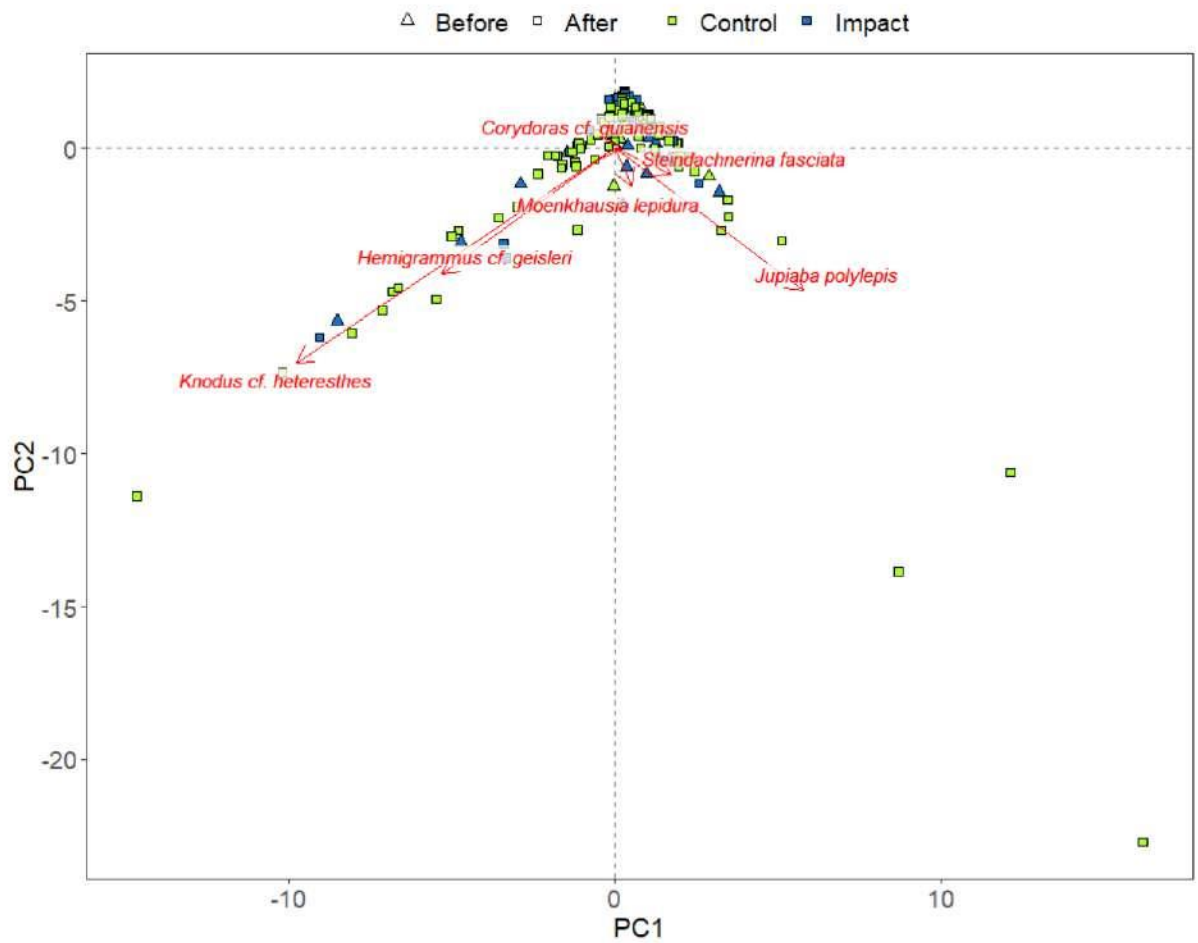
**Figure S9.** Temporal variation of four water quality variables (water temperature, conductivity, oxygen concentration and pH) at the nine study sites (control sites in green and impact sites in blue). The linear regressions by site are also shown. The reservoir was filled between January and April 2015 (red lines).



**Figure S10.** Historical variation (from year 1973 to 2020) of mean monthly river flow at eight sites along the Teles Pires river ordered by elevation (from the most upstream (*h*) to the most downstream (*a*)). The reservoir is at about 220 m of elevation and was filled between January and April 2015 (red lines); sites upstream of the reservoir are in green and sites downstream in blue; site *a* is at the confluence of Teles Pires and Juruena rivers, forming the River Tapajós. The linear regressions (and 95% confidence intervals) for each site are shown separately for the periods before and after the reservoir construction. Data downloaded (28 October 2021) from the [Global Runoff Data Centre](#) (GRDC), World Meteorological Organization: only stations *a*, *b*, and *c* (in blue) had 29-36% of observed data; the rest are flows estimated from climate-driven water balance models. Check GRDC for precise location and further information.




**Fig S11.** Redundancy analysis of the fish assemblage of the Teles Pires River basin, using the Before-After  $\times$  Control-Impact interaction as a constraining matrix, and conditioning with the time and site factors. The sample scores (squares and triangles) are differentiated by before or after and control or impact sites. The species scores (red circles) are labeled for the most indicative species. See the main text for explained variation.



**Fig S12.** Principal component analysis (with Hellinger transformation) of the fish assemblage of the Teles Pires River basin. The sample scores (squares and triangles) are differentiated by before or after and control or impact sites. The species scores (arrows) are labeled for the most indicative species. See the main text for explained variation.



# Sublethal effects of environmental concentrations of caffeine on a neotropical freshwater fish

Joyce Andreia dos Santos<sup>1,2</sup>  · Gabrielle Rabelo Quadra<sup>1,2</sup> · Rafael M. Almeida<sup>3,4</sup> · Laís Soranço<sup>1,2</sup> · Haroldo L. Vinicius Novaes Rocha<sup>5</sup> · Andréa Bialecki<sup>6,7</sup> · Janildo Ludolf Reis Jr<sup>5</sup> · Fábio Roland<sup>1,2</sup> · Nathan Barros<sup>1,2</sup>

Accepted: 20 October 2021

© The Author(s), under exclusive licence to Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2021

## Abstract

Caffeine is a contaminant frequently detected in water bodies. Growth trends in both human population and coffee consumption per capita are expected to exacerbate the occurrence of caffeine in freshwaters. Yet the effects of caffeine on native fish fauna are poorly understood. We exposed larvae of an endemic Neotropical catfish (*Rhamdia quelen*) to a range of caffeine concentrations for 30 days. We found that larvae exposed to the highest concentration (16 mg L<sup>-1</sup>) showed skeletal deformations and reduced growth. We further compiled measured environmental concentrations of caffeine in surface freshwater globally and performed a risk assessment. Our analysis points to a low risk to *R. quelen* and other sensitive fish species in ~90% of the freshwater ecosystems considered in our analysis. The risk quotient is high in freshwater ecosystems of South and Central America, where *R. quelen* is endemic. Although the ecotoxicological risk is currently low in most places, increased caffeine consumption, exacerbated by the lack of sanitation, is expected to increase caffeine concentrations in many parts of the world, posing a threat of sublethal morphological effects to local fish species.

**Keywords** Caffeine · Contaminants · Fish larvae · Neotropical fish · Risk assessment and Wastewater

**Supplementary information** The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02498-z>.

✉ Joyce Andreia dos Santos  
joyceandreasantos@gmail.com

- <sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia – UFJF, Instituto de Ciências Biológicas – ICB, Campus Universitário, Bairro São Pedro, CEP 36036-900 Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil
- <sup>2</sup> Laboratório de Ecologia Aquática/Universidade Federal de Juiz de Fora. Campus Universitário, Bairro São Pedro, CEP 36036-900 Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil
- <sup>3</sup> Department of Natural Resources and the Environment, Cornell University, Ithaca, NY, USA
- <sup>4</sup> School of Earth, Environmental, and Marine Sciences, The University of Texas Rio Grande Valley, Edinburg, TX, USA
- <sup>5</sup> Departamento de Medicina Veterinária - Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF, Juiz de Fora, Brazil
- <sup>6</sup> Laboratório de Ictioplâncton/Nupélia (Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura)/UEM/ Universidade Estadual de Maringá. Av. Colombo, 5790, Bloco G-80, Maringá, CEP 87020-900 Paraná, Brazil
- <sup>7</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA)/Departamento de Biologia/UEM, Universidade Estadual de Maringá. Av. Colombo, 5790, Bloco G-80, Maringá, CEP 87020-900 Paraná, Brazil

## Introduction

Among the wide range of contaminants found in surface waters is caffeine, a natural psychoactive compound present in food, medications, and dietary supplements (Moon et al. 2008). In the last decades, there has been a considerable increase in the consumption of caffeine. (Buerge et al. 2003; Vieira et al. 2018; Quadra et al. 2020). Ingested caffeine is almost entirely metabolized in the human body (Tassan et al. 1983), and its removal rate in wastewater treatment plants can be up to 98% depending on the system used (Bruton et al. 2010; Camacho-Muñoz et al. 2012). However, increased caffeine consumption worldwide has been linked to the spread of this compound in aquatic ecosystems (Bruton et al. 2010; Quadra et al. 2020). Caffeine enters water bodies both through untreated sewage and through direct disposal (Montagner et al., 2014; Tokimoto et al. 2005; Quadra et al. 2020).

High concentrations of caffeine in aquatic environments have been reported in many parts of the world (Horsworth et al., 2003; Price and Fligner, 1990; Quadra et al. 2020). For example, caffeine concentrations above 1 mg L<sup>-1</sup> have been reported in Costa Rican surface waters (Spoto et al. 2011), whereas concentrations of up to ~ 4 mg L<sup>-1</sup>



been reported in wastewater in Singapore (Tran et al. 2014). In addition, caffeine has been detected even in drinking water ( $2.8 \mu\text{g L}^{-1}$  in Brazil and  $3.5 \mu\text{g L}^{-1}$  in Turkey) (Ayman and Işık 2015; Machado et al. 2016). In addition to entering water bodies following human consumption, large amounts of caffeine are discarded before consumption (Montagner and Vidal 2017; Tokimoto et al. 2005).

Per capita consumption of coffee has been on the rise in several countries (Quadra et al. 2020), which can intensify the widespread occurrence of caffeine in aquatic ecosystems. Once in the aquatic environment, high concentrations can pose a risk to aquatic organisms (Chen et al. 2008; Fernandes et al. 2017; Rosi-Marshall et al. 2013; Steele et al. 2018). Although some ecological risks of caffeine in the environment are known, such as the decrease in length and feed conversion of fish, increase in agonistic behavior, such as confrontations between fish, changes and high excitability causing consequences for the development, recruitment and performance of organisms. However, the consequences for aquatic communities are still poorly understood. This is especially true for key aquatic vertebrates such as fish (Christensen 1981; Ulloa and Verreth 2002; Vieira et al. 2018).

Fish are one of the most important organisms used in ecotoxicological studies not only due to their ecological role, but also because of their economic importance (Chen et al. 2008). Studies looking at the toxic effects of caffeine on native fish are scarce, especially concerning endemic fish species (Barcellos et al. 2001). Here we evaluate the ecotoxicological effects of caffeine on *Rhamdia quelen* (Quoy and Gaimard, 1824), a widely distributed Siluriform endemic to the Neotropical region. This fast-growth species plays important ecological. In addition, it is commercially important as a wild-caught and farmed fish (Barcellos et al. 2001; Barcellos et al. 2003; Ferreira et al. 2001; Pereira et al. 2006).

We hypothesized that increasing caffeine concentrations above the maximum concentration reported for surface waters ( $1.1 \text{ mg L}^{-1}$  (Spongberg et al. 2011)) could affect survival, anatomical and histological development of *Rhamdia quelen* larvae. In addition to measuring survival and deformities, we performed an ecotoxicological risk assessment to evaluate possible risks associated with high environmental concentrations of caffeine.

## Methods

We conducted ecotoxicological tests with larvae of *R. quelen* using water from the reservoir of the Paraibuna Hydroelectric Plant (CESP) in Southeast Brazil ( $23^{\circ} 24'50.6''\text{S}$ ;  $45^{\circ}36'05.6''\text{W}$ ). We used the protocol of Woyanovich and Horváth (1983) to perform reproductive induction. Twenty females and 20 males were separated and

submitted to a 24-hour fast followed by a process using carp pituitary extract (CPE) at  $6 \text{ mg kg}^{-1}$  CPE, divided into two doses for females, with an interval of 8 h, and  $2 \text{ mg kg}^{-1}$  single dose for males, simultaneously with the second dose for females. Subsequently, the couples were placed in 1000 L tanks that were covered with a 70% black canvas blanket. After spawning, the eggs of both species were placed in incubators with a temperature of  $22^{\circ}\text{C}$  and pH 7, where they were monitored until hatching.

The experimental tests were carried out in a 2-L aquarium with 1.5 L of dechlorinated water (with the test solution) and 10 *R. quelen* larvae as test organisms. Before the beginning of the experiment, larvae of *R. quelen* were acclimated under the test conditions for 48 h. After acclimatization, the larvae were submitted to the experiment for 30 days. Four treatments and control with four repetitions were used. The concentrations of caffeine were based on the highest environmental concentrations reported in the literature ( $1.1\text{--}3.6 \text{ mg L}^{-1}$ ; (Spongberg et al. 2011; Tran et al. 2014), where the following concentrations were used: 2, 4, 8,  $16 \text{ mg L}^{-1}$ .

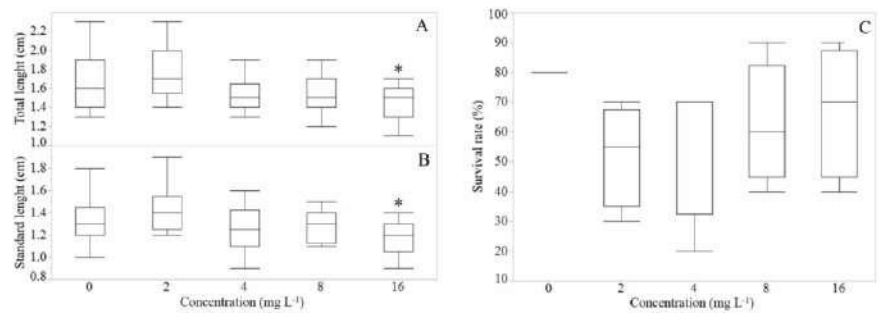
Water temperature was maintained at  $26^{\circ}\text{C}$  using 250-W heaters, whereas an aerator was used to keep oxygen concentration above  $5 \text{ mg L}^{-1}$ . We monitored these and other variables throughout the experiment, and they did not show substantial variation, with temperature remaining at  $26 \pm 1^{\circ}\text{C}$  (mean  $\pm$  standard deviation), electrical conductivity at  $43 \pm 12 \mu\text{S cm}^{-1}$ , pH at  $7.91 \pm 0.06$  and oxygen at  $6.45 \pm 1.39 \text{ mg L}^{-1}$ . The larvae were submitted to an artificial photoperiod (12 h light and dark cycles). Using a 3 mL pipette, we fed the larvae with *Artemia* spp. nauplii times a day. The tanks were siphoned daily for cleaning and 80% of the water was removed, after which they were replenished with the appropriate caffeine concentrations.

To assess larval growth at different caffeine concentrations, we measured the total length (from head to end of the caudal fin) and the standard length (from head to the caudal fin) of each of the 10 larvae before and at the end of the experiment for all groups and repetitions. In addition, we evaluated and classified the occurrence of morphological deformities (Gavaia et al. 2002).

At the end of the experimental period, the larvae of each experimental unit were counted and anesthetized with benzocaine solution ( $1 \text{ g per } 10 \text{ mg L}^{-1}$  of alcohol) and subjected to 10 % formaldehyde buffered with calcium carbonate. Larval survival rate is shown as  $S = (\text{Number of live larvae at the end of the experiment} / \text{Initial number of larvae}) \times 100$ .

Subsequently, at the end of the experiment, two larvae were separated by treatment and control and subjected to routine tissue processing for inclusion in paraffin and hematoxylin and eosin staining at the Veterinary Pathology

**Fig. 1** **A** Analysis of variance (ANOVA) applied Total length, **B** Standard length, **C** Survival rate (%) of the larvae of *Rhandia quelen* as a function of the different concentrations of caffeine. \*Treatment with a significant difference



**Fig. 2** Larvae of *Rhandia quelen* with lordosis-type malformation exposed to **A** 2, **B** 4, **C** 8, **D** 16 L<sup>-1</sup> of caffeine

and Histology Laboratory of the Federal University of Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil. Briefly, the samples were dehydrated after 1 h alcohol baths, diaphanized in xylol, and included in molten paraffin at 60–65 °C. Then, the larvae were embedded in paraffin blocks and cut longitudinally in a microtome (4 μm). Then, the sections were stained with hematoxylin-eosin and visualized under an optical microscope. The histological structures of the gills, intestine, and liver sections were analyzed.

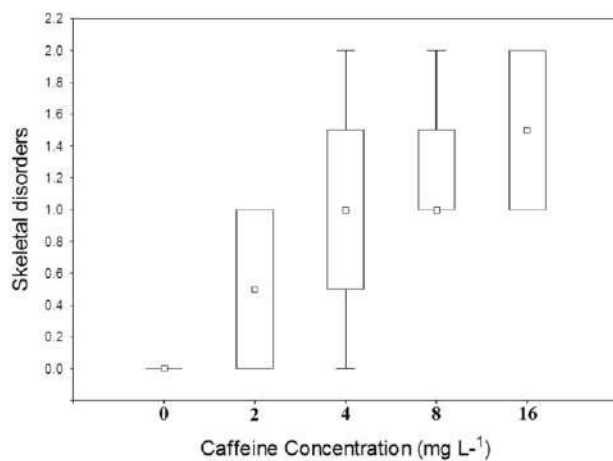
To verify the effect of changes in caffeine concentrations on the survival rate and morphometric variables, we initially performed a unilateral analysis of variance (ANOVA) followed by a *post-hoc* analysis (Dunnett test) to see which treatments differed from each other. We adopted a significance level of  $p = 0.05$ . All analyses were performed using the JMP software.

## Risk assessment

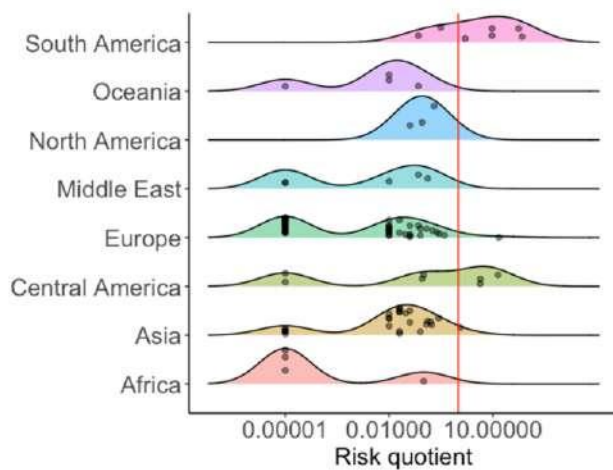
We used our results to perform an ecotoxicological risk assessment for countries worldwide. The risk assessment typically considers three trophic levels (algae, zooplankton and fish) to represent the risks to aquatic ecosystem. Here, we focus specifically on evaluating the risks for fish. We compiled measured environmental concentrations (MEC) of caffeine in surface freshwater globally (Rodriguez-Gil et al. 2018; Quadra et al. 2020; and updated literature). Although our ecotoxicological test results are for a fish species endemic to the Neotropical region, we assumed the presence of equally sensitive endemic species in each country where MEC were available. We performed the risk assessment considering three different scenarios: (1) average scenario, considering the average MEC per country; (2) P90 scenario (90th percentile), which is more conservative than the worst-case scenario, but less conservative than the average scenario; (3) worst-case scenario based on the maximum MEC per country. The MECs for each scenario were divided by the predicted no-effect concentration (PNEC) to obtain the risk quotient (RQ). PNEC was calculated by dividing the no-observed effect concentration (NOEC) found in our experimental tests by an assessment factor (AF) of 100, which is an AF commonly adopted for chronic toxicity using fish as test organism (EC 2003). RQ values were evaluated in a binary classification, where  $RQ > 1$  means that high risk is likely and  $RQ < 1$  means that high risk is unlikely.

## Results

We observed a significant effect of high caffeine concentrations on the morphology of *R. quelen* larvae. While total larval length was not affected in concentrations  $< 8 \text{ mg L}^{-1}$ , larvae exposed to  $16 \text{ mg L}^{-1}$  were significantly shorter than larvae in the control group ( $F = 0.03$ ;  $p < 0.05$ ) (Fig. 1A). Similarly, standard larval length was also lower at the highest concentration ( $F = 0.01$ ;  $p < 0.05$ ) (Fig. 1B). We also found increased skeletal deformity (lordosis) in larvae exposed to caffeine (Figs. 2, 3); the degree of deformities increased as concentration increased ( $F = 4.58$ ;



**Fig. 3** Larvae of *Rhamdia quelen* with lordosis-type malformation (%) exposed to 2, 4, 8, and 16 L<sup>-1</sup> of caffeine Treatment with a significant difference



**Fig. 4** Frequency distribution of the risk quotient (RQ) of measured caffeine concentrations in freshwater ecosystems worldwide (*n* = 102). The red line (RQ = 1) sets the threshold between low and high risk

*p* < 0.05). Despite these sublethal effects, caffeine does not affect larval survival in concentrations below 16 mg L<sup>-1</sup> (*F* = 0.96; *p* = 0.46) (Fig. 1C). In addition, we did not observe histological changes.

Given the NOEC of 8 mg L<sup>-1</sup>, we calculated a PNEC of 80 μg L<sup>-1</sup>. We compiled a database of 102 environmental concentrations of caffeine worldwide. In 92 of these 102 measurements, the RQ was below one (Fig. 4). In 36 of the 41 countries considered in our risk assessment, the RQ was below 1 for all three scenarios (average, P90 and maximum concentration), denoting a low risk associated with environmental concentrations of caffeine (Table 1). In Brazil, where *R. quelen* occurs, we observed a high risk under all three scenarios, as well as in Ecuador, Costa Rica, and Italy. For Vietnam, one concentration found would also represent a risk, but only considering the P90 and worst-case scenario.

**Table 1** Risk assessment results of three case scenarios based on average, P90 and maximum environmental concentrations in freshwater ecosystems worldwide

Country	RQ average	RQ P90	RQ max
Australia	0.04	0.06	0.07
Austria	0.05	0.08	0.08
Barbados	0.05	0.10	0.10
Belgium	0.00	0.00	0.00
Brazil	2.85	7.07	9.42
Canada	0.06	0.08	0.09
China	0.06	0.11	0.12
Costa rica	7.55	12.08	14.02
Cyprus	0.00	0.00	0.00
Czech Republic	0.01	0.02	0.03
Denmark	0.00	0.00	0.00
Ecuador	44.97	67.08	69.96
Estonia	0.08	0.08	0.08
France	0.20	0.36	0.40
Germany	0.04	0.04	0.04
Greece	0.03	0.04	0.04
India	0.09	0.20	0.27
Israel	0.01	0.01	0.01
Italy	7.46	13.43	14.93
Japan	0.03	0.04	0.04
Lebanon	0.07	0.12	0.13
Malaysia	0.00	0.01	0.02
New Zealand	0.00	0.00	0.01
Nigeria	0.00	0.00	0.00
Pakistan	0.04	0.07	0.08
Poland	0.00	0.00	0.00
Portugal	0.09	0.16	0.18
Romania	0.10	0.23	0.28
Serbia	0.03	0.06	0.07
Singapore	0.01	0.02	0.02
Slovenia	0.00	0.01	0.01
South Africa	0.00	0.00	0.00
South Korea	0.10	0.10	0.10
Sweden	0.00	0.00	0.01
Switzerland	0.00	0.00	0.00
Taiwan	0.10	0.16	0.17
Thailand	0.02	0.02	0.02
Ukraine	0.12	0.22	0.24
United Kingdom	0.01	0.01	0.01
USA	0.20	0.20	0.20
Vietnam	0.65	1.05	1.15

### Discussion

Our ecotoxicological tests demonstrate that high concentrations of caffeine in the water cause sublethal morphological

**Table 2** Mean values and standard deviation (SD) of the morphometric variables (mm), and analysis of variance (ANOVA) of the morphometric variables, survival rate, and skeletal disorders obtained with *Rhandia quelen* larvae exposed to caffeine concentrations (*TL* Total length, *SL* Standard length, *SD* Skeletal disorders, *SR* Survival rate, *DF* Degrees of freedom). In bold, values that differed significantly

Measures (X ± SD)	Caffeine concentrations (mg L <sup>-1</sup> )					Anova		
	0	2	4	8	16	F	p	DF
TL	1.58 ± 0.34	1.75 ± 0.26	2.11 ± 0.08	1.91 ± 0.22	<b>1.68 ± 0.24</b>	0.03	0.02	4
SL	1.32 ± 0.25	1.42 ± 0.19	1.66 ± 0.10	1.53 ± 0.17	<b>1.38 ± 0.10</b>	0.01	0.04	4
SD	0	2	4	5	6	4.58	0.01	4
SR	8 ± 0	5.25 ± 1.71	5.75 ± 2.5	6.25 ± 2.06	6.75 ± 2.22	0.96	0.46	4

effects on *R. quelen* larvae. The initial stages of a fish's life cycle are considered the most sensitive and any physiological, anatomical or histological change may cause mortality or motor capacity loss (Jeziarska et al. 2009a; Jeziarska et al. 2009b). Morphological changes, both in the length of the larvae and deformity of the vertebral spine, affect larval mobility and swimming capacity; consequently, affected larvae may present difficulty in capturing food and escaping predators (Sfakianakis and Leris 2011). High concentrations of caffeine may thus have important ecological implications for *R. quelen* and related fish species. Although we did not observe mortality of *R. quelen* larvae at concentrations <16 mg L<sup>-1</sup>, a study with the fathead minnow (*Pimephales promelas*) described a mortality of 10% of fish at concentrations of 14.1 mg L<sup>-1</sup> (Steele et al. 2018). Thus, it is not unlikely that concentrations higher than those tested in our study could have caused mortality of *R. quelen*.

In preliminary histological analysis, we observed a reduction trend of adipose tissue in the liver of *R. quelen* larvae in caffeine treatments compared to the control treatment (data not shown). This can possibly be linked to an effect of the larvae appetite loss and/or increased metabolism, thus causing fat loss and decreased length. Previous studies corroborate this hypothesis: *Clarias mossambicus*, *Cyprinus carpio*, and *Oreochromis aureus* also had an effect on growth and weight gain by increasing exposure to caffeine concentrations above environmental levels. Caffeine concentrations may cause loss of fish efficiency in feed conversion (Christensen 1981; Ulloa and Verreth 2002; Vieira et al. 2018) and/or increase the stimulation of the central nervous system, causing greater agitation and movement. Therefore, high concentrations may cause psychomotor changes in fish (Holtzman et al. 1991; Mello et al. 2007). Another study also showed the effect of caffeine on the behavior of *Pimephales promelas* and *Danio rerio*, showing photomotor and locomotor effects at environmental concentrations (0.04 mg L<sup>-1</sup>) (Steele et al. 2018).

As far as we know, the highest concentrations of caffeine ever recorded in the environment are 1.1 mg L<sup>-1</sup> in surface water (Spongberg et al. 2011) and 3.6 mg L<sup>-1</sup> in wastewater (Tran et al. 2014). Previous studies suggest that high

concentrations of caffeine pose a threat to aquatic ecosystems globally (Dafouz et al. 2018; Di Lorenzo et al. 2019; Rodríguez-Gil et al. 2018). Our results show a high environmental risk of caffeine concentrations to fish species with similar sensitivity than *R. quelen* larvae in about 10% of freshwater ecosystems for which we compiled data on caffeine concentration (Fig. 4, Table 2). Notably, the RQ was higher in South and Central America, which is precisely where *R. quelen* naturally occurs. Given the low number of measurements (14 for South and Central America combined), a more spatially explicit database of caffeine concentrations would be helpful to confirm the environmental risk to freshwater fish not only in the Americas, but also elsewhere.

Although the RQ is currently low in about 90% of freshwater ecosystems, it is noteworthy that increased consumption, exacerbated by the lack of sanitation, is expected to increase caffeine concentrations in many parts of the world (Quadra et al. 2020). Studies with model organisms testing endpoints already recognized, such as mortality, reproduction, and growth, are necessary for risk assessment. However, studies evaluating sublethal effects, especially for endemic species, are equally important to understand the ecological consequences of emerging chemicals in the environment.

We conclude that the environmental concentrations of caffeine currently detected in freshwaters do not cause mortality in *R. quelen*, a catfish endemic to the Neotropics. Sublethal effects, however, are likely, especially in Central and South American countries where this fish species occur. Sublethal effects such as altered growth and skeletal deformations can subsequently affect the development and survival of fish. Removal rates of caffeine are high upon wastewater treatment, which reinforces the need for adequate sanitation to reduce the pressure of organic contaminants on aquatic biodiversity.

## Data availability

This manuscript has data availability.

## Code availability

The software used was using the JMP software, where the authors have the license to use.

**Acknowledgements** We would like to thank the São Paulo Energy Company (CESP) for space and the staff for the help with the experimentation at Hydrobiology and Aquaculture Station. We also thank the Ethics Committee of the use of animals of the University Mogi das Cruzes (filed under 012/2020). And we also thank to help with the experiments especially Danilo Caneppele. This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001”.

**Author contributions** Conceptualization: JAdS, GRQ, and NB; Methodology: JAdS, GRQ, RMA, LS, HL, VNR, JLRJr, and NB; Formal analysis and investigation: JAdS, RMA; Writing: JAdS, GRQ, RMA, LS, HL, VNR, JLRJr, and NB; Writing - review and editing.

**Funding** This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001”.

## Compliance with ethical standards

**Conflict of interest** All authors are aware of the inclusion of their names by the co-authors in this article, and all participated in all stages of the writing of the manuscript and have no conflict of interest.

**Consent for publication** All authors are aware of and approve the publication of the manuscript.

**Consent to participate** All authors are aware of and approve the submission of the manuscript.

**Ethical approval** Protocolo n° 002/2020 -Experimentação Animal (CONCEA), e foi APROVADO pela COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS CEUA da Universidade Mogi das Cruzes em reunião de 07/07/2020.

**Publisher's note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

## References

- Ayman Z, Işık M (2015) Pharmaceutically active compounds in water, Aksaray, Turkey. *CLEAN – Soil, Air, Water* 43(10):1381–1388. <https://doi.org/10.1002/clean.201300877>
- Barcellos LJG, Kreutz LC, Rodrigues LB, Fioreze I, Quevedo RM, Cericato L et al. (2003) Haematological and biochemical characteristics of male jundiá (*Rhamdia quelen* Quoy & Gaimard Pimelodidae): changes after acute stress. *Aquaculture Res* 34(15):1465–1469. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2003.00972.x>
- Barcellos LJG, Woehl VM, Wassermann GF, Quevedo RM, Itzész I, Krieger MH (2001) Plasma levels of cortisol and glucose in response to capture and tank transference in *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard), a South American catfish: Stress response in *Rhamdia quelen* L J G Barcellos et al. *Aquaculture Res* 32(2):121–123. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2001.00539.x>
- Bruton T, Alboloushi A, Garza BDL, Kim BO, Halden, R (2010). Fate of caffeine in the environment and ecotoxicological

- considerations. *Contaminants of Emerging Concern in the Environment: Ecological and Human Health Considerations*, 257–273. <https://doi.org/10.1021/bk-2010-1048.ch012>
- Buerge II, Poiger T, Müller MD, Buser HR (2003) Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters. *Environ Sci Technol* 37(4):691–700. <https://doi.org/10.1021/es020125z>
- Camacho-Muñoz D, Martín J, Santos JL, Aparicio I, Alonso E (2012) Effectiveness of conventional and low-cost wastewater treatments in the removal of pharmaceutically active compounds. *Water, Air Soil Pollut* 223(5):2611–2621
- Chen YH, Huang YH, Wen CC, Wang YH, Chen WL, Chen LC, Tsay HJ (2008) Movement disorder and neuromuscular change in zebrafish embryos after exposure to caffeine. *Neurotoxicol Teratol* 30(5):440–447. <https://doi.org/10.1016/j.ntt.2008.04.003>
- Christensen MS (1981) Preliminary tests on the suitability of coffee pulp in the diets of common carp (*Cyprinus carpio* L.) and catfish (*Clarias mossambicus* Peters). *Aquaculture* 25: 235–242. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(81\)90185-X](https://doi.org/10.1016/0044-8486(81)90185-X)
- Dafouz R, Cáceres N, Rodríguez-Gil JL, Mastroianni N, de Alda ML, Barceló D, Valcárcel Y (2018) Does the presence of caffeine in the marine environment represent an environmental risk? A regional and global study. *Sci Total Environ* 615:632–642. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(81\)90185-X](https://doi.org/10.1016/0044-8486(81)90185-X)
- Di Lorenzo T, Castaño-Sánchez A, Di Marzio WD, García-Doncel P, Nozal Martínez L, Galassi DMP, Iepure S (2019) The role of freshwater copepods in the environmental risk assessment of caffeine and propranolol mixtures in the surface water bodies of Spain. *Chemosphere* 220:227–236
- European Commission (2003). *Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market*. Ispra (IT): European Commission Joint Research Centre, EUR, 20418. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.117>
- Fernandes AS, Mello FVC, Thode Filho S, Carpes RM, Honório JG, Marques MRC et al. (2017) Impacts of discarded coffee waste on human and environmental health. *Ecotoxicol Environ Safety* 141:30–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.011>
- Ferreira AA, Nuñez APO, Esquivel JR (2001) Influência do pH sobre ovos e larvas de jundiá, *Rhamdia quelen* (Osteichthyes, Siluriformes). *Acta Scientiarum Biol Sci* 23:477–481. <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v23i0.2705>
- Gavaia PJ, Dinis MT, Cancela ML (2002) Osteological development and abnormalities of the vertebral column and caudal skeleton in larval and juvenile stages of hatchery-reared Senegal sole (*Solea senegalensis*). *Aquaculture* 211(1–4):305–323. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00167-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00167-9)
- Hollingsworth RG, Armstrong JW, Campbell E (2003) Caffeine as a novel toxicant for slugs and snails. *Ann Appl Biol* 142(1): 91–97
- Holtzman SG, Mante S, Minneman KP (1991) Role of adenosine receptors in caffeine tolerance. *J Pharmacol Exp Therapeutics* 256(1):62–68
- Jeziarska B, Sarnowski P, Witeska M (2009a) Disturbances of early development of fish caused by heavy metals (a review). *Electronic J Ichthyol* 2:76-79
- Jeziarska B, Ługowska K, Witeska M (2009b) The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). *Fish Physiol Biochem* 35(4):625–640. <https://doi.org/10.1007/s10695-008-9284-4>
- Machado KC, Grassi MT, Vidal C, Pescara IC, Jardim WF, Fernandes AN et al. (2016) A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. *Sci Total Environ* 572:138–146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.210>

- Mello D, Kunzler DK, Farah M (2007). A cafeína e seu efeito ergogênico. *RBNE - Revista Brasileira de Nutrição Esportiva*, 1(2). <http://www.rbne.com.br/index.php/rbne/article/view/15>. Accessed 23 November 2020
- Montagner CC, Vidal C, Sodre FF, Pescara IC, Jardim WF (2014) A cafeína no ambiente. In: Canela MC, Jardim WF, Sodre FF, Grassi MT (Eds.), *Cafeína em águas de abastecimento público no Brasil*. Cubo, São Carlos, São Paulo, Brazil, pp. 11e18
- Montagner CC, Vidal C (2017) Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: Cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Quim Nova* 40(9):17. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>
- Moore MT, Greenway SL, Farris JL, Guerra B (2008) Assessing caffeine as an emerging environmental concern using conventional approaches. *Archives Environ Contam Toxicol* 54(1):31–35
- Pereira CR, Barcellos LJG, Kreutz LC, Quevedo RM, Ritter F, Silva LB (2006) Embryonic and larval development of Jundiá (*Rhamdia quelen*, Quoy & Gaimard, 1824, Pisces, Teleostei), a South American Catfish. *Brazilian J Biol* 66(4):1057–1063. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000600013>
- Price KR, Fligner DJ (1990) Treatment of caffeine toxicity with esmolol. *Ann Emerg Med* 19(1): 44–46
- Quadra GR, Paranaíba JR, Vilas-Boas J, Roland F, Amado AM, Barros N et al. (2020) A global trend of caffeine consumption over time and related-environmental impacts. *Environ Pollut* 256:113343. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113343>
- Quoy JRC, Gaimard JP (1824) Description des Poissons. Chapter IX. In: Freycinet L (ed) *Voyage autour du Monde, entrepris par ordre du roi, sous le ministere et conformement aux instructions de S. Exc. M. le Vicomte du Bouchage, secrétaire d'état au département de la marine, exécuté sur les corvettes de L.M. L'Uranie et "La Physicienne, pendant les années 1817, 1818, 1819 et 182*. Paris, pp. 192–401
- Rodríguez-Gil JL, Cáceres N, Dafouz R, Valcárcel Y (2018) Caffeine and paraxanthine in aquatic systems: Global exposure distributions and probabilistic risk assessment. *Sci Total Environ* 612:1058–1071. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.066>
- Rosi-Marshall EJ, Kincaid DW, Bechtold HA, Royer TV, Rojas M, Kelly JJ (2013) Pharmaceuticals suppress algal growth and microbial respiration and alter bacterial communities in stream biofilms. *Ecol Applications* 23(3):583–593. <https://doi.org/10.1890/12-0491.1>
- Sfakianakis D, Leris I (2011) Effect of developmental temperature on swimming performance of zebrafish (*Danio rerio*) juveniles. *Environ Biol Fishes* 90:421–427. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9751-5>
- Spongberg A, Witter J, Acuña J, Vargas J, Murillo M, Umaña Villalobos G et al. (2011) Reconnaissance of selected PPCP compounds in Costa Rican surface waters. *Water Res* 45:6709–17. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.004>
- Steele WB, Mole RA, Brooks BW (2018) Experimental protocol for examining behavioral response profiles in larval fish: Application to the neuro-stimulant caffeine. *J Visualized Exp* 137:57938. <https://doi.org/10.3791/57938>
- Tang-Liu DD, Williams RL, Riegelman S (1983) Disposition of caffeine and its metabolites in man. *J Pharmacol Exp Therapeutics* 224(1):180–185
- Tokimoto T, Kawasaki N, Nakamura T, Akutagawa J, Tanada S (2005) Removal of lead ions in drinking water by coffee grounds as vegetable biomass. *J Coll Interface Sci* 281(1):56–61. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.083>
- Tran NH, Li J, Hu J, Ong SL (2014) Occurrence and suitability of pharmaceuticals and personal care products as molecular markers for raw wastewater contamination in surface water and groundwater. *Environ Sci Pollut Res Int* 21(6):4727–4740. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2428-9>
- Ulloa RJB, Verreth JAJ (2002) Growth, feed utilization and nutrient digestibility in tilapia fingerlings (*Oreochromis aureus* Steindachner) fed diets containing bacteria-treated coffee pulp: Bacteria-treated coffee pulp in tilapia diets. *Aquaculture Res* 33(3):189–195. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2002.00655.x>
- Vieira BCR, Mendonça PP, Deminicis BB, Selvatici PDC, Deminicis RGS (2018) Performance of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fed with diets containing caffeine. *Int J Fisheries Aquaculture* 10(9):109–115. <https://doi.org/10.5897/IJFA2018.0690>
- Woyanovich E, Horváth LA (1983) Propagação artificial de peixes de águas tropicais: manual de extensão. FAO/CODEVASF/CNPq, Brasília-DF, p 220



UNIVERSIDADE  
FEDERAL DE JUIZ DE FORA

Instituto de Ciências Biológicas

Coordenação do curso de Ciências Biológicas

[coord.biologia@ufjf.edu.br](mailto:coord.biologia@ufjf.edu.br) (32) 2102-3204

## Certificado

O Coordenador dos cursos de Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, Prof. Dr. Aripuanã Sakurada Aranha Watanabe, certifica que Joyce Andreia dos Santos integrou a banca avaliadora do trabalho de conclusão de curso da aluna Laís Coura Soranço, intitulado *Abordagem cenciométrica dos estudos sobre o ictioplâncton brasileiro*, realizado sob orientação do Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros e defendido no dia 01 de julho de 2019, às 9h, na sala 02A do Instituto de Ciências Biológicas.

Juiz de Fora, 09 de março de 2022.

**Prof. Dr. Aripuanã Sakurada Aranha Watanabe**

Coordenador dos cursos de Graduação em Ciências Biológicas da UFJF



Documento assinado eletronicamente por **Aripuanã Sakurada Aranha Watanabe, Coordenador(a)**, em 10/03/2022, às 07:49, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-UFJF ([www2.ufjf.br/SEI](http://www2.ufjf.br/SEI)) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **0704387** e o código CRC **791F4AA0**.



Associação Brasileira de Limnologia

## **Acta Limnologica Brasiliensia**

### **DECLARAÇÃO**

Declaro que **Joyce Andreia dos Santos** atuou como editora da Seção Temática "Opinions about Aquatic Ecology in a Changing World" do vol. 31 (2019) de *Acta Limnologica Brasiliensia*.

Rio Claro, 19 de junho de 2019

---



Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo  
- Editor Chefe -





## Editorial: Freshwater sustainability and aquatic ecology in a fast-changing world

Editorial: Ecologia e sustentabilidade de águas continentais em um mundo em rápida mudança

André Megali Amado<sup>1,2\*</sup> , Rafael Marques Almeida<sup>3</sup> , Simone Jaqueline Cardoso<sup>4</sup> ,

Joyce Andreia dos Santos<sup>5</sup>  and Antonio Fernando Monteiro Camargo<sup>6</sup> 

<sup>1</sup>Departamento de Biologia, Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF, Rua José Lourenço Kelmer, s/n, São Pedro, CEP 36036-900, Juiz de Fora, MG, Brasil

<sup>2</sup>Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Avenida Gov. Silvio Pedroza, 1, Areia Preta, CEP 59014-100, Natal, RN, Brasil

<sup>3</sup>Department of Ecology and Evolutionary Biology, Cornell University, 14850, Ithaca, NY, USA

<sup>4</sup>Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF, Rua José Lourenço Kelmer, s/n, São Pedro, CEP 36036-900, Juiz de Fora, MG, Brasil

<sup>5</sup>Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF, Rua José Lourenço Kelmer, s/n, São Pedro, CEP 36036-900, Juiz de Fora, MG, Brasil

<sup>6</sup>Departamento de Biodiversidade, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Avenida 24/A, 1515, Bela Vista, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil

\*e-mail: andre.amado@ufjf.edu.br

**Cite as:** Amado, A.M. et al. Freshwater sustainability and aquatic ecology in a fast-changing world. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, vol. 32, e100.

Humanity has been changing Earth's biosphere in unprecedented ways through planetary-scale impacts on geological and biological systems (Steffen et al., 2007; Paerl & Huisman, 2009; Smith & Schindler, 2009). Because water is essential to life and environmental changes have been profoundly affecting the structure and functioning of aquatic ecosystems, it is critical to identify, understand, and find suitable solutions to the various aquatic sustainability issues of modern world.

This need has motivated us to edit two special topics where human impacts on aquatic ecosystems were addressed from several perspectives and scales. One special topic, "Opinions about aquatic ecology in a changing world - perspectives on contemporary issues", congregated 19 opinion and perspective papers, whereas the other, "Mini-reviews in Applied Limnology - causes, consequences and mitigation

of human interventions in aquatic ecosystems", gathered seven review papers.

Contributed work addressed various issues, including effects of climate change on aquatic ecosystem dynamics, fish ecology and fisheries management, aquatic biodiversity conservation, human-caused impacts on freshwater ecosystems, water resources management, and aquatic ecotoxicology. The scale of the studies ranged from global to local, covering a broad spectrum of human-related subjects in freshwater systems in Brazil and several other American and European countries. Here we provide a broad synthesis of the variety of topics addressed in this collection of 26 papers published by *Acta Limnologica Brasiliensia*.

A few papers focused on ecological and biogeochemical processes on large scales. Cotner (2019) proposed that increased carbon dioxide



(CO<sub>2</sub>) in the atmosphere is contributing to excess carbon accumulation in biomass and subsequent ecosystem cycling, with probable consequences for whole-ecosystem metabolism. This phenomenon, referred to as “environmental obesity” by the author, could affect entire food webs, including human health by consumption of carbon-imbalanced food. In another global-scale perspective, Mullins & Doyle (2019) pointed out that small lakes and ponds have an ecological importance that is disproportional to their reduced sizes. Small lakes and ponds provide valuable habitat for local species and are very active biogeochemical cycling spots. The authors call for special attention to human-made ponds to prevent eutrophication from spreading on landscape levels. Mullins & Doyle (2019) contend that scientists should not neglect these small aquatic systems in global analyses and extrapolations. In a related review paper, Cardoso et al. (2019) discuss the role of aquatic sediments as sentinels of changes in aquatic and neighboring terrestrial ecosystems, reflecting key biogeochemical processes over time; the authors place a particular focus on the processing of carbon and contaminants.

Microbial ecology and ecotoxicology were the main emphasis of three papers. In a contribution focused on tropical freshwaters, M. Melo and H. Sarmento highlighted the importance of microbial communities as central to ecosystem processes. While microbes are recognized as fundamental to ecosystem functioning, playing central roles in biogeochemical cycling, they are largely understudied in tropical aquatic environments (Melo & Sarmento, 2019). This lack of knowledge limits our ability to predict how microbial communities will respond to perturbations. Key players in microbial food webs whose ecology are even more understudied are aquatic viruses. Focusing primarily on Brazilian aquatic ecosystems, Junger et al. (2020) discussed the importance of aquatic viruses for nutrient cycling and top-down control of host populations. Finally, in a mini-review with an ecotoxicological focus, Vilas-Boas et al. (2020) showed the role of ciliates in aquatic ecosystems, including the advantages of using them as model organisms in ecotoxicological studies.

Discussion on biodiversity conservation, ranging from country to regional scales, was targeted in some papers. Celi & Villamarín (2020) provided a general perspective on current and historical pressures, including oil extraction, mining, agriculture, and dams, on biodiversity of freshwater ecosystems

in Ecuador—the world’s country with the largest number of species per unit area. A regional-scale viewpoint was presented by Biesboer (2019) regarding the wild rice *Zizania palustris* L. in Minnesota (Northern U.S.A). The wild rice is a vital wetland plant connected to native North Americans who have historically used it for subsistence and trade. However, wild rice is also economically crucial for large-scale commercial agriculture. Thus, the genetic diversity of wild rice in natural populations has been threatened by large plantations. Wild rice cultivation currently faces necessary trade-offs between conservation and economics.

In addition to the direct impacts of human activities, indirect effects via global climate change also jeopardize biologically diverse aquatic ecosystems. This is true for Pantanal, Earth’s largest wetland. Focusing on Northern Pantanal, Lázaro et al. (2020) discussed the consequences of an increase in the number of dry days over a timeseries of 42 years. According to them, the Northern Pantanal had an increase in 13% of dry days and a loss in the water mass of about 16% considering the past 10 years. Less rain in the region causes conversion from floodplain to non-flooded land, decreases river depth, and poses risks to floodplain ecosystem services as a whole. This timely contribution was anecdotally confirmed in the current year of 2020, when the Pantanal has been suffering a record-breaking drought and consequently a massive destruction due to uncontrolled fire.

The setting of aquatic environments in Brazil extends beyond natural systems such as the Pantanal. Brazil’s freshwater reserve is immense and thousands of man-made lakes exist throughout the country. Many more reservoirs may be built in the future, including large projects in biodiversity hotspots (Almeida et al., 2019). Prior to impoundment, Brazilian law requires the removal of terrestrial vegetation within the flooded area of reservoirs. However, Tonella et al. (2020) argue that the law mandating removal of vegetation, enacted in the 1960s, is outdated and often misinterpreted, since the flooded trunks promote positive feedback to fish production. The authors call for a revision of the legislation in order to incorporate important scientific advancements in fish ecology and fisheries science over the last few decades.

Fishes play key ecosystem roles and are important sources of animal food globally. As fish biodiversity loss accelerates worldwide, fish conservation has been receiving increasing attention. Angelini (2019)

pointed out that aquatic food webs are being disrupted by a myriad of threats, with consequences for fisheries production. In particular, the author contends that the continued fragmentation of rivers by dams is problematic for freshwater food web rewiring, because it impedes longitudinal movements of large mobile generalist fish species that are central for the re-colonization of areas with disrupted food webs. Furthermore, fish conservation efforts must encompass all scales of study and life history stages. Accordingly, conservation of fish eggs and larvae is fundamental for the maintenance of fishery resources. In a paper focused on the Brazilian Amazon, Zacardi et al. (2020) review the current knowledge on the ecology of early life stages of Amazon fish, discussing how increasing knowledge of ichthyoplankton ecology can support management strategies aimed at mitigating disturbances across the basin.

It is important to point out that fish conservation effectiveness relies on integrated evaluations, since fish ecology dynamics are complex and dependent on interactions at the population and community levels. In this regard, two articles discuss the ecological effects of non-native fish species on native and endemic fish assemblages in Brazil (Garcia et al., 2019; Camargo & Amorim, 2020). In addition to concerns about the introduction of species, Garcia et al. (2019) discuss the deleterious effects of introducing fish parasites, which would not occur under natural conditions, and how this introduction can directly affect native fish fauna. Likewise, it is worrisome how the production of exotic fish species can cause environmental damage such as eutrophication (Henry-Silva et al., 2019; Camargo & Amorim, 2020). In two related opinion pieces, Camargo & Amorim (2020) contend that fish farming in cages should be restricted in Brazil, whereas Henry-Silva et al. (2019) discuss practices and conditions that can affect the sustainability of fish farming in cages of reservoirs in Brazil's semi-arid region. Finally, running counter to these papers on non-native species, Santana et al. (2020) discuss how the engagement of local human communities in sustainable management plans can balance capture and conservation of ecologically, culturally, and economically important fish's species such as the pirarucu (*Arapaima gigas*).

Understanding the multiple dimensions of aquatic ecosystems and finding ways to manage water resources minimizing environmental damage is urgent. In both special research topics, we received several contributions addressing water pollution and

water resources management—one of the greatest sustainability challenges of our time. Quadra et al. (2019) presented a broad overview of many human-related pollutants in aquatic ecosystems, including eutrophication-causing nutrients, organic compounds, heavy metals, pesticides, and novel synthetic chemicals. In a related review, Loureiro & Hepp (2020) highlighted that phytoremediation is as an option to reduce trace element contamination in streams. Sobek & Undeman (2019) discuss another critical issue in water resources management: the need to incorporate integrated approaches that can detect and comprehend the effects of a wide range of novel synthetic chemicals that are being increasingly detected in aquatic ecosystems. In a related contribution about emerging pollution, Resende et al. (2020) discuss the role of aquatic environments within the “One Health” context. Under poor management, aquatic ecosystems could transport and accumulate anthropogenic residues, ultimately contributing to the emergence of antibiotic-resistant bacteria. As antimicrobial substances vary in their degradation characteristics, strategies to remove them from the water should be designed at the individual level. Worryingly, however, in many parts of the world—especially in low- and middle-income countries—wastewater treatment infrastructure is obsolete or even absent. Facing limited financial resources and scarce information on the underlying ecological conditions of downstream water bodies, resource managers and policy makers are often forced to design watershed management strategies without knowing their real effectiveness. Capps (2019) discusses the ecology and management of freshwater systems, with emphasis on how mismatches between the governance of wastewater management and watershed ecology may exacerbate environmental problems.

Problems associated with water quality deterioration are often exacerbated by the degradation of ecological buffers. This is true for Brazil, where recent modifications in the Native Vegetation Protection Law has threatened entire ecosystems by reducing riparian protected areas. Feijó-Lima et al. (2019) showed that changes in terrestrial canopy cover in Atlantic Rainforest streams are related to significant changes in chlorophyll-a concentrations and invertebrate functional groups, with loss of ecosystem functions. Since rivers are affected by processes occurring in terrestrial environments of the watershed, such impacts can propagate longitudinally downstream

(Feijó-Lima et al., 2019). Likewise, groundwater degradation is also a current issue. Hirata & Suhogusoff (2019) highlighted that aquifers have remarkable functions in the hydrological cycle, regulating the perennality of rivers and lakes and preserving mangroves, marshes, and vegetation in dry periods. However, there has been a growing increase in groundwater contamination with anthropic compounds such as chlorinated organic solvents, heavy metals, and nitrate. The authors emphasize that the loss of groundwater quality is often induced by the lack of control in groundwater extractions nationwide, which brings intrusion of saline or low-quality water into aquifers; poor design, construction and maintenance of supply wells are also culprits.

The diversity of environmental problems faced nowadays is complex and a multitude of actions are needed in order to achieve feasible solutions. Ecological monitoring is one example, and this is especially true for cyanobacterial harmful algal blooms. In this regard, I. Ogashawara provides a perspective on the use of remote sensing to monitor harmful algal blooms, with a focus on recent advancements, lingering limitations, and challenges (Ogashawara, 2019). Extending beyond monitoring, Ribas et al. (2019) explain how challenging it is to identify causal relationships between interventions and aquatic ecosystem responses. They argue that limnologists still fail in identifying causal relationships, mainly when estimating the impacts of interventions, which cannot be addressed by simply using models that relate predictor and response variables. Relatedly, R. Bozelli showed a perspective about the challenges of restoring tropical freshwater ecosystems. Despite investments that usually accompany aquatic restoration projects, the spatial aspects of ecosystem recovery are still poorly understood. For instance, remediation actions for environmental impacts are rarely implemented in large scales such as the watershed, with priority actions being local and selected based on environmental, economic, political, and, social factors. The author also proposes an integrated environmental management that involves the rational use and protection of aquatic ecosystems beyond their boundaries (Bozelli, 2019).

The 26 articles published in both special research topics cover several aspects of freshwater degradation, impact evaluation, management, restoration, and how human activities affect water quality and services. This diverse set of papers

reveals the high complexity and large breadth of approaches for dealing with water issues, from microorganisms to large fishes, from small ponds to landscape levels on a global scale, from introduction of toxic compounds to introduction of exotic species, and from confronting obsolete legislations to proposition of new scientific paradigms. We hope that this robust sample of water challenges to current and future human society supports broad discussion fundamental to democracy. We are positive that interdisciplinary knowledge in aquatic sciences is foundational to integrate social, economic, and environmental dimensions and thus minimize negative consequences of human development to aquatic ecosystems functioning and integrity.

### Acknowledgements

We are thankful to the several authors and reviewers that timely contributed to these special research topics. We are also thankful to R. Angelini for contributions and reviewing this editorial. AMA and AFMC gratefully acknowledge continuous funding through Research Productivity Grants provided by CNPq (Processes 310033/2017-9 and 309478/2017-0).

### References

- ALMEIDA, R.M., SHI, Q., GOMES-SELMAN, J.M., WU, X., XUE, Y., ANGARITA, H., BARROS, N., FORSBERG, B.R., GARCÍA-VILLACORTA, R., HAMILTON, S.K., MELACK, J.M., MONTOYA, M., PEREZ, G., SETHI, S.A., GOMES, C.P. and FLECKER, A.S. Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning. *Nature Communications*, 2019, 10(1), 4281. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-019-12179-5>. PMID:31537792.
- ANGELINI, R. Aquatic food webs will need to stand on giants shoulders. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e108. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x5019>.
- BIESBOER, D.D. The ecology and conservation of wild rice, *Zizania palustris* L., in North America. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e102. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2319>.
- BOZELLI, R.L. The challenge of restoring tropical freshwater ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e110. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x4619>.
- CAMARGO, A.F.M. and AMORIM, R.V. Fish farming in cages: a practice to be restricted in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, 32, e101. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x5519>.

- CAPPS, K.A. Wastewater infrastructure and the ecology and management of freshwater systems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e104. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x3719>.
- CARDOSO, S.J., QUADRA, G.R., RESENDE, N.D.S. and ROLAND, F. The role of sediments in the carbon and pollutant cycles in aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e201. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x8918>.
- CELI, J.E. and VILLAMARÍN, F. Freshwater ecosystems of Mainland Ecuador: diversity, issues and perspectives. *Acta Limnologica Brasiliensia*, forthcoming 2020, 32.
- COTNER, J.B. How increased atmospheric carbon dioxide and 'The Law of the Minimum' are contributing to environmental obesity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e113. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x6519>.
- FEIJÓ-LIMA, R., ZANDONÀ, E., SILVA, B.S.D., TROMBONI, F., MOULTON, T.P. and THOMAS, S.A. Longitudinal dimensions of land-use impacts in riverine ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e107. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x4519>.
- GARCIA, D.A.Z., ORSI, M.L. and SILVA-SOUZA, Â.T. From Africa to Brazil: detection of African *Oreochromis niloticus* parasites in Brazilian fish farms. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e202. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x6218>.
- HENRY-SILVA, G.G., MELO-JUNIOR, H.D.N. and ATTAYDE, J.L. Extreme drought events and the sustainability of fish farming in net cages in reservoirs of the semi-arid northeastern region in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e112. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x7519>.
- HIRATA, R. and SUHOGUSOFF, A.V. How much do we know about the groundwater quality and its impact on Brazilian society today? *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e109. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x4419>.
- JUNGER, P.C., ALMEIDA, R.M., MENDONÇA, R., FARJALLA, V.F., MELO, R.C.N.D., ROLAND, F. and BARROS, N. Not all viruses in nature are human enemies: a perspective on aquatic virus ecology in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, 32, e105. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x3720>.
- LÁZARO, W.L., OLIVEIRA-JÚNIOR, E.S., SILVA, C.J.D., CASTRILLON, S.K.I. and MUNIZ, C.C. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, 32, e104. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x7619>.
- LOUREIRO, R.C. and HEPP, L.U. Stream contamination by trace elements: biota incorporation and phytoremediation. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, 32, e201. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2219>.
- MELO, M.L.D. and SARMENTO, H. Anthropogenic impacts on aquatic bacteria: a perspective from the tropics. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e111. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x4919>.
- MULLINS, M.L. and DOYLE, R.D. Big things come in small packages: why limnologists should care about small ponds. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e105. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x4119>.
- OGASHAWARA, I. Advances and limitations of using satellites to monitor cyanobacterial harmful algal blooms. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e103. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x0619>.
- PAERL, H.W. and HUISMAN, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 2009, 1(1), 27-37. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>. PMID:23765717.
- QUADRA, G.R., TEIXEIRA, J.R.P.V.A., BARROS, N., ROLAND, F. and AMADO, A.M. Water pollution: one of the main Limnology challenges in the Anthropocene. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e203. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x5118>.
- RESENDE, J.A., SILVA, V.L. and DINIZ, C.G. Aquatic environments in the One Health context: modulating the antimicrobial resistance phenomenon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, 32, e102. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x4719>.
- RIBAS, L.G.D.S., PADIAL, A.A. and BINI, L.M. Advancing impact evaluation in applied limnology. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e101. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2119>.
- SANTANA, E.A., OLIVEIRA, E.F.D., BALBINO, N.D.S. and GURGEL, H. Management of Pirarucu (*Arapaima gigas*, Teleostei, Osteoglossidae) in sustainable use units as a proposal for the restoration of aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, 32, e204. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2019>.
- SMITH, V.H. and SCHINDLER, D.W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 2009, 24(4), 201-207. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>. PMID:19246117.
- SOBEK, A. and UNDEMAN, E. Tunnel vision in current chemicals management cannot deal with the unknown risk of synthetic chemicals in aquatic systems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, 31, e106. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x4219>.
- STEFFEN, W., CRUTZEN, P.J. and MCNEILL, J.R. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature? *Ambio*, 2007, 36(8), 614-621. [http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[614:TAAHNO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2). PMID:18240674.

- TONELLA, L.H., VITORINO JUNIOR, O.B., LIMA-JUNIOR, D.P., GOMES, L.C., PELICICE, F.M. and AGOSTINHO, A.A. Extemporaneous environmental legislation: an analysis of the conflicts underlying Law 3824/1960 on coarse wood removal in Brazilian artificial reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, 32, e103. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x9019>.
- VILAS-BOAS, J.A., SENRA, M.V.X. and DIAS, R.J.P. Ciliates in ecotoxicological studies: a minireview. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, 32, e202.
- ZACARDI, D.M., SANTOS, J.A.D., OLIVEIRA, L.S.D., CAJADO, R.A. and POMPEU, P.S. Ichthyoplankton studies as referential for the management and monitoring of fishery resources in the Brazilian Amazon basin. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, 32, e203. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x6619>.

**Editor Associado:** Ronaldo Angelini

Received: 17th September 2020

Accepted: 15th October 2020