



Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

## **IMPACTOS DE UM RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO SOBRE A DIVERSIDADE ZOOPLANCTÔNICA**

Paula Dos Reis Chaves Roriz

Brasília-DF

Março/2022



Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

## **IMPACTOS DE UM RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO SOBRE A DIVERSIDADE ZOOPLANCTÔNICA**

Paula dos Reis Chaves Roriz

Dissertação de Mestrado apresentado  
ao Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia, do Instituto de Ciências Biológicas  
da Universidade de Brasília, como requisito  
parcial para obtenção do título de Mestre em  
Ecologia

Orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira

Brasília-DF

Março/2022

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer à minha mãe e ao meu pai, Jane e Nilo, pelo amor e zelo durante toda minha vida e pelo apoio em minha caminhada.

À minha irmã, Bárbara, por dividir comigo tantas histórias e preocupações, por ser minha grande amiga com quem sempre posso contar. Nós sempre teremos uma à outra. À minha prima, Clara (Lala), por ter sido sempre a minha melhor amiga, minha irmã de alma e, agora, por me fazer virar titia também! Às minhas avós tão amadas, primos, tios e tias queridos que me nutrem com tanto carinho e afeto. Ao meu avô, João Paulo dos Reis, por todo amor e cuidado. Eu te sinto todos os dias no meu coração, vovô!

Agradeço também à Rafaela Monteiro, pelo companheirismo, amor e paciência, por me encorajar durante essa etapa e me incentivar a correr atrás dos meus sonhos. Nossa família foi o que me manteve forte nos períodos de altos e baixos nesses últimos dois anos, obrigada por ela e pelo Ravizinho. Você é uma luz linda!

Aos amigos e amigas, pelas alegrias compartilhadas, pelo conforto nas horas de desespero e pelas experiências inesquecíveis, em especial à Andressa Dantas, Maria Bárbara Britto e Rayssa Nayara. Amo muito vocês!

Aos meus queridos “amigos virtuais” que o mestrado trouxe em meio à pandemia, Marcelle Cavalheiro, Renata Sauerbronn, Leonardo Gomes, William Meneses e Gustavo Granjeiro.

Ao meu orientador, Ludgero Cardoso Galli Vieira pelo incentivo à pesquisa, confiança, orientação e compreensão, por ter idealizado este trabalho e ter me colocado em contato com as pessoas certas para que ele pudesse nascer e tomar

forma. À minha mentora, Carla Albuquerque de Souza, por ter me guiado com tanta dedicação. Grande parte do meu amadurecimento como pesquisadora veio das nossas inúmeras reuniões, conversas, mensagens fora de hora e até dos puxões de orelha. Sem você, esse trabalho não seria metade do que é! Obrigada por ter sido uma verdadeira professora durante esse período da minha vida, por ter me transmitido um pouco da profissional incrível que você é e por ter feito isso com tanto carinho.

Por fim, quero registrar minha gratidão à vida, por continuar me surpreendendo com oportunidades e momentos maravilhosos, por me manter sempre rodeada pelas pessoas que amo e por ser magnífica em si mesma.

## SUMÁRIO

Resumo Geral.....	7
Abstract.....	8
Introdução geral.....	9
Referências .....	11
CAPÍTULO 1. Impacts of a small hydropower plant on the zooplankton community.	15
Abstract.....	15
Introduction .....	16
Materials and methods .....	19
Results.....	22
Discussion .....	25
Conclusions.....	29
Acknowledgments.....	30
References.....	30
Tables.....	44
Figures.....	49
Declarations.....	52
Supporting Information.....	53
CAPÍTULO 2. Diversidade beta espacial e temporal zooplanctônica em um reservatório hidrelétrico nas fases de pré-operação e de operação da barragem.....	57
Resumo.....	57
Abstract.....	58

Introdução.....	59
Material e Métodos .....	62
Resultados.....	71
Discussão.....	78
Considerações Finais.....	84
Referências.....	86
Material Suplementar.....	104
Considerações Finais.....	123

## RESUMO GERAL

O represamento fluvial é uma das atividades antrópicas que mais impactam a biodiversidade de ecossistemas de água doce em todo mundo, sendo responsável por alterar a hidrologia e morfologia dos rios e criar novos ecossistemas. Com isso, a estrutura e dinâmica de comunidades aquáticas de diferentes níveis tróficos é modificada. Neste contexto, faz-se importante acompanhar as fases de estabelecimento de um reservatório hidrelétrico a fim de investigar possíveis impactos sobre a biota aquática, bem como compreender os processos que geram e mantêm a biodiversidade em ambientes alterados por atividades antropogênicas. O biomonitoramento da comunidade zooplanctônica pode ser considerado eficiente para monitorar e sinalizar mudanças na qualidade da água. Assim, este trabalho teve como objetivo principal avaliar os impactos de um reservatório hidrelétrico, oriundo da operação de uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH) no Rio Verdão (Santa Helena do Goiás - GO), sobre a diversidade zooplanctônica. No primeiro capítulo, avaliamos os impactos causados pela operação de uma PCH na estrutura, riqueza e densidade nas comunidades zooplanctônicas, utilizando dados amostrados entre 2015 e 2020. No segundo capítulo, investigamos, com os mesmos dados, os preditores que impulsionaram a variação da diversidade beta espacial e temporal do zooplâncton e das suas respectivas partições. Nosso estudo demonstrou que a operação da barragem de uma PCH é um fator responsável pela variação da estrutura da comunidade zooplanctônica, levando a um aumento de riqueza e densidade após o início de suas operações. A barragem também contribuiu para a variação da dissimilaridade espacial e temporal entre as comunidades, especialmente para as partições da diversidade beta, juntamente com a sazonalidade e algumas variáveis ambientais. A beta diversidade espacial e temporal apresentou altos valores durante todo o estudo, mas ainda pode ocorrer homogeneização biótica. Por isso, sugere-se a continuidade do monitoramento na região para a comunidade zooplanctônica e outras comunidades aquáticas.

**Palavras-chave:** microcrustáceos, rotíferos, amebas testáceas, gradientes de abundâncias, variação balanceada de abundâncias, Pequena Central Hidrelétrica Ypê.

## ABSTRACT

River damming is one of the human activities that most impact the freshwater ecosystems biodiversity around the world, being responsible for altering the hydrology and morphology of rivers and creating new ecosystems. As a result, the structure and dynamics of aquatic communities of different trophic levels is modified. In this context, it is important to monitor the hydroelectric reservoir phases in order to investigate possible impacts on aquatic biota, as well as to understand the processes that generate and maintain biodiversity in environments altered by anthropogenic activities. The biomonitoring of the zooplankton community can be considered efficient for monitoring and highlight changes in water quality. Thus, the main objective of this study was to evaluate the impacts of a hydroelectric reservoir, attributable to a Small Hydroelectric Power Plant (SHP) operation in the Verdão River (Santa Helena do Goiás - GO) on zooplankton diversity. In the first chapter, we evaluated the impacts caused by the operation of a PCH on the structure, richness and density of zooplankton communities, using data sampled between 2015 and 2020. In the second chapter, we investigated, with the same data, the predictors that drove the variation in spatial and temporal zooplankton beta diversity, as well as that of the beta diversity components of the Baselga family. Our study demonstrated that the operation of a PCH dam is a factor responsible for the variation of the zooplankton community structure, leading to an increase in richness and density following the commencement of its operations. The dam also contributed to the variation of spatial and temporal dissimilarity between communities, especially for the beta diversity partitions, along with seasonality, and some environmental variables. The spatial and temporal beta diversity showed high values throughout the study, but biotic homogenization might occur. Therefore, it is suggested the continuity of monitoring in the region for the zooplankton community and other aquatic communities.

**Keywords:** microcrustaceans, rotifers, testate amoebae, abundance gradients, balanced variation in abundance, Ypê Small Hydroelectric Power Plant.



## APRESENTAÇÃO GERAL

Alinhar a crescente demanda por energia elétrica com a utilização de fontes renováveis é um dos desafios do nosso tempo (Nautiyal et al., 2011; ONU, 2021). Estima-se que 27,3% da energia elétrica produzida no mundo advenha de fontes renováveis, sendo que 15,9% correspondem à energia hidrelétrica (REN21, 2020). Em países em desenvolvimento e economias emergentes, o número de hidrelétricas em planejamento e construção cresce continuamente (Berga, 2016). Neste contexto, o Brasil é o segundo país que mais gera energia hidrelétrica no mundo, a qual representa 62,6% da capacidade instalada de geração elétrica do país (Empresa de Pesquisa Energética, 2021).

Atualmente, Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs), empreendimentos hidrelétricos de menor escala cuja capacidade máxima de geração de energia varia entre 10 a 50 MW (Kelly-Richards et al., 2017), têm se proliferado globalmente (Couto e Olden, 2018). No Brasil, das 1.507 hidrelétricas que se encontram em operação, 425 são PCHs, representando cerca de 3,5% de toda a capacidade hidrelétrica instalada no país (ABRAPCH, 2020). Apesar de serem percebidas como instalações de baixo impacto ambiental, as alterações hidrológicas e de habitat causadas pelo represamento nas PCHs podem exceder as de grandes hidrelétricas (Bakken et al., 2012; Kibler e Tullos, 2013).

A formação de reservatórios hidrelétricos provoca mudanças na qualidade (Kibler e Tullos, 2013), temperatura (Jumani et al., 2018) e velocidade da água (Anderson et al., 2006), conversão de ambientes lóticos em lênticos (Renöfält et al., 2010), além da fragmentação e descontinuidade de ecossistemas fluviais (Lange et al., 2018; Couto et al., 2021). Ademais, o represamento cria diferentes zonas longitudinalmente com características físico-químicas distintas (Thornton et al., 1990) e, dependendo da escala espacial e temporal, também é capaz de promover a homogeneização de habitats (Schmutz e Sendzimir, 2018).

Estas alterações hidrológicas reverberam na biota aquática, afetando as comunidades de água doce de diferentes níveis tróficos (Jumani et al., 2018; Li et al., 2018; Martínez et al., 2020), em particular da comunidade zooplancônica (Simões et al., 2015; Souza et al., 2019; Souza et al., 2021). Esta comunidade constitui um elo nas cadeias tróficas aquáticas (Esteves, 2011), fazendo com que perturbações em

fatores abióticos e bióticos interferiram direta e indiretamente em sua estrutura (Masson; Pinel-Alloul, 1998; Bonecker et al., 2009; Simões et al., 2015). Além disso, estes organismos respondem rapidamente às condições ambientais devido ao seu curto ciclo de vida (Spoljar, 2013), o que indica o seu grande potencial como indicadores ambientais (Pomari et al., 2018). Desta forma, o monitoramento e a comparação de diferentes métricas de diversidade desta comunidade obtidos antes, durante e após as intervenções podem fornecer evidências sobre os efeitos do represamento e detectar a magnitude de seus distúrbios no ambiente aquático (Branco et al., 2019; Souza et al., 2019; Schmitd et al., 2020; Vieira et al., 2021)

Assim, o objetivo geral desse trabalho é avaliar os impactos de um reservatório hidrelétrico, oriundo da operação de uma Pequena Central Hidrelétrica no Rio Verdão (Santa Helena do Goiás - GO), sobre a diversidade zooplanctônica. Assim, essa dissertação está dividida em dois capítulos, conforme o disposto abaixo:

- No primeiro capítulo, intitulado “Impacts of a small hydropower plant on the zooplankton community”, investigamos os impactos causados pela operação de uma PCH na comunidade zooplanctônica. Utilizando dados amostrados entre 2015 e 2020, avaliamos a importância relativa da operação da barragem, períodos sazonais e locais de amostragem na estrutura, riqueza e densidade de toda a comunidade zooplanctônica e grupos zooplanctônicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e amebas testáceas). Este artigo foi submetido à revista *Hydrobiologia* e está estruturado de acordo com as orientações de submissão da revista.

- No segundo capítulo, intitulado “Diversidade beta espacial e temporal zooplanctônica em um reservatório hidrelétrico nas fases de pré-operação e de operação da barragem”, investigamos os preditores que impulsionaram a diversidade beta espacial e temporal do zooplâncton na área de influência de uma Pequena Central Hidrelétrica no Rio Verdão entre os anos de 2015 a 2020.

## REFERÊNCIAS

ABRAPCH. Associação Brasileira de de PCHs e CGHs, 2020. Reservatório de PCHs e CGHs representam menos de 1% do território do Brasil. Disponível em: <<https://abrapch.org.br/2020/10/reservatorios-de-pchs-e-cghs-representam-menos-de-1-do-territorio-do-brasil/>>. Acesso em: 15 mar. 2022.

ANDERSON, E. P. et al. Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. **River research and applications**, v. 22, n. 4, p. 397-411, 2006.

BAKKEN, T. H. et al. Development of small versus large hydropower in Norway—comparison of environmental impacts. **Energy Procedia**, v. 20, p. 185-199, 2012.

BERGA, L. The role of hydropower in climate change mitigation and adaptation: a review. **Engineering**, v. 2, n. 3, p. 313-318, 2016.

BONECKER, C. C. et al. The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 529-537, 2009.

BRANCO, C. W. C. et al. New lake in a changing world: the construction and filling of a small hydropower reservoir in the tropics (Rio de Janeiro, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 35, p. 36007-36022, 2019.

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

Empresa de Pesquisa Energética. **Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2021 – Ano Base 2020**. 2021. Disponível em: <[https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-160/topico-168/Anu%C3%A1rio\\_2021.pdf](https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-160/topico-168/Anu%C3%A1rio_2021.pdf)> Acesso em: 14 out. 2020.

ESTEVEES, F. A., 2011. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª edição. Rio de Janeiro: Interciência.

JUMANI, S. et al. Fish community responses to stream flow alterations and habitat modifications by small hydropower projects in the Western Ghats biodiversity hotspot, India. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 28, n. 4, p. 979-993, 2018.

KELLY-RICHARDS, S. et al. Governing the transition to renewable energy: A review of impacts and policy issues in the small hydropower boom. ***Energy Policy***, v. 101, p. 251-264, 2017.

KIBLER, K. M.; TULLOS, D. D. Cumulative biophysical impact of small and large hydropower development in Nu River, China. ***Water Resources Research***, v. 49, n. 6, p. 3104-3118, 2013.

LANGE, K. et al. Basin-scale effects of small hydropower on biodiversity dynamics. ***Frontiers in Ecology and the Environment***, v. 16, n. 7, p. 397-404, 2018.

LI, H. et al. Entrainment effects of a small-scale diversion-type hydropower station on phytoplankton. ***Ecological Engineering***, v. 116, p. 45-51, 2018.

MARTÍNEZ, Y. et al. Impact of small-scale hydropower stations on macroinvertebrate communities for regulated rivers. ***Limnetica***, v. 39, n. 1, p. 317-334, 2020.

MASSON, S.; PINEL-ALLOUL, B. Spatial distribution of zooplankton biomass size fractions in a bog lake: abiotic and (or) biotic regulation?. ***Canadian Journal of zoology***, v. 76, n. 5, p. 805-823, 1998

NAUTIYAL, H. et al., A. Small hydropower for sustainable energy development in India. ***Renewable and Sustainable Energy Reviews***, v. 15, n. 4, p. 2021-2027, 2011.

ONU. **Sustainable development knowledge platform** [Internet]. New York: United Nations; 2016. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org> > Acesso em 17 out. 2021.

REN21. 2020. **Renewables 2020 Global Status Report**. Paris, France: REN21. Disponível em: <[https://www.ren21.net/wp-content/uploads/2019/05/gsr\\_2020\\_full\\_report\\_en.pdf](https://www.ren21.net/wp-content/uploads/2019/05/gsr_2020_full_report_en.pdf)> Acesso em 28 out. 2020.

RENÖFÄLT, B. M. et al., Christer. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 49-67, 2010.

SCHMIDT, J. et al. Zooplankton trajectory before, during and after a hydropower dam construction. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, 2020.

SCHMUTZ, S.; SENDZIMIR, J. **Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future**. Springer Nature, 2018.

SIMÕES, N. R. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, v. 758, n. 1, p. 3-17, 2015.

SOUZA, C. A. et al. Damming interacts with the flood pulse to alter zooplankton communities in an Amazonian river. **Freshwater Biology**, v. 64, n. 5, p. 1040-1053, 2019.

SOUZA, C. A. et al. Impoundment, environmental variables and temporal scale predict zooplankton beta diversity patterns in an Amazonian river basin. **Science of the Total Environment**, v. 776, p. 145948, 2021.

SPOLJAR, M. Microaquatic communities as indicators of environmental changes in lake ecosystems. **Journal of Engineering Research**, v. 1, n. 1, p. 29-42, 2013.

THORNTON, K. W. et al. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. John Wiley & Sons, 1990.

VIEIRA, M. C. et al. Evidence that dams promote biotic differentiation of zooplankton communities in two Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 3, p. 697-709, 2022.

## **CAPÍTULO 1. IMPACTS OF A SMALL HYDROPOWER PLANT ON THE ZOOPLANKTON COMMUNITY**

Paula dos Reis Chaves Roriz<sup>1\*</sup>, Carla Albuquerque de Souza<sup>1</sup>, Ludgero Cardoso Galli Vieira<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas – NEPAL/UnB – Brazil.

Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília – 73345-010 – Brazil. Email:

paula.roriz@live.com \*Corresponding author.

### **Abstract:**

Although small hydropower plants (SHPs) are generally perceived as facilities with low environmental impact, evidence indicates that these plants can cause considerable effects on aquatic environment, which can be detected by analysis of zooplankton diversity. In this study, we examined the local zooplankton community, from 2015 to 2020, to assess the impacts of the operation of a SHP located in the Brazilian Cerrado. We evaluated the relative importance of dam operation, seasonal periods, and sampling sites on the structure, richness, and density of the entire zooplankton community and selected zooplankton groups (cladocerans, copepods, rotifers, and testate amoebae). A multivariate permutation analysis of variance revealed that dam operation explained 14.3% of the observed variation in the zooplankton composition. Furthermore, following the commencement of the SHP operations, we detected a shift in community structure from a predominance of testate amoebae and rotifers to that of cladocerans and copepods. Zooplankton richness and density increased after the start of dam operations, with rotifers prominently contributing in terms of richness, whereas cladocerans and copepods were found to be the most abundant groups. Thus, our findings highlight that the operations of a SHP can have clear impacts on the zooplankton community.

**Keywords:** Microcrustaceans; PERMANOVA; Reservoir; Generalized Linear Model; Community dynamics; Verdão River.

## **Introduction**

The construction of small hydropower plants (SHPs) is increasing globally in an attempt to align the growing demand for electricity with renewable resource use (Nautiyal et al., 2011; Liu et al., 2019). The establishment of these facilities is expanding rapidly in response to government incentives and private sector investment, aided by simplified licensing processes and reduced construction times (Couto & Olden, 2018). However, scientific knowledge regarding the social and environmental impacts of SHPs has failed to keep pace with the proliferation of these facilities (Kelly-Richards et al., 2017; Couto & Olden, 2018).

SHPs are generally perceived as facilities with a comparatively low environmental impact and are consequently seen as an acceptable alternative to large-scale hydroelectrical projects (Ferreira et al., 2016; Liu et al., 2019). However, the environmental impacts of SHPs can exceed those of large hydroelectric dams, particularly with respect to changes in the local hydrology and habitats (Bakken et al., 2012; Kibler & Tullos, 2013; Jager et al., 2015; Couto et al., 2021). A peculiarity of these small scale projects, which have a maximum power generation capacity between 10 and 50 MW (Kelly-Richards et al., 2017), is that they can potentially be installed along small rivers and even along headwaters streams (Ferreira et al., 2016). Given the importance of maintaining the integrity of these regions with respect to the biodiversity and connectivity of river networks (Meyers et al., 2007), SHPs may be particularly problematic, especially when the applied regulatory supervision is inadequate, as in many cases where SHP policies consider the environmental impacts of these small facilities to be equally small (Couto & Olden, 2018).

However, accumulating evidence indicates that the environmental impacts of SHPs are analogous with the effects of dam construction and the flooding of adjacent areas (Couto & Olden, 2018). Such effects include changes in water quality (Kibler & Tullos, 2013), temperature (Jumani et al., 2018), and velocity (Anderson et al., 2006), the conversion of lotic to lentic environments (Renöfält et al., 2010), and the fragmentation and discontinuity of river ecosystems (Pelicice et al., 2015; Lange et al., 2018; Couto et al., 2021). These effects of SHPs are mainly reflected in terms of the responses of



the aquatic biota, with changes in algal communities (Li et al., 2018), micro- and macroinvertebrates (Martínez et al., 2020; Schmidt et al., 2020), and fish (Benejam et al., 2014; Jumani et al., 2018; Couto et al., 2021) being reported. These impacts are observed at individual, population, and community levels (Benejam et al., 2014), affecting both biomass and composition (Li et al., 2018; Martínez et al., 2020; Schmidt et al., 2020), as well as large scale processes, such as dispersion and migration (Pelicice et al., 2015; Lange et al., 2018).

For freshwater ecosystems located in tropical latitudes, environmental variations are commonly influenced by the seasonal pattern of precipitation and wind (Soares et al., 2008; Tundisi et al., 2010; Syvitski et al., 2014), which can modulate the diversity of aquatic communities (Haque et al., 2020; Pio et al., 2020) by changing the conditions of temperature, turbulence, vertical mixing of the water column, and nutrient distribution (Tundisi et al., 2010). In a dammed environment, the hydrological patterns may change by flow regulation, producing a seasonal hydrologic regime significantly different from the pre-impoundment natural flow regime (Magilligan & Nislow, 2005). Besides that, the different regions created by the establishment of a reservoir (Thorton et al., 1990) tend to respond differently to seasonal variation, as seasonal stratification/destratification processes determine the temporal changes in the lacustrine zone and lotic regions seems to be more affected by periodic pulses produced by heavy rains (Nogueira et al., 1999). In this sense, seasonality and damming can act concomitantly as drivers of community structure of aquatic organisms (Nobile et al., 2019; Sousa et al., 2019).

Another important factor for aquatic biodiversity is its longitudinal location, since the structure of a river and its physical conditions change along its course, interfering in diversity and distribution of aquatic organisms (Vannote et al., 1983; Ward, 1989, Thorp et al., 2006). When the continuous gradient is interrupted by dam operation, environmental changes upstream and downstream of the impoundment are caused (Ward & Stanford, 1983; Liro, 2019) with direction and intensity of disturbances depending on the longitudinal position of this interference (Stanford & Ward, 2001). Thus, sites closer to the dam might present the greatest hydrological alterations (Prchalová et al., 2009), while sites further and upstream of an impoundment could present smaller “backwater effects” (Liro, 2019; Baena-Escudero et

al., 2021), preserving lotic environmental conditions in the riverine zone (Thorton et al., 1990), and sites downstream could recover the gradient below the dam with enough distance from its interference zone (Ellis & Jones, 2013).

Among the diverse communities of aquatic organisms, one group that is notably sensitive to hydrological change, particularly that caused by impoundment, is zooplankton (Nogueira et al., 2008; Bonecker et al., 2009; Pedrozo et al., 2012; Simões et al., 2015). In aquatic environments, the transition from lotic to lentic dynamics is associated with the development of different physical and ecological conditions that perturb the structural integrity of the zooplankton community (Zhou et al., 2008; Czerniawski & Domagała, 2014; Serafim-Júnior et al., 2016). Among the factors characterizing these modified environments are changes that can regulate zooplankton composition and abundance, such as a reduction in water turbidity and current velocity and an increase in water residence time (Zhou et al., 2008; Czerniawski & Domagała, 2014; Branco et al., 2019). Under conditions of high turbulence, for example, rotifers tend to multiply more rapidly, whereas in stretches with low turbulence, the community structure changes to one with a predominance of cladocerans and copepods (Sluss et al., 2008). Low water velocity and prolonged residence times are generally considered conducive to planktonic organisms, and thus changes in these directions as a consequence of dam construction and reservoir development can even give rise to the appearance of new species (Pedrozo et al., 2012; Czerniawski & Domagała, 2014).

Given their short lifecycle, zooplanktons respond rapidly to any changes in environmental conditions (Spoljar, 2013). Moreover, owing to their prominent position as a link in food chains (Esteves et al., 2011), it is generally possible to gain insights into the physical, chemical, and biological changes in aquatic ecosystems based on an analysis of different parameters reflecting their diversity and spatiotemporal fluctuations (Souza et al., 2019; Vieira et al., 2019). Thus, zooplankton community metrics assessed by monitoring them in reservoirs have great potential as reliable environmental indicators (Pomari et al., 2018).

In this study, we assessed the impacts of the operation of a small hydroelectric plant, located in the Brazilian Cerrado, on the local zooplankton community, based on 20 sampling surveys conducted from 2015 to 2020. Specifically, we evaluated the relative importance of dam operation, seasonal periods, and sampling sites on the structure, richness, and density of the entire zooplankton community and selected zooplankton groups (cladocerans, copepods, rotifers, and testate amoebae). We predicted that dam operation would affect this community, altering its composition and increasing its richness and density, in response to a transition in hydrological dynamics from lotic to lentic. In addition, we also anticipated that the community would change throughout the seasons, given that limnological conditions and nutrient inputs from the hydrographic basin may vary depending on the occurrence and intensity of rainfall.

## **Material and Methods**

### *Study area*

This study was carried out in the Ypê small hydroelectric plant, located on the Verdão River, in Santa Helena do Goiás City, Goiás State, Brazil. The Verdão River is located in the Paraná Hydrographic Region and runs through the south of the state of Goiás, in the Cerrado biome (Fig. 1).

According to Köppen–Geiger classification, the region’s climate is designated as Aw, characterized by a tropical climate with a dry season in winter (Cardoso et al., 2014). The average annual temperature of the region is 23.4 °C; the hottest month is October with a monthly average temperature of 25.3 °C, and the coldest months are June and July with an average temperature of 20.8 °C (Cardoso et al., 2014). The average annual precipitation in the state of Goiás is approximately 1500 mm (Marcuzzo et al., 2012). There is a notably marked seasonality in rainfall, with an average in excess of 901 mm during the rainy season (October–April) and amounts of less than 600 mm during the dry season (May–September) (Nascimento & Novais, 2020). However, intermediate patterns during seasonal transitions can also be seen. In the rainy–dry transitional period, during the months of April and May, the amount of rainfall starts to decline, initiating the onset of the dry season, whereas during the

corresponding dry–rainy transition, which occurs in October and November, there is a resumption of precipitation, however, the amount of rainfall remains low (Martins et al., 2011; Silveira et al., 2020). Accordingly, four seasonal periods with respect to rainfall can be recognized, namely, rainy (December–March), rainy–dry (April–May), dry (June–September), and dry–rainy (October–November), which we adopted for the purposes of the present study.

The Ypê SHP construction was authorized to begin by January 2016, with the diversion of the Verdão River taking place in January 2017, followed by the filling of the reservoir and commencement of commercial operations in September of the same year (BRASIL, 2014). The Ypê SHP consists of four generating units, each with a capacity of 7,325 kW, with a total installed capacity of 29,300 kW (ANEEL, 2018). The surface area of the associated reservoir is 3.8 km<sup>2</sup> and the water volume is approximately 1,438,000 m<sup>3</sup>. The maximum and average depths are 12 m and 3.78 m, respectively, and the dam site is located at 482 meters of altitude (Goingo et al., 2020).

#### *Data collection*

Sampling was performed in 20 separate surveys conducted between 2015 and 2020. Of the total surveys, 10 were conducted prior to and 10 after the commencement of Ypê SHP operations during the rainy, dry, and transition (rainy–dry and dry–rainy) seasons (Table 1). Sampling was performed at six sites (designated S1–S6) in the Verdão River distributed upstream (in the reservoir) and downstream of the dam (Fig. 1; Table 2).

Zooplankton samples were collected from subsurface waters by filtering 100 L of water, using 10-L buckets and a 68- $\mu$ m mesh plankton net, and placed in polyethylene bottles containing calcium carbonate-buffered formaldehyde solution at a final concentration of 5%. Identification of zooplankton was carried out based on specific literature for each zooplankton group - cladocerans (Elmoor-Loureiro, 1997); copepods (Reid, 1985); rotifers (Koste, 1978); and testate amoebae (Vucetich, 1973; Sousa, 2008). The density of zooplankton was determined for quantitative analysis, in which samples were concentrated to 100 mL, and 10% of this volume was sub-sampled for identification, and counting of

organisms under an optical microscope using Sedwigck–Rafter chambers. In the case of low-density samples, total counts were performed. Following quantitative evaluation, a qualitative evaluation was conducted, in which sub-samples were obtained to record any species that might not have been observed in the quantitative evaluations. For qualitative evaluations, successive sub-samples were examined until no further unrecorded species were detected. Whenever possible, taxa were identified to the lowest taxonomic level.

Sampling, identification and counting of organisms were carried out by the “Biota Projetos e Consultoria Ambiental LTDA” company and all data was provided by the “Santa Helena Energia S/A” company.

### *Data analysis*

#### *Richness and density*

We also analyzed differences in total zooplankton richness as well as that in the different zooplankton groups, using generalized linear models (GLM) with a negative binomial distribution, in order to avoid overdispersion due to high frequencies of small numbers and zeros on the response variable (Zuur et al., 2009). As predictor, we included dam operation, seasonal periods, sampling sites, and their interactions. We also performed subsequent analyses separately for the different seasons. Differences in zooplankton density were analyzed under the same predictors using linear models (LM), based on  $\log(x+1)$ -transformed data (lm function, stats package). Models were fitted and selected with reference to simulation-based residual plots (simulateResiduals function, DHARMA package; Hartig, 2019) and the lowest Akaike Information Criterion (AIC) values (Zuur et al., 2009). Subsequently, richness and density models were analyzed using ANOVA, type II (ANOVA function, car package; Fox & Weisberg, 2019).

#### *Composition*

To assess the influence of dam operation, seasonality, sampling sites, and their respective interactions on the composition of the zooplankton community, we performed a multivariate permutation analysis of variance (PERMANOVA; Anderson, 2001). For PERMANOVA, we designated the following three factors: dam (pre-operational and operational phase), season (surveys in rainy, rainy–dry, dry, and dry–rainy seasons), and site (sites sampled: S1–S6). Analyses were performed for all four seasonal periods collectively and then with each period separately. Using this design, it was found that the number of surveys for seasonal periods in relation to the pre-operational and operational phases of the dam was uneven (Table 1). PERMANOVA is a robust analytical approach for samples that are unbalanced in size or for heteroscedastic data, but not for both types of deviation (Anderson & Walsh, 2013, Alekseyenko, 2016). Therefore, for each PERMANOVA, we performed a permutation test of multivariate dispersion (PERMDISP) to verify whether the data showed homogeneity of multivariate dispersion (Anderson, 2006). Given that the compositional data showed heteroscedasticity, they were Hellinger transformed a priori to remove heteroscedasticity (Flaten et al., 2007), so that we could perform the PERMANOVA with an unbalanced design, based on Bray–Curtis dissimilarity distance matrices with 999 permutations to estimate p values.

Analyses were performed using the *vegan* package of the R program (Oksanen et al., 2019) and the following functions: “*decostand*” (data transformation), “*betadisper*” (PERMDISP), “*vegdist*” (Matrix distance), and “*adonis2*” (PERMANOVA).

## **Results**

In total, 95 zooplankton taxa were identified in samples collected from the six sites between 2015 and 2020, 12 of which were cladocerans, 10 copepods [including the larval (nauplii) and juvenile (copepodites) taxa of copepods belonging to the families Cyclopidae and Diaptomidae], 31 testate amoebae, and 42 rotifers.

We found that richness of cladocerans, copepods, and rotifers increased after damming, whereas richness of testate amoebae showed no appreciable difference in samples collected prior to and after the

commencement of dam operations (Table 3). With respect to zooplankton density, we detected increases in the densities of both the total zooplankton population (Fig. 2, Table 3) and that of the four assessed zooplankton groups subsequent to the starting of dam operations (Fig. 3, Table 3). Notably, among the six sites from which samples were collected, the highest density and richness values were recorded at site 4, located in the reservoir.

In pre-operational phase, among the different zooplankton types, testate amoebae and rotifers had the highest richness (Fig. 4a), with testate amoebae comprising 100% of the zooplankton community in the dry seasons of 2015 and 2016 and in the dry–rainy period of 2016. The highest pre-operation densities were those for the nauplii of Cyclopidae copepods (5,250 individuals/m<sup>3</sup>), the testate amoeba *Lesquereusia spiralis* (1,500 ind/m<sup>3</sup>), and Philodinidae rotifers (600 ind/m<sup>3</sup>), all of which were recorded in the 2017 dry season.

During the operational phase of the SHP, we recorded an increase in the proportional representation of cladocerans and copepods in the zooplankton community, in terms of both richness and density (Fig. 4). The highest richness values were recorded during the rainy and dry–rainy seasons of 2018, shortly after dam operation started (Fig. 2a). Similarly, the highest zooplankton densities were recorded in the 2018 rainy–dry season (Fig. 2b).

Collectively, cladocerans and copepods accounted for 78.9% of the total zooplankton density throughout the survey period. At the species level, maximum densities were recorded for the cladoceran species *Bosminopsis deitersi* (632,000 ind/m<sup>3</sup>) during the 2018 rain–dry transition season in the reservoir (site S4), followed by the larval and juvenile copepods stages of Cyclopidae family copepods, which showed densities of 300,000 and 48,000 ind/m<sup>3</sup>, respectively, at the same site during the dry–rain transitional season of the same year. Among rotifers, high density of *Polyarthra vulgaris* (76,000 ind/m<sup>3</sup>) was of particular note, whereas *Arcella hemisphaerica* was the testate amoeba species with the highest density (12,000 ind/m<sup>3</sup>), both of which were recorded from the S4 reservoir site during the rainy–dry transition period of 2018.

We also detected differences in zooplankton community richness before and after the commencement of SHP operation, considering all four seasonal periods and during each period considered separately (Table 4 and Fig. 3a). Assessments of the different zooplankton groups revealed similar patterns in the responses of cladocerans, copepods, and rotifers, all of which were characterized by increases in richness after the onset of SHP operations (Table 4). The interaction between the dam and seasons (DAM:SEASON) also had an influence on the richness of the entire zooplankton community, as well as on that of cladocerans and copepods. In contrast, seasonality appeared to have significant influence only on the richness of the total zooplankton community. Furthermore, sampling sites proved to be an important factor in determining the zooplankton community richness, particularly in the case of cladocerans, copepods, and rotifers. When assessing the effect of seasons separately, we found that the sites explained the variation in copepod richness in the rainy and dry season, testate amoebae in rainy–dry season, and rotifers in the dry and dry–rainy season. Only testate amoebae failed to show a significant difference in richness in response to the analyzed factors.

The presence of the dam had an influence on the total density of the zooplankton community, as well as on the densities of the individual zooplankton groups operation (Table 5; Fig. 2b), regardless of seasonal period (Fig. 3b), as revealed by the increases in density observed following the onset of SHP. Seasonality could explain the observed variation in total zooplankton and testate amoeba densities, whereas the interaction between dam operation and seasonality could explain the variation in copepod density (Table 6). Furthermore, in terms of spatial distribution, taking all seasons into account, we detected differences in density only for the total zooplankton community and copepods.

Dam operation and seasonal periods contributed to 14.3% and 4% of the observed variation in zooplankton community composition, respectively (Table 7). Furthermore, a significant interaction between dam and seasonality (DAM:SEASON) was detected, indicating that the effects attributed to dam operation differed according to seasonal period. Specifically, analysis of the effect of dam operation during each seasonal period revealed that operations during the rainy, rainy-dry, dry and dry–rainy seasons contributed to 21.2%, 22.9%, 12.7%, and 15.6%, respectively, of the observed variation in



zooplankton composition. In contrast, we detected no significant differences in zooplankton community composition among the six sampling sites.

## **Discussion**

The creation of reservoirs leads to the development of ecosystems that are considered to be intermediate between those of rivers and lakes (Espíndola et al., 2000), and, predictably, the accompanying modifications in hydrological dynamics have been found to be associated with changes in zooplankton community composition, species richness, and density (Souza et al., 2018; Diniz et al., 2020; Schmidt et al., 2020). Even small dams used for power generation result in the development of physical and ecological conditions distinct from those characterizing free-flowing water bodies, thereby having potentially pronounced effects on local zooplankton communities (Zhou et al., 2008). In the present study, our 6-year monitoring of the effects of the construction and operation of a SHP revealed an increase in zooplankton richness and density following the commencement of dam operations, as well as changes in community composition, which corroborated our hypotheses regarding the predicted impact of a facility of this type. Indeed, the waters of dammed environments are more stable and conducive to the establishment of different planktonic species than the waters in the transitional phase of dam in-filling; the latter, because of its unstable nature, has relatively low diversity of zooplanktonic species (Takahashi et al., 2008; Pedrozo et al., 2012).

In response to damming and the onset of SHP operations, we detected immediate changes in the composition of zooplankton community, which is consistent with the findings of previous studies in which rapid compositional changes were observed following reservoir formation (Souza et al., 2018; Schmidt et al., 2020). In pre-operational phase, testate amoebae and rotifers had been predominant in the local zooplankton community, whereas populations of cladocerans and copepods increased their proportional representation in the community following the start-up of dam operations, which is similar to the observation by Vieira et al. (2021) in the case of the Serra do Facão hydroelectric reservoir, which is also located in the Paraná Basin. Prior to the commencement of SHP operations, we established that

testate amoeba were the predominant taxa in the zooplankton community; during that time, the flow of water in the Verdão River was not regulated and there was a recurrent mixing of the water column along with disturbance of bottom sediments. These organisms are generally associated with the benthic zone of water bodies and marginal vegetation, but may also be common in superficial layers of the water column, owing to the resuspension of sediments caused by water flow (Velho et al., 2003; Takahashi et al., 2009). Nevertheless, we also found testate amoebae to be representative in terms of richness and density when the SHP was operational, which we suspect could be associated with the formation of gas vacuoles that enable these organisms to move vertically within the water column, thereby contributing to the permanence of testate amoeba in the plankton community (Ogden, 1991; Torres, 1996).

The changes observed in testate amoeba composition in response to the SHP promoted hydrodynamic changes can, to a certain extent, be attributed to the species morphology, with flattened and elongated shapes being favored in lotic environments, whereas spherical and hemispherical shapes being favored in lentic environments (Velho et al., 2003). Among the testate amoebae detected prior to the commencement of SHP operations, the highest density recorded was for *Lesquereusia spiralis*, an elongate species, whereas during the operational phase, the most abundant species were *Arcella hemisphaerica*, *A. coninca*, and *A. costata*, all hemispheric forms (Velho et al., 2003; Lansac-Tôha et al., 2008). These observations accordingly reveal that zooplankton morphology and its relationships with habitat type are consonant with the testate amoeba species with the highest densities, in both the free-flowing environment on the pre-operational phase and in the subsequently developed reservoir during SHP operations.

In terms of zooplankton community richness, we identified rotifers as prominent contributors, similar to that observed in other studies that examined the effects of damming environments for hydroelectric plant operation (Pedrozo et al., 2012, Serafim-Júnior et al., 2016, Souza et al., 2018). Rotifers are organisms with a short life cycle that subsist on a wide range of food resources (Serafim-Júnior et al., 2010), traits that are conducive to rapid colonization and establishment in different environments (Gabaldón et al., 2017), including unstable types such as filling reservoirs (Garrido &

Bozelli, 2000). Thus, rotifers tend to show a certain degree of resilience and resistance to the potentially detrimental impacts associated with reservoir formation (Bonecker et al., 2009), and this is reflected in the persistence of species such as *Polyarthra vulgaris* and *Lepadella patella* in both the pre-operational and operational phases of the SHP assessed in the present study. However, prior to the commencement of SHP operations, we detected higher densities of non-planktonic taxa, characteristic of rivers (e.g., Philodinidae sp., *Dipleuchlanis* sp., and *Lecane bulla*), whereas after the start of operations, we detected higher densities of both planktonic (e.g., *Polyarthra vulgaris* and *Brachionus mirus*) and non-planktonic (e.g., *Testudinella patina* and *Brachionus dolabratus*) rotifers (Bonecker et al., 1998), which is thus indicative of a biotic response to the change from lotic to lentic dynamics in this environment.

In contrast to the aforementioned two taxa, cladocerans and copepods were characterized by low proportional representations on the pre-operational phase of the dam. However, cladocerans and copepods increased in both relative richness and density following the start of dam operations, during which the reservoir had become well established and the water flow had regulated. Microcrustaceans are particularly favored by reductions in water current velocity and turbidity, which are typical characteristics marking the transition to dam establishment (Havel et al., 2009, Czerniawski & Domagała, 2014; Serafim-Júnior et al., 2016). An increase in water residence time has been shown to be positively correlated with higher cladoceran and copepod biomass and community shifts from larger body-sized organisms (Burdis & Jodene, 2017). The occurrence of conditions more suitable for reproduction and survival in novel environments leads to an increase in microcrustacean diversity (Havel et al., 2009; Pedrozo et al., 2012), with zooplankton communities sometimes being dominated by these organisms (Portino et al., 2016), as observed in the present study. We identified the cladoceran *Bosminopsis deitersi* as being the species present in the highest densities during the operational phase of the Ypê SHP. Indeed, this species tends to be common and predominant in dammed environments (Takahashi, 2008; Serafim-Júnior et al., 2016) and has previously been identified as an indicator taxon for the period after reservoir formation at the Dona Francisca hydroelectric plant (Pedrozo et al., 2012). With respect to copepods, the larval and juvenile stages (nauplii and copepodites, respectively) of these organisms are often found to dominate zooplankton communities in Brazilian reservoirs (Takahashi et

al., 2009; Souza et al., 2018; Diniz et al., 2020), which can be attributed to a substantial reproductive investment that contributes to offsetting the typically high rate of mortality that occurs prior to reaching the adult stage (Espíndola, 2000).

As anticipated, we also detected an effect of seasonality on zooplankton structure and density. In this regard, seasonal variations in rainfall patterns can have a marked influence on zooplankton communities, in that they promote fluctuations in limnological and hydrological conditions, depending on the amount and temporal distribution of precipitation (Perbiche-Neves et al., 2012; Portinho et al., 2016; Sahebagouda & More, 2017). Indeed, the influx of rainwater is one of the main factors determining the physicochemical conditions in aquatic environments, such as transparency, conductivity, pH, and the concentration of gases and nutrients, thereby driving the observed seasonal variations in zooplankton community structure (Mustapha, 2010; Sahebagouda & More, 2017). During rainy periods, for example, there tends to be a greater availability of food resources, including phytoplankton, to sustain the zooplankton community (Mustapha, 2010).

Furthermore, we also detected differences in zooplankton diversity for the same seasonal periods between the pre-operational and operational phases of the dam. The establishment of a dam generally leads to the development of limnological patterns that differ to varying extents from those existing previously (reservoir/stretch downstream of the dam), which may in turn show differential responses to rainy and dry periods (Portinho et al., 2016). For example, during rainy periods in lotic environments, the zooplankton community generally tends to be less rich and abundant (Portinho, et al., 2012), whereas during the same season in dammed environments, zooplankton populations typically proliferate (Mustapha, 2010). In a study conducted at the Bui hydropower plant, the seasonal variability in zooplankton abundance indicated a community instability, particularly during the rainy seasons, thereby confirming the changes in zooplankton biota attributable to river damming (Alhassan et al., 2015). Furthermore, the operational dynamics of hydroelectric plants vary on a seasonal basis, depending on the volume of water present in the reservoir, thereby influencing the hydrodynamics of the surrounding environment (Carpentier et al., 2017). Moreover, during the period of hydroelectric

power plant operation, the discharge of water and consequent variation in temperature can determine the structure of the invertebrate community (Jackson et al., 2007).

In contrast to the other assessed factors, we found that sampling site location had no significant influence on the composition of the zooplankton community, which could indicate that the distances between the selected sites were insufficient to identify any spatially related processes that may account for the observed community differences, or that these sites are characterized by similar environmental attributes (Declerck et al., 2011; Lopes et al., 2011; Santos et al., 2016). Nevertheless, we did establish that zooplankton richness and density were influenced by sampling site location, with those sites located in the reservoir (S4 and S5) yielding the highest values, as has been observed in other studies on hydroelectric plants (Czerniawski & Domagała, 2014; Portinho et al. al., 2016). Presumably, the specific environmental conditions in these locations are conducive to the establishment of planktonic populations, either because of a higher trophic status of these sites than the other sites (Pinto-Coelho et al., 2005; Sendacz et al., 2006) or because of a reduction in the speed of the water current (Havel et al., 2009, Czerniawski & Domagała, 2014; Serafim-Júnior et al., 2016).

## **Conclusions**

In this study, we verified that the operation of small hydroelectric power plants can have notable impacts on local zooplankton communities, in terms of their structure, richness, and density. These findings accordingly provide further evidence that contradicts the prevailing assumption that SHPs are facilities with low environmental impacts.

Given the growing demand for electricity and the proliferation of SHPs in both Brazil and worldwide, extensive studies are needed to monitor the associated changes in the local biota throughout the different phases of SHP installation, to gain a better understanding of the nature and intensity of the effects of these facilities. Additionally, we recommend continued monitoring of the area surveyed in the present study, particularly considering the presence of the Verde 8 SHP, which is located downstream of the Ypê SHP and has been operational since 2018 (BRASIL, 2018), to determine the medium- to

long-term impacts and cascade effects of these hydroelectric plants on the communities of zooplankton and other aquatic organisms.

### **Acknowledgments**

We are grateful to the companies “Santa Helena Energia S/A” and “Biota Projetos e Consultoria Ambiental Ltda.” for providing the data to this research and to Leonardo Fernandes Gomes, and Gustavo Fernandes Granjeiro that helped to build the plots and maps of the manuscript. We thank the translation reviewer for the relevant suggestions on early version of this paper. This research was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES; scholarship to PRCR) and the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq; productivity fellowships to LCGV).

### **Referencies**

Alekseyenko, A. V., 2016. Multivariate Welch t-test on distances. *Bioinformatics* 32: 3552-3558.

Anderson, E. P., M. C. Freeman & C. M. Pringle, 2016. Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River research and applications* 22: 397-411.

Anderson, M. J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62:245–253.

Anderson, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, v. 26, n. 1, p. 32-46, 2001.

Anderson N, M. J. & D. C I. Walsh, 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing?. *Ecological monographs* 83: 557-574.

ANEEL, 2018. Available at:

[http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/noticias\\_area/arquivos/48500.002007-2006-11\\_e\\_outro.pdf](http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/noticias_area/arquivos/48500.002007-2006-11_e_outro.pdf)

(Accessed: 12 September 2021)

Benejam, L., S. Saura-Mas, M. Bardina, C. Solà, A. Munné & E. García-Berthou, 2016. Ecological impacts of small hydropower plants on headwater stream fish: from individual to community effects. *Ecology of Freshwater Fish*, 25: 295-306.

Baena-Escudero, R., I. C. Guerrero-Amador, M. Rinaldi & A. González-Sayago, 2021. Hydrological and geomorphic effects upstream of the Cantillana Dam along the Guadalquivir River (southern Spain). *Geomorphology*, 388: 107786.

Bakken, T. H., H. Sundt, A. Ruud & A. Harby, 2012. Development of small versus large hydropower in Norway—comparison of environmental impacts. *Energy Procedia* 20: 185-199.

Bonecker, C. C., A. S. M. Aoyagui & R. M. Santos, 2009. The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Brazilian Journal of Biology*, 69: 529-537.

Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha & D. C. Rossa, 1998. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 41: 447-456.

Branco, C. W. C., J. J. F. Leal, V. L. de Moraes Huszar, D. da Silva Farias, T. D. Saint’Pierre, I. F. Sousa-Filho, E. F. A. Palermo, A. W. S. Guarino, A. R. Gomes & B. Kozlowsky-Suzuki, 2019. New lake in a changing world: the construction and filling of a small hydropower reservoir in the tropics (Rio de Janeiro, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research* 26: 36007-36022.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Despacho nº 1.408, de 26 de junho de 2018. Brasília: DOU Diário Oficial da União. Publicado no D.O.U em 27 de junho de 2018. Available at: [https://www.in.gov.br/materia/-/asset\\_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/27392422/do1-2018-06-27-despacho-n-1-408-de-26-de-junho-de-2018-27392395](https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/27392422/do1-2018-06-27-despacho-n-1-408-de-26-de-junho-de-2018-27392395) (Accessed: 25 October 2021).

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Portaria nº 46, de 6 de fevereiro de 2014. Brasília: DOU Diário Oficial da União. Publicado no D.O.U em 7 de fevereiro de 2014. Available at: <https://www.gov.br/mme/pt-br/aceso-a-informacao/legislacao/portarias/2014/portaria-46-de-06-02-2014-publicado-no-dou-de-07-02-2014.pdf> (Accessed: 25 October 2021).

Cardoso, M. R. D., F. F. N. Marcuzzo & J. R. Barros, 2014. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. *ACTA Geográfica* 8: 40-55.

Carpentier, D., J. Haas & M. Olivares, M., 2017. De la Fuente. Modeling the multi-seasonal link between the hydrodynamics of a reservoir and its hydropower plant operation. *Water*, v. 9, n. 6, p. 367, 2017.

Couto, T. B. A.; Messenger, M. L.; Olden, J. D. Safeguarding migratory fish via strategic planning of future small hydropower in Brazil. *Nature Sustainability* 4: 409-416.

Couto, T. B. A. & J. D. Olden, 2018. Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16: 91-100.



Czerniawski, R. & J. Domagała, 2014. Small dams profoundly alter the spatial and temporal composition of zooplankton communities in running waters. *International Review of Hydrobiology* 99: 300-311.

Declerck, S. A., J. S. Coronel, P. Legendre & L. Brendonck, 2011. Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of High-Andes wetlands. *Ecography* 34: 296-305.

Diniz, L. P., C. S. D. Morais, I. L. Medeiros, A. J. D. Silva, A. P. Araújo, T. A. Silva & M. D. Melo, 2020. Distribution of planktonic microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) in lentic and lotic environments from the semiarid region in northeastern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 110.

Ellis, L. E. & N. E. Jones, 2013. Longitudinal trends in regulated rivers: a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept. *Environmental Reviews*, 21: 136–148.

Elmoor-Loureiro, L. M. A., 1997. *Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil*. Editora Universal, Brasília, pp. 155.

Espíndola, E. L. G., T. Matsumura-Tundisi, A. C. Rietzler & J. G. Tundisi, 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Revista Brasileira de Biologia* 60: 179-194.

ESTEVEZ, F. A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª edição. Interciência, Rio de Janeiro.

Ferreira, J. H. I., J. R. Camacho, J. A. Malagoli & S. C. G. Júnior, 2016. Assessment of the potential of small hydropower development in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 56: 380-387.

Flåten, G. R.; B. Grung & O. M. Kvalheim, 2007. A comparison of different pre-treatment procedures for reducing heteroscedasticity and other irrelevant features in data prior to modelling of benthic count profiles. *Journal of Chemometrics: A Journal of the Chemometrics Society* 21: 386-396.

Fox, J. & S. Weisberg, 2019. *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA.

Gabaldón, C., M. Devetter, J. Hejzlar, K. Šimek, P. Znachor, J. Nedoma & J. Seda, 2017. Repeated flood disturbance enhances rotifer dominance and diversity in a zooplankton community of a small dammed mountain pond. *Journal of Limnology* 76.

Garrido, A. V. & R. L. Bozelli, 2000. The study of zooplankton during the filling of the Serra da Mesa Reservoir, Tocantins River (GO, Brazil). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 27: 2875-2878.

Giongo, P. R., F. V. de Oliveira, B. H. T. Arantes, L. T. Arantes, J. A. B. Soares, L. F. Gomes, V. H. Moraes & T. J. Cavalcante, 2020. Geoprocessamento aplicado ao estudo do entorno das pequenas centrais hidrelétricas Verde 8 e Ypê, Goiás. *Brazilian Journal of Development* 6: 35701-35715.

Haque, M. A., M. A. S. Jewel, U. Atique, A. K. Paul, N. Naher & S. Iqbal, 2020. Seasonal and spatial variation of flagellate communities in a tropical river. *Limnologica*, 85: 125824.

Hartig, F, 2019. DHARMA: residual diagnostics for hierachical (multi-level/mixed) regression models. R packahe version 0.2, 4. Available at: <<http://florianhartig.github.io/DHARMA>> (Accessed: 25 October 2021).

Havel, J. E., K. A. Medley, K. D. Dickerson, T. R. Angradi, D. W. Bolgrien, P. A. Bukaveckas & T. M Jicha, 2009. Effect of main-stem dams on zooplankton communities of the Missouri River (USA). *Hydrobiologia* 628: 121-135.

Jackson, H. M., C. N. Gibbins & C. Soulsby, 2007. Role of discharge and temperature variation in determining invertebrate community structure in a regulated river. *River Research and Applications* 23: 651-669.

Jumani, S., S. Rao, N. Kelkar, S. Machado, J. Krishnaswamy & S. Vaidyanathan, 2018. Fish community responses to stream flow alterations and habitat modifications by small hydropower projects in the Western Ghats biodiversity hotspot, India. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28: 979-993.

Kelly-Richards, S., N. Silber-Coats, A. Crootof, D. Tecklin & C. Bauer, 2017. Governing the transition to renewable energy: A review of impacts and policy issues in the small hydropower boom. *Energy Policy* 101: 251-264.

Kibler, K. M. & D. D Tullos, 2013. Cumulative biophysical impact of small and large hydropower development in Nu River, China. *Water Resources Research* 49: 3104-3118.

Koste, W. Rotatoria, 1978. Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt Überordnung Monogononta. Gebrüder Borntraeger, Stuttgart, pp. 673.

- Lange, K., P. Meier, C. Trautwein, M. Schmid, C. T. Robinson, C. Weber & J. Brodersen, 2018. Basin-scale effects of small hydropower on biodiversity dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16: 397-404.
- Lansac-Tôha, F. A., G. M. Alves, L. F. M. Velho, B. A. Robertson & C. Y. Joko, 2008. Composition and occurrence of testate amoebae in the Curuá-Una Reservoir (State of Pará, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 20: 177-195.
- Li, H., W. Zhao, X. Tang, Q. Li, W. Guo & D. Gong, 2018. Entrainment effects of a small-scale diversion-type hydropower station on phytoplankton. *Ecological Engineering* 116: 45-51.
- Liro, M., 2019. Dam reservoir backwater as a field-scale laboratory of human-induced changes in river biogeomorphology: A review focused on gravel-bed rivers. *Science of the Total Environment*, 651: 2899-2912.
- Liu, D., H. Liu, X. Wang & E. Kremere (eds), 2019. *World Small Hydropower Development Report 2019*. United Nations Industrial Development Organization; International Center on Small Hydropower. Available at: [https://www.unido.org/sites/default/files/files/2020-08/Global\\_overview.pdf](https://www.unido.org/sites/default/files/files/2020-08/Global_overview.pdf) (Accessed: 26 November 2021).
- Lopes, P. M., A. Caliman, L. S. Carneiro, L. M. Bini, F. A. Esteves, V. Farjalla & R. L. Bozelli, 2011. Concordance among assemblages of upland Amazonian lakes and the structuring role of spatial and environmental factors. *Ecological Indicators* 11: 1171-1176.
- Magilligan, F. J. & K. H. Nislow, 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology*, 71: 61-78.

Martínez, Y., D. Gutiérrez, R. Álvarez-Troncoso & J. Garrido, 2020. Impact of small-scale hydropower stations on macroinvertebrate communities for regulated rivers. *Limnetica* 39: 317-334.

Martins, J. A., R. Dallacort, M. H. Inoue, E. A. D. S. Galvanin, E. B. Z. Magnani & K. C. Oliveira, 2011. Caracterização do regime pluviométrico no arco das nascentes do rio Paraguai. *Revista Brasileira de Meteorologia* 26: 639-647.

Meyer, J. L., D. L. Strayer, J. B. Wallace, S. L. Eggert, G. S. Helfman & N. E. Leonard, 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43: 86-103.

Mustapha, M. K, 2010. Seasonal influence of limnological variables on plankton dynamics of a small, shallow, tropical African reservoir. *Asian Journal of Experimental Biological Sciences* 1: 60-79.

Nascimento, D. T. F. & G. T. Novais, 2020. Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas. *Eliséé—Revista de Geografia da UEG* 9.

Nautiyal, H., S. K. Singal & A. Sharma, 2011. Small hydropower for sustainable energy development in India. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15: 2021-2027.

Nobile, A. B., D. Freitas-Souza, F. P. Lima, J. Queiroz, I. L. Bayona-Perez, E. D. Carvalho, & I. P. Ramos, 2019. Damming and seasonality as modulators of fish community structure in a small tributary. *Ecology of Freshwater Fish*, 28: 563-572.

Nogueira, M. G., P. C. Reis Oliveira & Tenorio De Britto, 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnetica* 27: 151-170.

Ogden, C. G., 1991. Gas vacuoles and flotation in the testate amoeba *Arcella discoides*. *The Journal of protozoology* 38: 269-270.

Nogueira, M. G., R. Henry, & F. E. Maricatto, 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 4: 107-120.

Oksanen J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner, 2020. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. (Accessed: 10 December 2021).

Pedrozo, C. D. S., F. Schneck, A. Schwarzbald, & R. N. D. Farias, 2012. Respostas da comunidade zooplancônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 102: 142-149.

Pellicice, F. M., P. S. Pompeu, & A. A. Agostinho, 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16: 697-715.

Perbiche-Neves, G., M. Serafim-Junior, J.L. Portinho, E. M. Shimabukuro, A.R. Ghidini, A. R. & L. De Brito, 2012. Effect of atypical rainfall on lotic zooplankton: comparing downstream of a reservoir and tributaries with free stretches. *Tropical Ecology* 53.

Pinto-Coelho, R., B. Pinel-Alloul, G. Méthot, & K. E Havens, 2005. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 348-361.

Pio, J. F., E. D. F. Santiago & C. E. Copatti, 2020. Composition and diversity of benthic macroinvertebrates in a Brazilian Cerrado stream. *Iheringia. Série Zoologia*, 110: 1-7.

Prchalová, M., J. Kubečka, M. Čech, J. Frouzová, V. Drašík, E. Hohausová, E., T. Juza, M.

Kratochvíl, J. Matena, J. Peterka, M. Tuser & M. Vašek, 2009. The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecology of Freshwater Fish*, 18: 247-260.

Pomari, J., D. D. Kane & Nogueira M. G, 2018. Application of multiple-use indices to assess reservoirs water quality and the use of plankton community data for biomonitoring purposes. *International Journal of Hydrology* 2: 2.

Portinho, J. L., G. Perbiche-Neves & M. G Nogueira, 2016. Zooplankton community and tributary effects in free-flowing section downstream a large tropical reservoir. *International Review of Hydrobiology* 101: 48-56.

Renöfält, B. M.; R. Jansson & C. Nilsson, 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55: 49-67.

Reid, J. W., 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, 9: 17-143.

Sahebagouda, P. S. & V. R. More, 2017. Seasonal changes in zooplankton community structure in relation to physicochemical factors at Kurnur Dam Dist. Solapur (MS). *International Journal of Fauna and Biological Studies* 4: 86-92.

Santos, J. B. L.H. Silva, C. W. Branco & V. L. Huszar, 2016. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia* 764: 171-186.

Schmidt, J., P. D. B. Andrade & A. A. Padial, 2020. Zooplankton trajectory before, during and after a hydropower dam construction. *Acta Limnologica Brasiliensia* 32.

Sendacz, S., S. Caleffi, S. & J. Santos-Soares, 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, p. 337-350, 2006.

Serafim-Júnior, M., F. A. Lansac-Tôha, R. M. Lopes & G. Perbiche-Neves, 2016. Continuity effects on rotifers and microcrustaceans caused by the construction of a downstream reservoir in a cascade series (Iguaçu River, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 76: 279-291.

Serafim-Júnior, M., G. Perbiche-Neves, L. D. Brito, A. R. Ghidini & S. Casanova, 2010. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 100: 233-241.

Silveira, R. M. R. S. S. Silva, T. D. R. B Mello, E. A. C. C. Alvim, N. C. S. Marques, R. H. Kruger & M. C. Bustamante, 2021. Bacteria and Archaea communities in Cerrado natural pond sediments. *Microbial Ecology* 81: 563-578.

Simões, N. R., A. H. Nunes, J. D. Dias, F. A. Lansac-Tôha, L. F. M. Velho & C. C. Bonecker, 2015. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia* 758: 3-17.



Sluss, T. D., G. A. Cobbs & J. H. Thorp, 2008. Impact of turbulence on riverine zooplankton: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 53: 1999-2010.

Soares, M. C. S., M. M. Marinho, V. L. Huszar, C. W. Branco & S. M. Azevedo, 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 13: 257-269.

Sousa, M. B. G., 2008. Guia das Tecamebas – Bacia do Rio Peruaçu – Minas Gérias: subsídio para a conservação e monitoramento da Bacia do Rio São Francisco. Editora UFMG, Belo Horizonte, pp. 159.

Souza, C. A. D., L. C. G. Vieira, P. Legendre, P. D. Carvalho, L. F. M. Velho & B. E. Beisner, 2019. Damming interacts with the flood pulse to alter zooplankton communities in an Amazonian River. *Freshwater Biology* 64: 1040-1053.

Spoljar, M., 2013. Microaquatic communities as indicators of environmental changes in lake ecosystems. *Journal of Engineering Research* v. 1: 29-42.

Stanford, J. A. & J. V. Ward, 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management* 17: 303-310.

Syvitski, J. P., S. Cohen, A. J. Kettner, & G. R. Brakenridge, 2014. How important and different are tropical rivers?—An overview. *Geomorphology* 227: 5-17.

Takahashi, E. M., F. A. Lansac-Tôha, J. D. Dias, C. C. Bonecker & L. F. M. Velho, 2009. Spatial variations in the zooplankton community from the Corumbá Reservoir, Goiás State, in distinct hydrological periods. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 31: 227-234.

Takahashi, E. M., F. A., 2008. Efeitos do represamento sobre a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Thorp, J. H., M. C. Thoms & M. D. DELONG, 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22: 123-147.

Thorton, K.W., L. M. Bruce & E. P. Kimmel, 1990. *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons.

Torres, V. S., 1996. Vacúolos de gás e flutuação em *Diffugia mitriformis* Wallich (Protista, Rhizopoda, Testaceolobosea). *Revista Brasileira de Zoologia* 13: 67-75.

Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi, K. C. Pereira, , A. P. Luzia, M. D. Passerini, W. A. C. Chiba, M. A. Morais & N. Y. Sebastien, 2010. Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. *Brazilian Journal of Biology* 70: 815-824.

Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, & Cushing, C. E., 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37: 130-137.

Velho, L. F. M., F. A. Lansac-Tôha & L. M Bini, 2003. Influence of environmental heterogeneity on the structure of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) assemblages in the plankton of the upper

Paraná River floodplain, Brazil. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology* 88: 154-166.

Vieira, M. C., I. Roitman, H. de Oliveira Barbosa, L. F. M. Velho & L. C. G. Vieira, 2019. Spatial synchrony of zooplankton during the impoundment of amazonic reservoir. *Ecological indicators* 98: 649-656.

Vieira, M. C., J. C. Ortega, L. C. G. Vieira, L. F. M. Velho & L. M. Bini, 2021. Evidence that dams promote biotic differentiation of zooplankton communities in two Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 1-13.

Vucetich, M. C., 1973. Estudio de tecamebianos argentinos, en especial los del dominio pampasico. *Revista del Museo de la Plata* 11: 287-332.

Ward, J. V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2-8.

Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T. D.; Bartell S. M. (Ed.). Michigan:Ann Arbor. *Dynamics of lotic ecosystems*. 29-42.

Zhou, S., T. Tang, N. Wu, X. Fu & Q. Cai, 2008. Impacts of a small dam on riverine zooplankton. *International Review of Hydrobiology* 93: 297-311.

ZUUR, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev & G. M. Smith, 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media.

## Tables

**Table 1:** Data collection schedule for sampling performed between 2015 and 2020 in the pre-operational and operational phases of Ypê SHP. **Table 1:** Data collection schedule for sampling performed between 2015 and 2020 in the pre-operational and operational phases of Ypê SHP.

	SEASON/YEAR	RAINY	RAINY-DRY	DRY	DRY-RAINY
PRE-OPERATION	2015	---	X	X	X
	2016	X	X	X	X
	2017	X	X	X	X
OPERATION	2018	X	X	X	X
	2019	X	X	X	X
	2020	X	---	---	---

**Table 2:** Coordinates, in UTM, of sampling site locations in the monitored area of Ypê SHP influence. The upstream and downstream regions are designated relative to dammed area.

Site	Region	Coordinates (UTM zone 22S)	
		E	N
1	Upstream (reservoir)	556321	8045555
2	Downstream (restitution channel)	558205	8038551
3	Downstream (reduced flow section)	560904	8041801
4	Upstream (reservoir)	556558	8042823
5	Upstream (reservoir)	555394	8046839
6	Downstream (restitution channel)	558258	8036818

**Table 3:** Richness and total density of all zooplankton and zooplankton groups in the pre-operational and operational phases of Ypê SHP.

	All zooplankton		Cladoceran		Copepods		Testate amoebae		Rotifers	
	pre-operation	operation	pre-operation	operation	pre-operation	operation	pre-operation	operation	pre-operation	operation
Richness	52	89	4	12	3	10	28	28	17	39
Total Density (ind/m <sup>3</sup> )	26,637	1,929,602.01	1,030	771,730.79	6,834	763,488.19	15,560	104,754.81	3,213	289,629.27

**Table 4:** Results of ANOVA of negative binomial generalized linear models of richness prediction factors [DAM (pre-operational and operational phase), SEASON (seasonal period), SITE (sampling sites: S1–S6)], and their interactions for the total zooplankton community and different zooplankton groups (cladocerans, copepods, testate amoebae, and rotifers). LR Chisq: chi-square test of likelihood ratio; Df: degrees of freedom; p: probability of significance.

	DAM			SEASON			SITE			DAM:SEASON			DAM:SITE			SEASON:SITE			DAM:SEASON:SITE		
	LR Chisq	Df	p	LR Chisq	Df	p	LR Chisq	Df	p	LR Chisq	Df	p	LR Chisq	Df	p	LR Chisq	Df	p	LR Chisq	Df	p
All zooplankton	104.5	1	<0.001	5.48	3	0.014	27.87	5	<0.001	8.91	3	0.031	5.74	5	0.332	17.41	15	0.295	17.16	15	0.309
Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	52.05	1	<0.001	–	–	–	21.91	5	<0.001	–	–	–
Rainy-Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	38.97	1	<0.001	–	–	–	14.91	5	0.011	–	–	–
Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	58.19	1	0.016	–	–	–	9.70	5	0.084	–	–	–
Dry-Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	32.23	1	<0.001	–	–	–	5.89	5	0.317	–	–	–
<i>Cladocerans</i>	119.91	1	<0.001	2.86	3	0.414	13.36	5	0.020	9.48	3	0.024	10.34	5	0.066	7.23	15	0.951	4.98	15	0.992
Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	26.52	1	<0.001	–	–	–	9.00	5	0.109	–	–	–
Rainy-Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	40.32	1	<0.001	–	–	–	2.47	5	0.781	–	–	–
Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	13.98	1	<0.001	–	–	–	4.46	5	0.485	–	–	–
Dry-Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	40.57	1	<0.001	–	–	–	4.46	5	0.526	–	–	–
<i>Copepods</i>	187.68	1	<0.001	1.14	3	0.768	21.55	5	<0.001	16.34	3	<0.001	–	5	0.970	18.02	15	0.262	4.52	15	0.995
Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	64.36	1	<0.001	–	–	–	15.52	5	0.008	–	–	–
Rainy-Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	50.58	1	<0.001	–	–	–	3.37	5	0.643	–	–	–
Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	22.68	1	<0.001	–	–	–	17.12	5	0.004	–	–	–

Dry-Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	49.82	1	<b>&lt;0.001</b>	–	–	–	1.93	5	0.858	–	–	–
<i>Testate amoebae</i>	0.72	1	0.395	4398	3	0.174	6.49	5	0.26	3.31	3	0.35	5.32	5	0.38	17.69	15	0.279	19.33	15	0.199	
Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.39	1	0.533	–	–	–	4.66	5	0.46	–	–	–	
Rainy-Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.36	1	0.548	–	–	–	12.98	5	<b>0.02</b>	–	–	–	
Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2.24	1	0.134	–	–	–	3.29	5	0.66	–	–	–	
Dry-Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.01	1	0.915	–	–	–	1.29	5	0.94	–	–	–	
<i>Rotifers</i>	48.44	1	<b>&lt;0.001</b>	1.69	3	0.640	17.96	5	<b>0.003</b>	4.09	3	0.251	7.39	5	0.19	17.63	15	0.283	17.30	15	0.301	
Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	13.92	1	<b>&lt;0.001</b>	–	–	–	7.33	5	0.197	–	–	–	
Rainy-Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	12.39	1	<b>&lt;0.001</b>	–	–	–	4.04	5	0.544	–	–	–	
Dry	–	–	–	–	–	–	–	–	–	4.81	1	<b>0.028</b>	–	–	–	11.31	5	<b>0.046</b>	–	–	–	
Dry-Rainy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	21.83	1	<b>&lt;0.001</b>	–	–	–	11.57	5	<b>0.041</b>	–	–	–	

**Table 5:** Results of ANOVA of linear models of density prediction factors for the total zooplankton community and different zooplankton groups (cladocerans, copepods, testate amoebae, and rotifers). Sum Sq: Sum of squares; Df: degrees of freedom; p: probability of significance.

	DAM				SEASON				SITE			
	Sum Sq	Df	F value	p	Sum Sq	Df	F value	p	Sum Sq	Df	F value	p
<i>All zooplankton</i>	509.72	1	175.57	<b>&lt;0.001</b>	26.42	3	3.03	<b>0.035</b>	34.61	5	2.38	<b>0.047</b>
<i>Cladocerans</i>	753.97	1	135.27	<b>&lt;0.001</b>	16.33	3	0.98	0.409	50.86	5	1.83	0.119
<i>Copepods</i>	1021.8	1	210.31	<b>&lt;0.001</b>	8.80	3	0.60	0.615	80.43	5	33.11	<b>0.010</b>
<i>Testate amoebae</i>	120.91	1	28.21	<b>&lt;0.001</b>	36.59	3	28.46	<b>0.044</b>	19.59	5	0.91	0.477
<i>Rotifers</i>	420.41	1	69.34	<b>&lt;0.001</b>	27.98	3	1.54	0.212	53.21	5	1.76	0.133

**Table 6:** Results of ANOVA of linear models of the interaction of density prediction factors for the zooplankton community and different zooplankton groups (cladocerans, copepods, testate amoebae, and rotifers). Sum Sq: Sum of squares; Df: degrees of freedom; p: probability of significance.

	DAM:SEASON				DAM:SITE				SEASON:SITE				DAM:SEASON:SITE			
	Sum Sq	Df	F value	p	Sum Sq	Df	F value	p	Sum Sq	Df	F value	p	Sum Sq	Df	F value	p
<i>All zooplankton</i>	19.12	3	2.20	0.096	10.35	5	0.71	0.616	27.04	15	0.62	0.848	24.25	15	0.56	0.898
Rainy	156.05	1	125.75	<0.001	–	–	–	–	9.86	5	1.59	0.213	–	–	–	–
Rainy-Dry	149.80	1	69.66	<0.001	–	–	–	–	18.25	5	1.70	0.186	–	–	–	–
Dry	56.61	1	9.40	0.007	–	–	–	–	17.81	5	0.59	0.707	–	–	–	–
Dry-Rainy	166.39	1	75.72	<0.001	–	–	–	–	15.59	5	1.42	0.265	–	–	–	–
<i>Cladoceran</i>	45.16	3	2.70	0.052	26.61	5	0.95	0.451	41.41	15	0.50	0.936	50.08	15	0.60	0.866
Rainy	152.49	1	26.22	<0.001	–	–	–	–	26.30	5	0.90	0.500	–	–	–	–
Rainy-Dry	345.87	1	98.07	<0.001	–	–	–	–	17.56	5	1.00	0.448	–	–	–	–
Dry	88.17	1	13.83	0.002	–	–	–	–	19.55	5	0.61	0.691	–	–	–	–
Dry-Rainy	212.59	1	32.31	<0.001	–	–	–	–	28.60	5	0.87	0.521	–	–	–	–
<i>Copepods</i>	70.02	3	4.80	0.004	38.70	5	1.59	0.173	62.13	15	0.85	0.618	42.12	15	0.58	0.882
Rainy	319.95	1	171.11	<0.001	–	–	–	–	19.54	5	2.09	0.114	–	–	–	–
Rainy-Dry	394.10	1	360.04	<0.001	–	–	–	–	13.94	5	2.55	0.065	–	–	–	–
Dry	79.70	1	9.92	0.006	–	–	–	–	67.62	5	1.68	0.190	–	–	–	–
Dry-Rainy	298.06	1	35.33	<0.001	–	–	–	–	38.49	5	0.91	0.495	–	–	–	–
<i>Testate amoebae</i>	23.27	3	1.81	0.153	5.53	5	0.26	0.934	47.15	15	0.73	0.743	52.56	15	0.82	0.655
Rainy	39.31	1	6.17	0.023	–	–	–	–	14.84	5	0.47	0.797	–	–	–	–
Rainy-Dry	25.94	1	7.24	0.015	–	–	–	–	38.18	5	2.13	0.108	–	–	–	–
Dry	3.86	1	0.63	0.437	–	–	–	–	4.60	5	0.15	0.977	–	–	–	–
Dry-Rainy	75.07	1	0.63	<0.001	–	–	–	–	9.58	5	1.74	0.176	–	–	–	–

<i>Rotifers</i>	26.62	3	1.46	0.232	21.44	5	0.71	0.620	50.01	15	0.55	0.903	76.33	15	0.84	0.632
Rainy	117.75	1	26.51	<b>&lt;0.001</b>	–	–	–	–	17.31	5	0.79	0.578	–	–	–	–
Rainy-Dry	126.76	1	29.17	<b>&lt;0.001</b>	–	–	–	–	15.88	5	0.73	0.609	–	–	–	–
Dry	35.86	1	4.85	<b>0.041</b>	–	–	–	–	44.68	5	1.21	0.345	–	–	–	–
Dry-Rainy	166.66	1	20.66	<b>&lt;0.001</b>	–	–	–	–	26.50	5	0.66	0.660	–	–	–	–

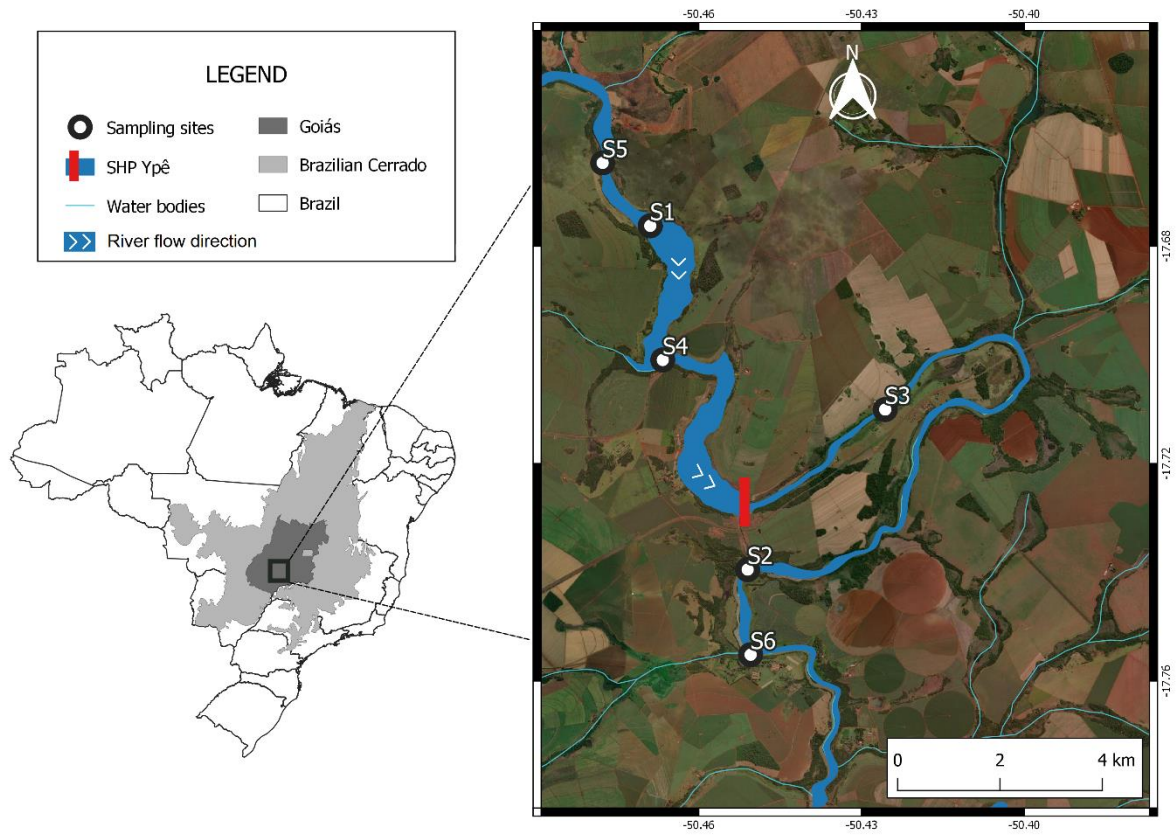
**Table 7:** R<sup>2</sup> values and PERMANOVA significance for zooplankton community and factors: DAM (pre-operational and operational phase), SEASON (seasonal period), SITE (sampling sites: S1–S6) and their interactions.

	DAM		SEASON		SITE		DAM:SEASON		DAM:SITE		SEASON:SITE		DAM:SEASON:SITE		Residual
	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>
	<b>0.143</b>	<0.001	<b>0.040</b>	0.010	0.029	0.881	<b>0.032</b>	0.044	0.034	0.619	0.092	0.958	0.100	0.793	0.531
Rainy	–	–	–	–	–	–	<b>0.212</b>	<0.001	–	–	0.145	0.423	–	–	0.517
Rainy-Dry	–	–	–	–	–	–	<b>0.229</b>	<0.001	–	–	0.095	0.971	–	–	0.571
Dry	–	–	–	–	–	–	<b>0.127</b>	0.002	–	–	0.160	0.466	–	–	0.572
Dry-Rainy	–	–	–	–	–	–	<b>0.156</b>	<0.001	–	–	0.101	0.975	–	–	0.570

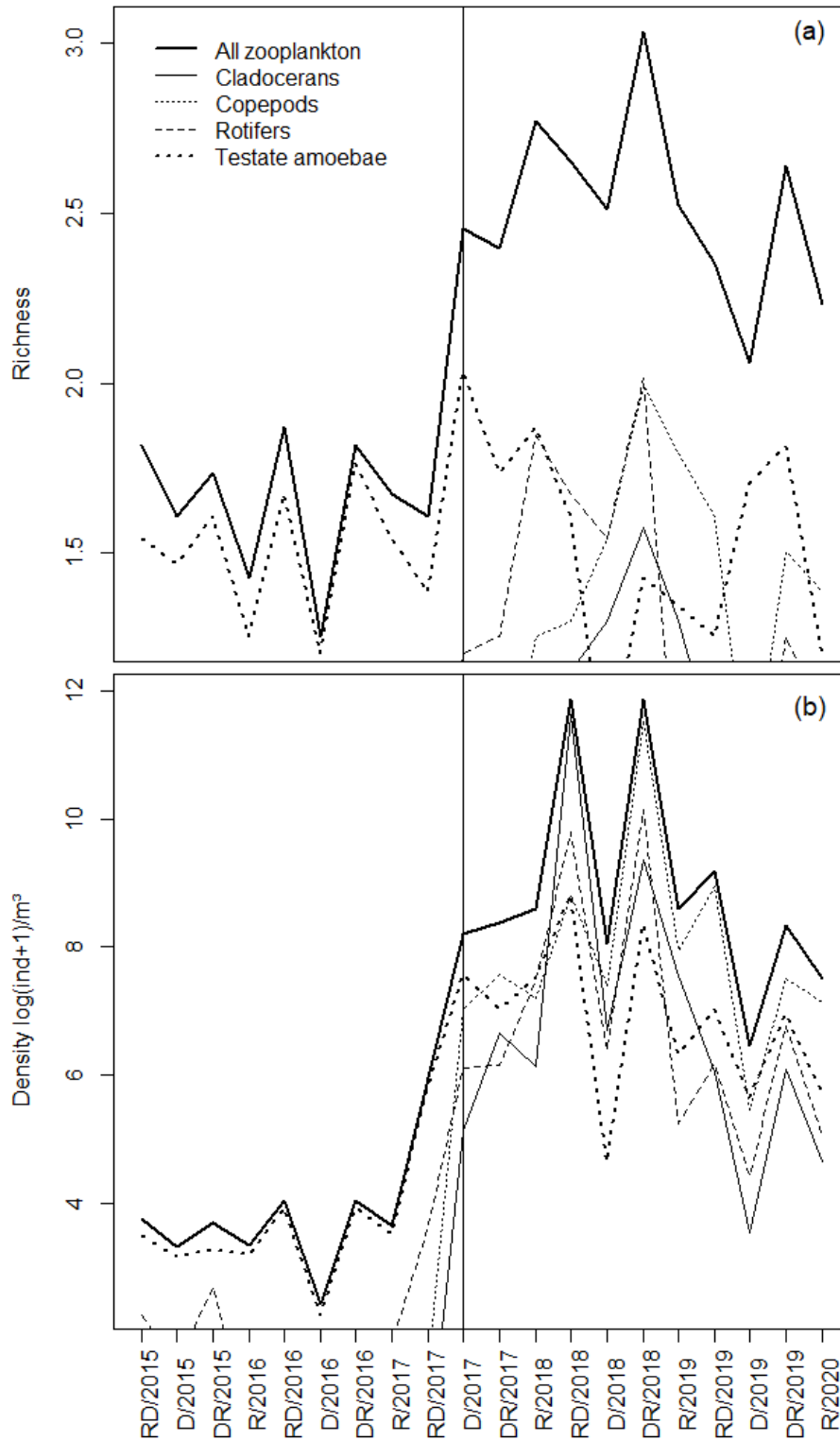
Numbers in bold type are significant at  $p \leq 0.05$ .



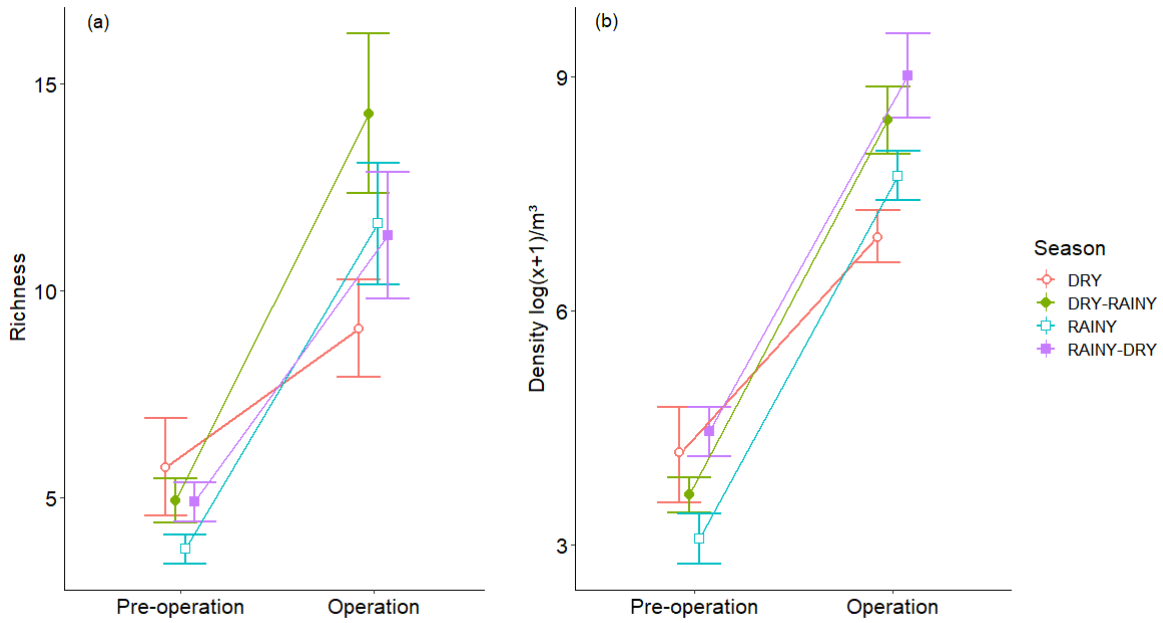
## Figure Captions



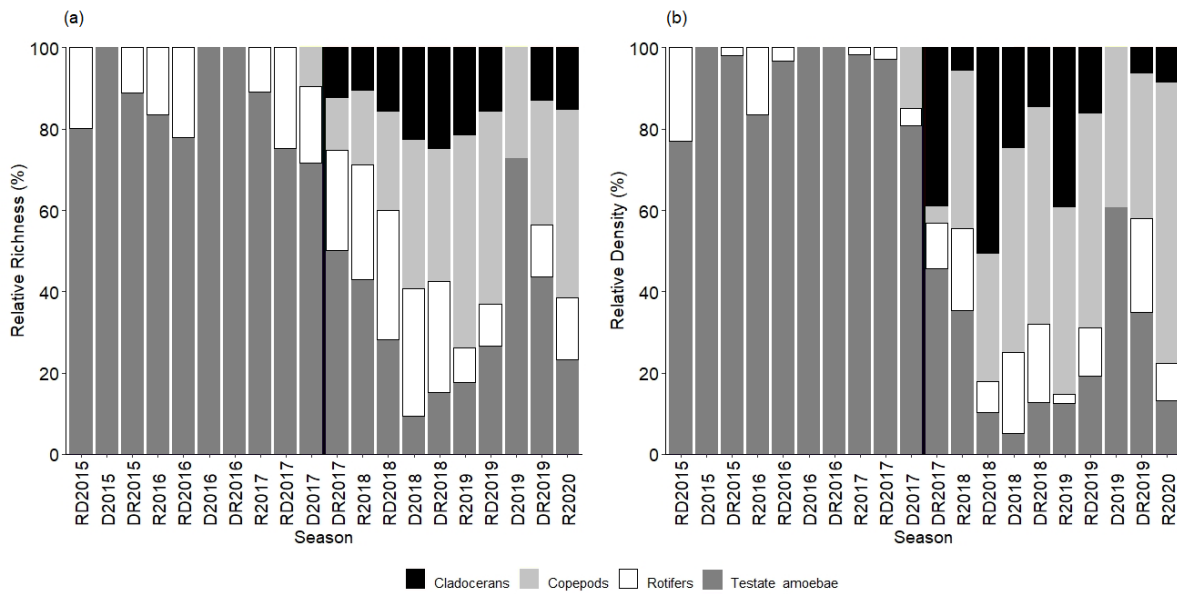
**Fig. 1** Location of sampling sites along the Verdão River in areas influenced by the Ypê small hydroelectric plant



**Fig. 2** Richness (a) and density (b) time series of the total zooplankton community and zooplankton groups from 2015 to 2020, based on mean values across the six sampling sites (S1–S6) in the Verdão River. The vertical line indicates when the SHP started operating. R: rainy season; RD: rainy–dry transitional period; D: dry period; DR: dry–rainy transition period



**Fig. 3** Richness (a) and density (b) of all zooplankton in the pre-operational and operational phases of Ypê SHP, based on mean values of the six sampled sites (S1–S6) in the rainy, dry, rainy–dry and dry–rainy seasons. Error bars represent the standard errors of the means



**Fig. 4** Relative richness (a) and density (b) (%) of zooplankton groups from 2015 to 2020, based on the median values of the six sampling sites (S1–S6) in the Verdão River. The vertical black line indicates when the SHP started operating. R: rainy season; RD: rainy–dry transition period; D: dry period; DR: dry–rainy transition period

## **Declarations**

### **Funding**

This work was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES; scholarship to PRCR) and the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq; productivity fellowships to LCGV).

### **Conflicts of interest/Competing interests**

The authors have no financial or non-financial interests to disclose, neither conflicts/competing interests to declare, directly or indirectly, in the subject matter or materials discussed in this manuscript.

### **Data availability**

The data that supports the findings of this study belongs to Santa Helena Energia S/A company. Therefore, restrictions apply to the availability of these data, which were used under license for the current study, and are not publicly available.

### **Code availability (software application or custom code)**

Our R script are available upon request.

### **Author's contributions**

PRCR, CAS and LCVG have planned the study. PRCR and CAS conducted the statistical analysis. PRCR wrote the first draft of the manuscript. All authors have contributed to the refinement of the study and have seen, approved, and agreed to its submission to *Hydrobiologia*.

### **Ethics approval**

Not applicable.

### **Consent to participate and for publication**

Not applicable.

## Impacts of a small hydropower plant on the zooplankton community

Paula dos Reis Chaves Roriz<sup>1\*</sup>, Carla Albuquerque de Souza<sup>1</sup>, Ludgero Cardoso Galli Vieira<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas – NEPAL/UnB – Brazil. Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília – 73345-010 – Brazil. Email: paula.roriz@live.com \*Corresponding author.

### SUPPORTING INFORMATION

**Table A1.** Zooplankton taxa identified in Verdão River from 2015 to 2020 and their densities (ind/m<sup>3</sup>) expressed as total, mean, and standard error (SE) across all sites (S1 to S6) and time points.

Group/family	Taxa	Total	Mean	Se
<b>Cladocera</b>				
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>	12410	103.42	57.25
	<i>Bosmina longirostris</i>	280	2.33	2.09
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	703127	5859.39	5267.16
Chydoridae	<i>Alona guttata</i>	4370	36.42	33.35
	<i>Chydorus</i> sp.	620	5.17	4.24
	<i>Chydorus sphaericus</i>	210	1.75	1.67
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	11357	94.64	44.44
	<i>Daphnia gessneri</i>	6858	57.15	35.41
Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	333	2.78	2.78
Macrothricidae	<i>Macrothrix spinosa</i>	1260	10.50	5.56
Moinidae	<i>Moina minuta</i>	18476	153.97	59.36
Sididae	<i>Diaphanosoma</i> sp.	13460	112.17	57.38
<b>Copepod</b>				
Cyclopidae	<i>Mesocyclops</i> sp.	584	4.87	2.57
	<i>Microcyclops</i> sp.	518	4.31	3.05
	<i>Nauplius (cyclopidae)</i>	523012	4358.44	2821.01
	<i>Thermocyclops decipiens</i>	1679	13.99	8.19
	<i>Thermocyclops minutus</i>	9504	79.20	47.22

Diaptomidae	<i>Argyrodiaptomus</i> sp.	56161	468.01	197.64
	<i>Copepodito (diaptomidae)</i>	39751	331.26	197.20
	<i>Copepodito (cyclopidae)</i>	92302	769.19	449.66
	<i>Nauplius (diaptomidae)</i>	31260	260.50	141.48
	<i>Notodiaptomus</i> sp.	15550	129.58	53.68
<b>Rotifer</b>				
Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.	150	1.25	1.25
Brachionidae	<i>Anuraeopsis fissa</i>	4406	36.72	33.42
	<i>Anuraeopsis</i> sp.	5000	41.67	33.96
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	110	0.92	0.84
	<i>Brachionus dolabratus</i>	4000	33.33	33.33
	<i>Brachionus falcatus</i>	567	4.72	3.26
	<i>Brachionus mirus</i>	4420	36.83	33.41
	<i>Brachionus quadridentatus</i>	4000	33.33	33.33
	<i>Keratella americana</i>	867	7.22	3.91
	<i>Keratella cochlearis</i>	8563	71.36	46.98
	<i>Plationus patulus patulus</i>	20	0.17	0.17
	<i>Plationus patulus</i> var. <i>Macracanthus</i>	5167	43.06	33.82
	<i>Platyias quadricornis</i>	483	4.03	3.04
Epiphanidae	<i>Epiphanes</i> sp.	1210	10.08	10.00
Euchlanidae	<i>Dipleuchlanis</i> sp.	3341	27.84	13.40
Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i>	10279	85.66	47.34
Flosculariidae	<i>Ptygura</i> sp.	250	2.08	2.08
Hexarthridae	<i>Hexarthra mira</i>	9220	76.83	47.33
Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	8777	73.14	36.41
	<i>Lecane cornuta</i>	4450	37.08	33.36
	<i>Lecane curvicornis</i>	8454	70.45	46.95
	<i>Lecane elsa</i>	2027	16.89	11.28
	<i>Lecane hornemanni</i>	20	0.17	0.12
	<i>Lecane leontina</i>	517	4.31	3.56
	<i>Lecane luna</i>	617	5.14	3.65
	<i>Lecane lunaris</i>	1065	8.88	7.03

	<i>Lecane pyriformis</i>	803	6.69	6.67
	<i>Lecane quadridentata</i>	4010	33.42	33.33
	<i>Lecane stichaea</i>	100	0.83	0.83
Lepadellidae	<i>Lepadella patella</i>	2118	17.65	8.89
Mytilinidae	<i>Mytilina acanthophora</i>	1233	10.28	7.24
Notommatidae	<i>Cephalodella</i> sp.	333	2.78	2.78
Philodinidae	<i>Philodinidae</i> sp.	32710	272.59	169.72
Synchaetidae	<i>Ploesoma</i> sp.	4000	33.33	33.33
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	87940	732.83	634.53
	<i>Synchaeta</i> sp.	32000	266.67	235.42
Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i>	16010	133.42	133.33
	<i>Testudinella</i> sp.	17900	149.17	105.82
Trichotriidae	<i>Macrochaetus sericus</i>	4010	33.42	33.33
	<i>Trichocerca bicristata</i>	100	0.83	0.83
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	704	5.87	2.80
	<i>Trichocerca similis</i>	893	7.44	3.90
<b>Testate amoebae</b>				
Arcellidae	<i>Arcella conica</i>	10121	84.34	47.49
	<i>Arcella costata</i>	8491	70.76	36.30
	<i>Arcella crenulata</i>	300	2.50	1.86
	<i>Arcella dentata</i>	0	0.00	0.00
	<i>Arcella discoides</i>	969	8.07	4.03
	<i>Arcella hemisphaerica</i>	26269	218.91	107.41
	<i>Arcella megastoma</i>	491	4.09	2.66
	<i>Arcella rota</i>	100	0.83	0.83
	<i>Arcella vulgaris</i>	11947	99.56	37.83
Centropyxidae	<i>Centropyxis aculeata</i>	5305	44.21	11.69
	<i>Centropyxis constricta</i>	749	6.24	3.41
	<i>Centropyxis discoides</i>	3553	29.61	11.48
	<i>Centropyxis ecornis</i>	12742	106.19	35.77
	<i>Centropyxis hirsuta</i>	2776	23.13	9.15
	<i>Centropyxis marsupiformis</i>	2210	18.42	5.15

	<i>Centropyxis platystoma</i>	150	1.25	1.25
Difflogiidae	<i>Difflogia corona</i>	6123	51.03	34.12
	<i>Difflogia elegans</i>	315	2.63	1.86
	<i>Difflogia globularis</i>	0	0.00	0.00
	<i>Difflogia gramen</i>	7467	62.23	34.44
	<i>Difflogia limnetica</i>	1640	13.67	6.05
	<i>Difflogia minuta</i>	738	6.15	3.92
	<i>Difflogia oblonga</i>	10	0.08	0.08
	<i>Difflogia sp.</i>	570	4.75	2.18
	<i>Difflogia urceolata</i>	213	1.78	1.18
	<i>Netzelia muriformis</i>	5496	45.80	33.70
	<i>Suiadifflogia multipora</i>	410	3.42	2.63
	<i>Trinema enchelys</i>	44	0.37	0.16
Euglyphidae	<i>Euglypha sp.</i>	10	0.08	0.08
Lesquereusiidae	<i>Lesquereusia modesta</i>	4144	34.53	33.33
	<i>Lesquereusia spiralis</i>	6260	52.17	35.59
Nebelidae	<i>Nebela sp.</i>	680	5.67	3.10
Trigonopyxidae	<i>Cyclopyxis impressa</i>	20	0.17	0.12

---



## **CAPÍTULO 2. Diversidade beta espacial e temporal zooplanctônica em um reservatório hidrelétrico nas fases de pré-operação e de operação da barragem**

Paula dos Reis Chaves Roriz<sup>1\*</sup>, Carla Albuquerque de Souza<sup>1</sup>, Ludgero Cardoso Galli Vieira<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas – NEPAL/UnB – Brazil. Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília – 73345-010 – Brazil. Email: paula.roriz@live.com

\*Corresponding author.

**Resumo:** Uma das atividades antrópicas que mais impacta a biodiversidade de ecossistemas de água doce é o represamento fluvial, cujas alterações hidrológicas podem impactar a diversidade beta dos organismos aquáticos. A análise da diversidade beta e seus componentes é capaz de indicar mecanismos que estruturam e mantêm as comunidades biológicas, inclusive aqueles induzidos por atividades antropogênicas. Este trabalho teve como objetivo investigar os preditores da diversidade beta espacial (BdivE) e temporal (BdivT) da comunidade zooplanctônica em 20 campanhas de amostragem realizadas entre os anos de 2015 e 2020, realizadas na área de influência de uma Pequena Central Hidrelétrica no Rio Verdão, Goiás, Brasil. Como preditores, testamos a operação da barragem, a sazonalidade, as variáveis ambientais, o fitoplâncton e os coliformes termotolerantes. Estimamos e particionamos a diversidade beta utilizando o índice da família Baselga para dados de abundância. As análises dos preditores de BdivE e BdivT e suas partições foram feitas a partir de modelos lineares de regressão múltipla e Análises de Variância Multivariada Permutacionais, respectivamente. Detectamos altos valores de BdivE e BdivT ao longo de todo estudo, com predominância da variação balanceada de abundância, o que indica que a estruturação da comunidade se deu majoritariamente via filtro de espécies e que o ambiente apresentou habitats heterogêneos no espaço/tempo com baixa limitação de dispersão do zooplâncton. Houve efeito da operação da barragem, mantendo altos os valores de BdivE ao longo do tempo e da BdivT longitudinalmente. Já as variáveis ambientais foram importantes principalmente para os componentes de BdivE, enquanto a sazonalidade pode ter tido o seu efeito preditor abrandado pela operação da barragem.

**Palavras-chave:** componentes da diversidade beta; dissimilaridade, gradiente de abundância; PERMANOVA; região Neotropical; reservatório hidrelétrico.

**Abstract:** One of the human activities that most impacts the biodiversity of freshwater ecosystems is fluvial damming, whose hydrological changes reflect on zooplankton beta diversity. The analysis of beta diversity and its components is capable of indicating mechanisms that structure and maintain biological communities, including those induced by anthropogenic activities. In this context, his study aimed to investigate the predictors of spatial (BdivE) and temporal (BdivT) beta diversity of the zooplankton community between 2015 and 2020 at six sites distributed in the area of influence of a Small Hydroelectric Power Plant in Rio Verdão, Goiás, Brazil. As predictors, we tested the dam operation, seasonality, environmental variables, phytoplankton, and thermotolerant coliforms. We estimated and partitioned beta diversity using the Baselga's index for abundance data. The analysis of BdivE and BdivT predictors and their partitions were performed using linear models and Permutation Multivariate Analysis of Variance, respectively. We detected high BdivE and BdivT values throughout the study, with a balanced variation in abundance predominance, which indicates that the community structuring took place mainly via species sorting and that the environment presented heterogeneous habitats in space/time with low dispersion limitation of zooplankton. There was an effect of the dam operation, maintaining BdivE and BdivT values high over time and longitudinally. Environmental variables were mainly important for the BdivE components, and seasonality may have had its predictive effect softened by the dam operation.

**Keywords:** beta diversity components; dissimilarity, abundance gradients; PERMANOVA; Neotropical region; hydroelectric reservoir.

## Introdução

A diversidade beta pode ser definida como a heterogeneidade na composição e estrutura de uma comunidade entre diferentes locais (diversidade beta espacial) ou entre diferentes períodos (diversidade beta temporal; Tuomisto, 2010a; Anderson et al., 2011; Melo et al., 2011). A dissimilaridade entre as comunidades resulta de diferentes processos ecológicos os quais podem ser melhor investigados quando a diversidade beta é particionada, esclarecendo os mecanismos que estruturam e mantêm as comunidades (Socolar et al., 2016; Du et al., 2021). Além disso, decompor a diversidade beta permite extrair informações relevantes para conservação e manejo que podem não ser evidentes apenas com os valores de diversidade beta (Angeler, 2013)

Dependendo dos objetivos do estudo e dos dados disponíveis, diferentes abordagens podem ser utilizadas para quantificar e particionar a diversidade beta (Tuomisto, 2010b, Carvalho et al, 2011). Para os dados de abundância, Baselga (2013) decompõe a diversidade beta em variação balanceada das abundâncias e gradiente de abundâncias. A variação balanceada das abundâncias se refere à substituição de indivíduos de algumas espécies em uma comunidade pelo mesmo número de indivíduos de espécies diferentes em outra; enquanto que, no gradiente de abundâncias, a dissimilaridade se daria pela perda ordenada de indivíduos entre as comunidades (Baselga, 2017). Essas partições são análogas à substituição de espécies e ao aninhamento, respectivamente, quando são usados dados de presença-ausência (Baselga, 2017). Vale salientar que existem outros índices de diversidade beta com diferenças metodológicas para além das diferenças nas nomenclaturas atribuídas (i.e. índices da família Podani; Podani e Schmera 2011), dificultando a comparação entre trabalhos que utilizam índices distintos (Legendre et al., 2014)

A partir da análise da diversidade beta e de suas partições, é possível inferir sobre os mecanismos subjacentes que promovem a dissimilaridade entre as comunidades, revelando diferentes aspectos do funcionamento ecológico sob condições naturais e alteradas (Legendre et al., 2014). Por exemplo, os mecanismos que geram a substituição de espécies (e sua versão para os dados de abundância - variação balanceada de espécies) podem incluir filtros ambientais, competição e

eventos históricos (Borcard et al., 2018). Ao passo que o padrão de aninhamento (e sua versão para os dados de abundância - gradiente de abundâncias) está relacionado à limitação de dispersão dos organismos, seja pelas características intrínsecas às espécies ou pela distância espacial/temporal das comunidades (Soininen e Kõngäs, 2012). Fato é que as comunidades passam por mudanças estruturais de muitas maneiras diferentes, levando ao desafio de distinguir se estas mudanças podem ser atribuídas a processos naturais subjacentes ou a fatores externos, como atividades antropogênicas (Magurran e Henderson, 2010). Neste sentido, a diversidade beta pode ser uma ferramenta útil no estudo de impactos ambientais (Silva et al., 2021), podendo aumentar, diminuir ou permanecer inalterada dependendo dos processos gerados pelos impactos, culminando na heterogeneização ou homogeneização biótica (Socolar et al., 2016).

Uma das atividades antrópicas que mais impactam a biodiversidade de ecossistemas de água doce em todo o mundo é o represamento fluvial (Dudgeon et al., 2006). O estabelecimento de barragens é responsável por alterar o regime hidrológico do fluxo de água (Fan et al., 2015), levando à formação de diferentes zonas com características físico-químicas distintas (Thorton et al., 1990). Por outro lado, a formação de reservatórios também é capaz de promover a homogeneização de habitats dependendo da escala espacial e temporal (Schmutz e Sendzimir, 2018). Além disso, as barragens também podem interferir na conectividade hidrológica, facilitando ou diminuindo a dispersão de espécies (Havel et al., 2005; Johnson et al., 2008; Fuller et al., 2015). A combinação de tais fatores, junto com as variações sazonais e ambientais, pode reverberar na diversidade beta de organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos, de peixes a algas (Liu et al., 2013; Lansac-Tôha et al., 2019; Rolls et al., 2021), além de macro e microinvertebrados (Soares et al., 2015; Braghin et al., 2018; Vieira et al., 2021; Wang et al., 2021).

O zooplâncton é particularmente sensível às alterações hidrológicas provocadas pelo represamento (Simões et al., 2015), o que pode refletir no aumento ou redução na diversidade beta das comunidades zooplanctônicas entre locais ou entre períodos de tempo (Braghin et al., 2018; Souza et al., 2021; Vieira et al., 2021). Por exemplo, a transição da dinâmica lótica para lântica aumenta o tempo de residência da água enquanto diminui a turbidez e a velocidade da corrente na região

do reservatório formado, condições que geralmente favorecem organismos planctônicos (Czerniawski & Domagała, 2014; Branco et al., 2019). Em contrapartida, as condições de menor trofia e maior fluxo de água na região à jusante da barragem podem reduzir a riqueza e abundância do zooplâncton (Picapedra et al., 2020). Neste contexto, é possível que o represamento provoque um aumento da dissimilaridade das comunidades entre os pontos à montante e à jusante da barragem, ou ainda, entre os períodos anteriores e posteriores ao represamento. Por outro lado, em escalas espaciais e temporais maiores, a diversidade beta pode diminuir, tendo em vista que construção de reservatórios homogeneiza os regimes hidrológicos (Poff et al., 2007), criando condições para a homogeneização da biota aquática (Petesse e Petreere, 2012; Kirk et al., 2020). Deste modo, considerando a rápida reação do zooplâncton às mudanças ambientais devido ao seu curto ciclo de vida (Spoljar, 2013) e sua posição de elo nas cadeias alimentares (Esteves et al., 2011), o monitoramento das diferentes medidas de diversidade desta comunidade apresenta grande potencial como indicador ambiental dos impactos em ambientes represados (Pomari et al., 2018).

Assim, este trabalho teve como objetivo investigar os preditores da beta diversidade espacial e temporal – e suas partições – da comunidade zooplanctônica entre os anos de 2015 e 2020 em seis pontos distribuídos na área de influência da Pequena Central Hidrelétrica Ypê no Rio Verdão, Goiás, Brasil. Dentre os preditores, testamos a operação da barragem, a sazonalidade, as variáveis ambientais, o fitoplâncton e os coliformes termotolerantes. Nós previmos que a diversidade beta espacial do zooplâncton iria variar em resposta à operação da barragem (hipótese 1, H1), aumentando ao longo do tempo (hipótese 2, H2) dada a transição da dinâmica lótica para lântica e a criação de duas regiões distintas nesta área do curso do rio. Quanto à diversidade beta temporal em cada um dos pontos, esperamos que esta varie por efeito do barramento (hipótese 3, H3), especialmente nos pontos localizados no reservatório formado (S1, S4, S5, Figura 1). Também esperamos que as diversidades beta espacial e temporal variem de acordo com a sazonalidade (hipótese 4, H4), tendo em vista a influência da pluviosidade nas características ambientais e, conseqüentemente, nos organismos planctônicos. Por fim, previmos que as variáveis ambientais serão preditoras importantes para a diversidade beta espacial e temporal

(hipótese 5, H5), dado o seu papel como filtro ambiental em ecossistemas de água doce (Liew et al., 2018).

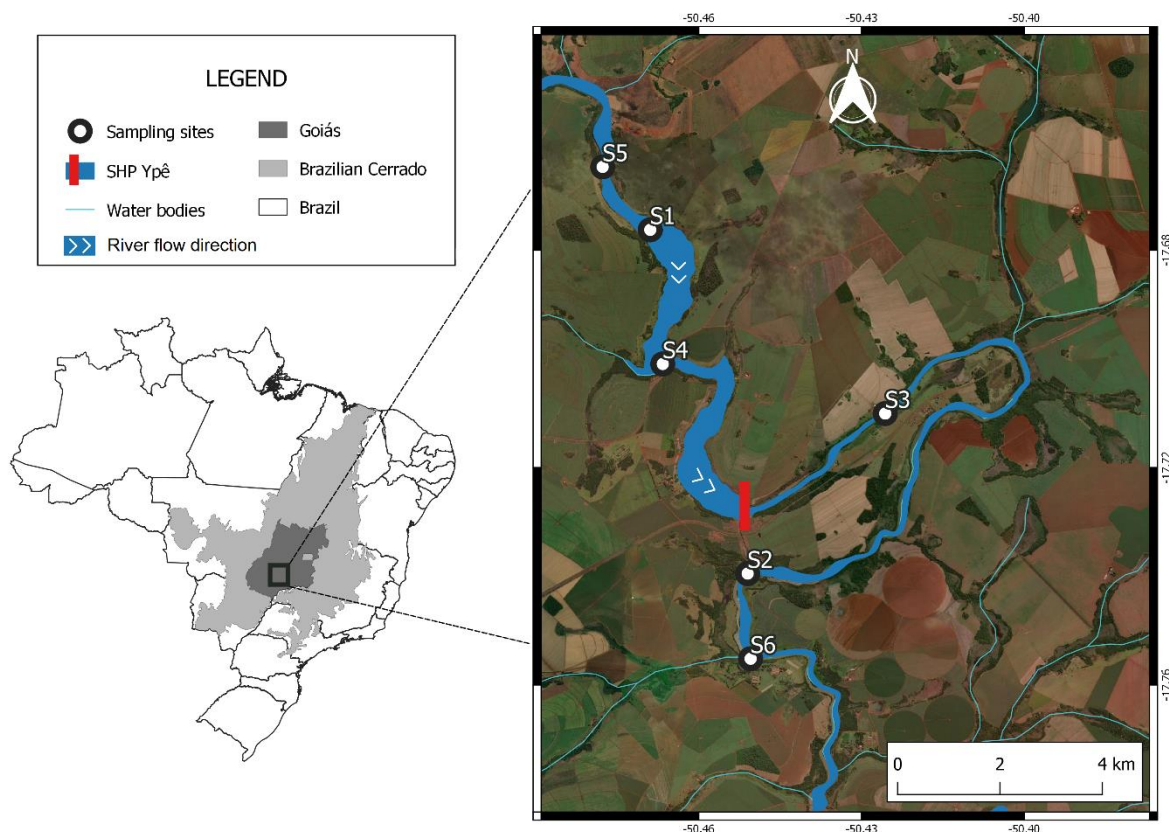
## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O Rio Verdão está inserido na Bacia Hidrográfica do Paraná e percorre o sul do estado de Goiás, no Cerrado brasileiro. Este rio é de um dos principais afluentes da Bacia do Rio dos Bois cuja área de drenagem representa aproximadamente 10% da área do estado (Santos et al., 2006). Próximo à área de estudo, o uso e ocupação do solo se caracteriza pela intensa atividade agropecuária e a utilização da água se destina principalmente ao abastecimento público e privado, diluição de efluentes domésticos e agroindustriais, geração de energia, lazer e atividades de mineração (SEMARH, 2003).

O clima da região é do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen-Geiger, caracterizado pelo clima tropical com estação seca no inverno e pluviosidade concentrada no verão (Cardoso et al., 2014). Na região em que a bacia está inserida, a temperatura média anual oscila entre 20°C e 35°C (SEMARH, 2003). Os meses de temperatura mais elevada e de menores taxas de umidade do ar são setembro e outubro, com temperaturas médias mensais de 25,4°C e 25,6°C, respectivamente (SEMARH, 2003; Lopes Sobrinho et al., 2020); enquanto junho e julho são os meses mais frios, com temperatura média de 20,8°C (Cardoso et al., 2014). A precipitação média anual é de 1.500 mm, com grande variação do volume precipitado ao longo do ano, o que faz com que esta região seja classificada como tendo duas estações bem definidas: seca – de maio a setembro – e úmida – de outubro a abril (Cardoso et al., 2014). Contudo, apesar da sazonalidade das chuvas ser bem marcada, a extensão do período chuvoso varia ao longo dos anos (Nascimento e Novais, 2020) e períodos de transição com características intermediárias entre as estações podem ser observados (Martins et al., 2011). Assim, estabelecemos quatro períodos sazonais para este estudo: chuva (dezembro a março), chuva-seca (abril e maio), seca (junho a setembro) e seca-chuva (outubro e novembro) (e.g. Silveira et al., 2020).

A área de estudo está sob influência da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Ypê, que possui 29.300 kW de capacidade instalada (ANEEL, 2018) e está localizada no município de Santa Helena do Goiás (GO). Com o início das operações comerciais da PCH em setembro de 2017, houve a formação de um reservatório à montante da barragem com área superficial de 3,8 km<sup>2</sup>, volume de cerca de 1.438.000 m<sup>3</sup> e profundidades máxima e média de 12 m e 3,78 m, respectivamente (Figura 1).



**Figura 1:** Mapa da localização dos pontos amostrados durante o monitoramento das áreas de influência da PCH Ypê.

### Coleta

Os dados deste estudo foram coletados, identificados e contabilizados como parte do Projeto Básico Ambiental para a Licença de Funcionamento (LF) da PCH Ypê pela empresa Biota Projetos e Consultoria Ambiental LTDA. As coletas foram realizadas entre 2015 e 2020 em 20 campanhas – 10 na fase pré-operacional e 10 na fase de operação – nos períodos de chuva, chuva-seca, seca e seca-chuva. Foram amostrados 6 pontos no Rio Verdão distribuídos à montante (S1, S4 e S5) e à jusante do barramento (S2, S3 e S6; Figura 1).

Em cada ponto, as amostras de zooplâncton foram coletadas em subsuperfície com baldes de 10L, filtrando 100L de água através de uma rede de plâncton de abertura de malha de 68  $\mu\text{m}$ . As amostras foram preservadas em frascos de polietileno contendo solução final de formaldeído a 5% tamponado com carbonato de cálcio. A identificação do zooplâncton foi realizada com base em literatura específica para cada grupo zooplanctônico - cladóceros (Elmoor-Loureiro, 1997); copépodes (Reid, 1985); rotíferos (Koste, 1978); e amebas testáceas (Vucetich, 1973; Sousa, 2008). Os taxa foram identificados a nível de espécie, sempre que possível, com exceção das formas juvenis e larvais de copépodes, cuja identificação foi feita em nível de família. A densidade zooplanctônica foi estimada em indivíduos/ $\text{m}^3$  pela contagem e identificação dos organismos em câmaras de Sedwigck-Rafter, sob microscópio óptico, usando subamostras de 10% das amostradas concentradas de 100 mL. Posteriormente, novas subamostras foram analisadas a fim de registrar espécies ainda não observadas na análise quantitativa até que não houvesse novos registros.

Para a análise quantitativa do fitoplâncton, cuja riqueza, densidades e diversidade beta foram utilizadas como variável preditora neste estudo, foram coletadas amostras de 100 mL de água em subsuperfície diretamente com o frasco de coleta. Em seguida, estas foram fixadas com solução de lugol acético a 1% e armazenadas ao abrigo da luz até o momento de análise. A densidade do fitoplâncton foi estimada em indivíduos/mL pelo método de Utermöhl (Utermöhl, 1958) em microscópio invertido, com tempo de sedimentação de pelo menos uma hora para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983). Para o estudo qualitativo, as amostras foram coletadas por meio de rede de plâncton com 20  $\mu\text{m}$  de abertura de malha, mantida na posição horizontal contra o fluxo do rio e fixadas com solução de Transeau (Bicudo e Menezes, 2006). A identificação taxonômica dos organismos foi realizada a nível de espécie, sempre que possível, e em microscópio óptico com um aumento de 400x.

Para as variáveis ambientais, as amostras de água foram coletadas com frascos de polietileno na subsuperfície da coluna d'água, no início da manhã, e analisadas de acordo com os métodos apresentados da Tabela 1. Condutividade e



pH foram medidas *in situ*, enquanto as demais variáveis foram analisadas em laboratório.

Tabela 1: Variáveis ambientais coletadas, seus respectivos métodos de medição e unidade de medida. NMP = número mais provável.

Variáveis	Métodos (APHA, 2005)	Unidade de medida
Fósforo Total (PT)	4500-P B E: método do ácido ascórbico	mg/L
Nitrogênio Total (NT)	Norg C: método de Kjeldahl	mg/L
Oxigênio Dissolvido (od)	4500 O C: método de Winkler com modificação de azida sódica	mg/L
pH	4500 – H+: medição eletrométrica	
Sílica	4500 – SiO <sub>2</sub> : método do molibdato de amônio	mg/L
Sólidos Suspensos (SS)	2540 D: método dos sólidos suspensos totais	mg/L
Coliformes Termotolerantes (colif)	9221 E: determinação quantitativa pela técnica de tubos múltiplos	NMP/100mL
Condutividade elétrica (cond)	2510 B: medição eletrométrica	µs/cm

## Análise estatística

### Variáveis ambientais

Para examinar as relações entre as variáveis ambientais, realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA; Legendre e Legendre, 2012) para cada um dos seis pontos amostrados e para todo o período de estudo (Ver material suplementar Figuras S1 e S22), esta última com os valores médios das variáveis ambientais entre os seis pontos para cada campanha (função *PCA*; pacote *FactoMineR*; Lê et al., 2008). Para estas análises, os dados foram previamente padronizados com a função *deconstand* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2022).

### Diversidade beta espacial (para avaliação de H1, H2, H4 e H5)

Nós calculamos a diversidade beta entre os pontos amostrados (S1 a S6) para cada uma das 20 campanhas a partir dos dados de abundância (transformados em  $\log(x+1)$ ), usando o coeficiente de dissimilaridade de diferença percentual (também conhecido como índice de Bray-Curtis; Figura 2) com a função *beta.div.comp* (pacote *adespatial*; Dray et al., 2022). Com este índice de dissimilaridade, o valor máximo que a beta diversidade total pode assumir é de 0,5, indicando que as comunidades de todos os pontos têm estruturas totalmente diferentes; enquanto o valor mínimo, que é 0, significa que os pontos apresentam exatamente a mesma estrutura (Legendre e

De Caceres, 2013; Borcard et al., 2018). Usando a mesma função, também particionamos a diversidade beta nas formas quantitativas dos componentes da família Baselga em Variação balanceada da abundância e Gradiente de abundância (Legendre, 2014; Baselga, 2017).

Como preditores qualitativos, nós designamos como fatores a barragem (fases pré-operacional e operacional; para avaliar H1) e as estações (chuva, chuva-seca, seca e seca-chuva; para avaliar H4). Com relação aos preditores ambientais (para testar H5), determinamos a heterogeneidade ambiental entre os pontos (Camb) como a distância média do centróide das variáveis ambientais por meio da PERMDISP (Anderson, 2006) com a função *betadisper*, pacote *vegan*. Para esta análise, calculamos uma matriz de distância euclidiana com as variáveis ambientais previamente padronizadas (funções *vegdist* e *deconstand*, pacote *vegan*). Os demais preditores ambientais (Tabela 1) foram estimados de forma isolada como a média dos valores entre os pontos para cada campanha. A diversidade beta do fitoplâncton e suas respectivas partições foram calculadas do mesmo modo que do zooplâncton e os valores utilizados como variáveis preditoras.

Para avaliar os preditores da diversidade beta espacial e de suas partições ao longo do tempo, nós usamos modelos lineares de regressão múltipla. Antes de iniciar a construção dos modelos, selecionamos os preditores que não apresentavam multicolinearidade com base nos fatores de inflação de variância (VIF), mantendo aqueles cujos valores de *vif* eram menores do que 10 (função *vif*, pacote *usdm*; Naimi et al., 2014) (Zuur et al., 2009; Chatterjee e Hadi, 2013). Também transformamos um dos preditores (coliformes termotolerantes) em  $\log(x+1)$  para minimizar o efeito de valores extremos e reduzir a variância residual dos modelos (Legendre & Legendre, 2012). Com isso, nós criamos um modelo linear “global” contendo todas as variáveis explanatórias selecionadas: barragem, estações, heterogeneidade ambiental, fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos, condutividade, pH, coliformes termotolerantes ( $\log x+1$ ), riqueza do fitoplâncton, diversidade beta do fitoplâncton e suas partições. A partir disso, foi realizada uma seleção automatizada dos melhores modelos com subconjuntos do modelo “global” com base no critério de informação Akaike de segunda ordem (AICc) usando a função *dredge*, pacote *MuMIn* (Barton, 2022). Nós estabelecemos um limite mínimo de 3 variáveis preditoras para

os subconjuntos do modelo global, sendo que os fatores barragem e sazonalidade permaneceram sempre como variáveis fixas e, portanto, foram incluídas em todos os modelos testados (Ver Tabela 2).

Para a diversidade beta espacial total (BdivE), verificamos que o melhor modelo (aquele de menor valor de AICc) apresentava resíduos com Distância de Cook menor do que 1 (função *cook.distance*, pacote *stats*; R Core Team, 2021), bem como resíduos normais, homoscedásticos e não autocorrelacionados respectivamente com os testes de Shapiro-Wilk ( $p=0,121$ ; função *shapiro.test*, pacote *stats*), Breusch-Pagan ( $p=0,370$ ; função *bptest*, pacote *lmtest*; Zeileis e Hothorn, 2002) e Durbin-Watson ( $p=0,702$ ; função *durbinWatsonTest*, pacote *car*; Fox e Weisberg, 2019). Para os modelos de Variação balanceada da abundância (BbalE) e Gradiente de abundância (BgraE), também constatamos resíduos com Distância de Cook menor do que 1, normalidade ( $p=0.081$ ,  $p=0.999$ ), homocedasticidade ( $p=0.994$ ,  $p=0.403$ ) e não autocorrelacionados ( $p=0.770$ ,  $p=0.976$ ), respectivamente. Os melhores modelos de diversidade beta e suas partições foram testados com uma ANOVA, tipo II (função *Anova*, pacote *car*).

#### *Diversidade beta temporal (para avaliação de H3, H4 e H5)*

Para cada um dos seis pontos de amostragem, estimamos a diversidade beta temporal (BdivT) como a dissimilaridade entre os pares de campanhas (C1 a C20) calculada a partir dos dados de abundância da comunidade zooplânctonica usando o índice de Bray-Curtis (Figura 3) com a função *beta.div.comp* (pacote *adespatial*; Legendre, 2014). As dissimilaridades foram automaticamente transformadas em raiz quadrada pela função *beta.div.comp*, tendo em vista que o índice de Bray-Curtis não é euclidiano (Legendre e De Cáceres, 2013). As partições quantitativas da diversidade beta de Baselga foram estimadas como as matrizes da variação balanceada da abundância (BbalT) e do gradiente de abundância (BgraT) (Legendre, 2014; Baselga, 2017).

Para investigar as variáveis explicativas da variação temporal da diversidade beta do zooplâncton e seus componentes, nós realizamos, para cada um dos pontos amostrados, uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA; Anderson, 2001) baseada na matriz de distância da diversidade beta (e suas

partições) obtidas na função *beta.div.comp*. Para tal, usamos a função *adonis2* do pacote *vegan*, com 999 permutações para estimativa dos valores de *p*. Os preditores analisados foram: barragem (para testar H3), sazonalidade (para testar H4), fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, sílica, sólidos suspensos, pH, riqueza e abundância total do fitoplâncton e coliformes termotolerantes (para testar H5). Este último foi transformado em  $\log(x+1)$  para diminuir o efeito de valores extremos. Em conjunto com cada uma das PERMANOVAs, realizamos um teste permutacional de dispersão multivariada dos dados (PERMIDISP; função *betadisper*, pacote *vegan*), verificando que dados apresentam dispersão homocedástica nos grupos e, portanto, não interferem nos resultados de significância das PERMANOVAs realizadas (Anderson, 2006).

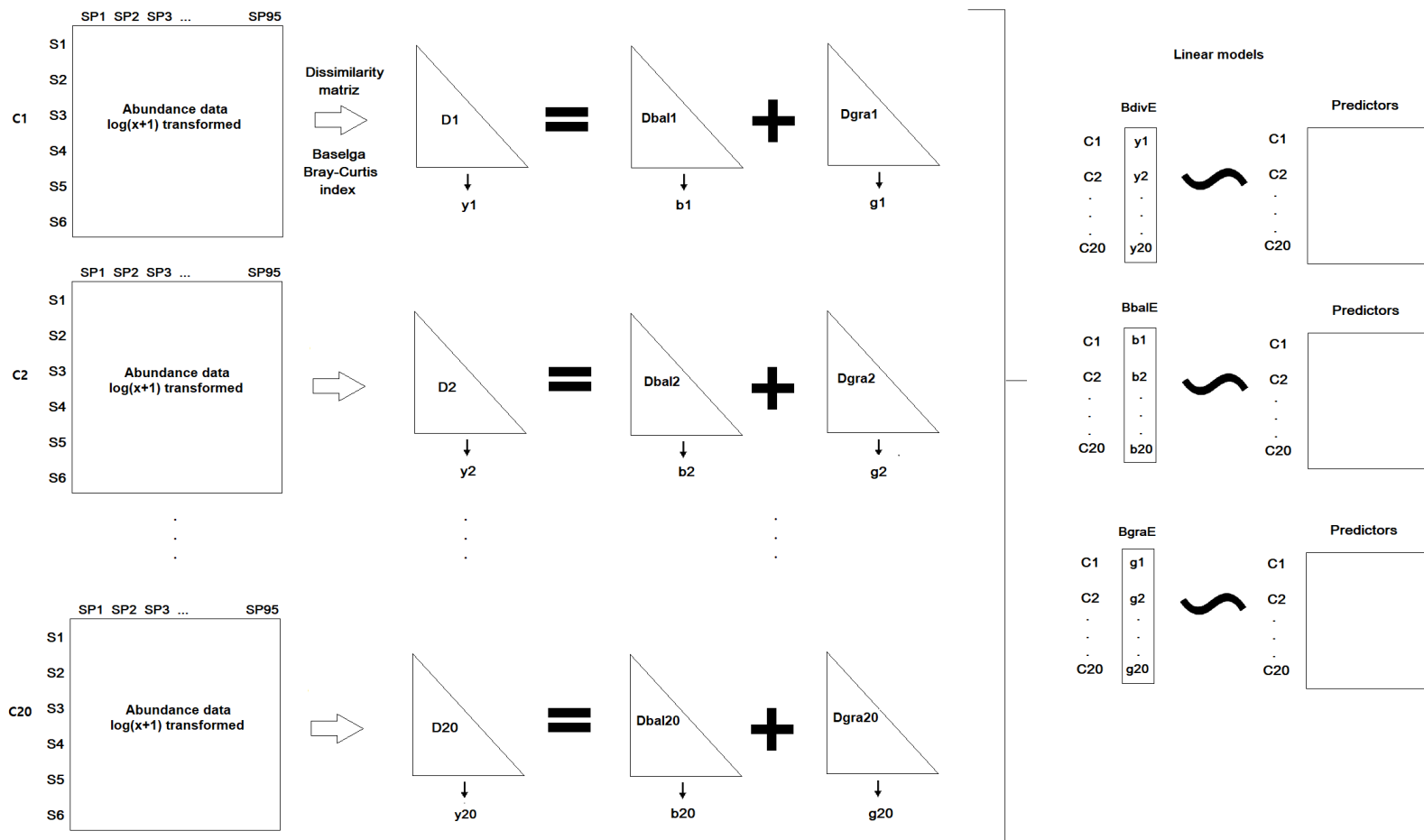


Figura 2: Representação esquemática da mensuração da diversidade beta espacial (BdivE) e dos componentes da diversidade beta da família Baselga - variação balanceada da abundância (BbalE) e gradiente de abundância (BgraE) - e dos modelos lineares de regressão múltipla realizados para investigar os preditores que explicam a variação da diversidade beta espacial do zooplâncton e de suas partições ao longo do tempo. C1 a C20 = campanhas realizadas; S1 a S6: pontos amostrados; SP1 a SP95 = espécies zooplânctônicas; D1 a D20 = matrizes de distância da diversidade beta de Baselga calculadas a partir do índice de Bray-Curtis; y1 a y20 = diversidade beta espacial de cada uma das campanhas; Dbal1 a Dbal20 = matrizes de distância da variação balanceada da abundância; b1 a b20 = valores da variação balanceada da abundância de cada uma das campanhas; Dgra1 a Dgra20 = matrizes de distância do gradiente de abundância; g1 a g20 = valores do gradiente de abundância de cada uma das campanhas.

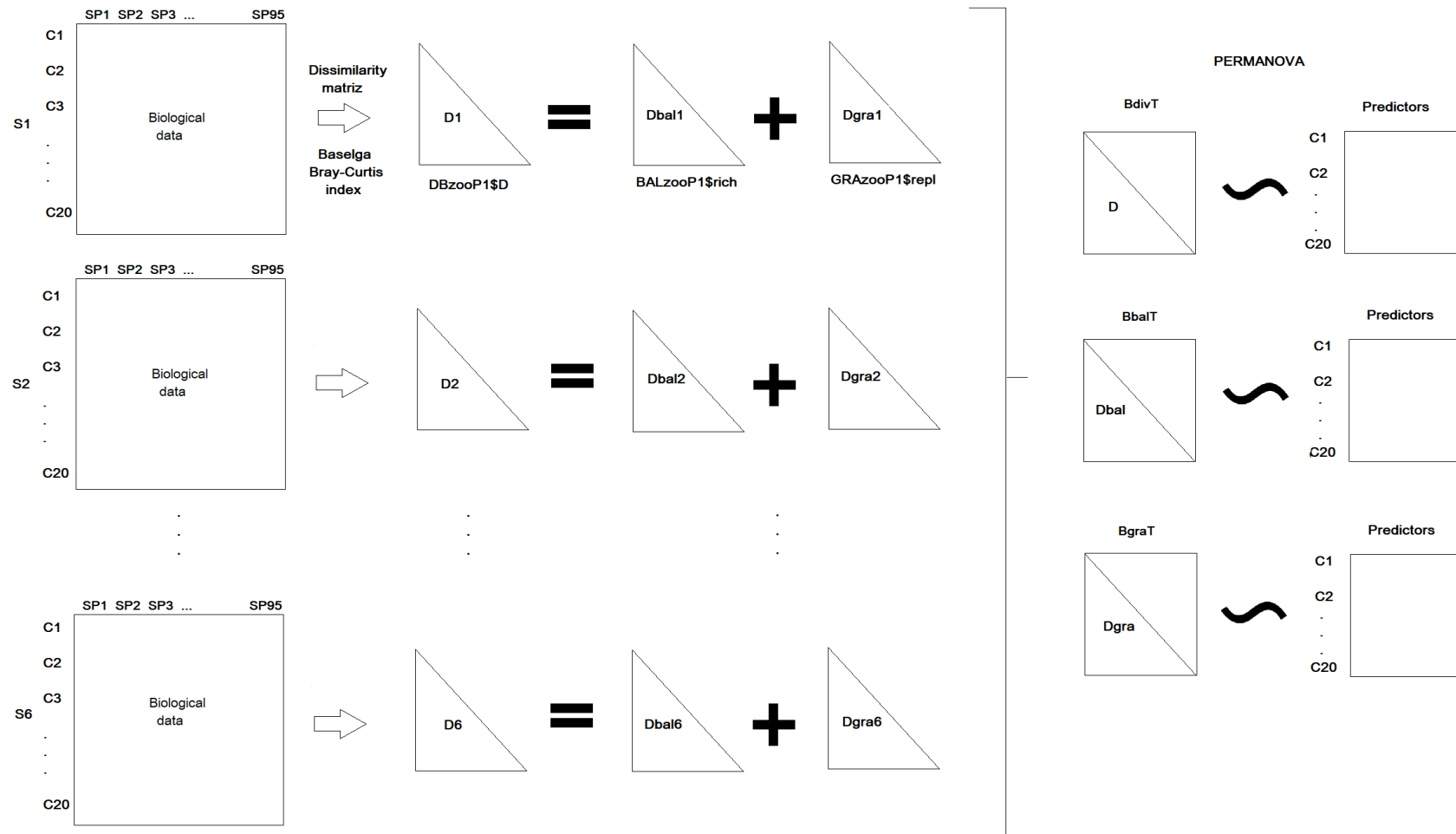


Figura 3: Representação esquemática da mensuração da diversidade beta temporal (BdivT) e dos componentes da diversidade beta da família Baselga - variação balanceada da abundância (BbalT) e gradiente de abundância (BgraT) - e das análises de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) realizadas para investigar os preditores que explicam a variação temporal nas diversidades do zooplâncton em cada um dos pontos amostrados. S1 a S6: pontos amostrados; C1 a C20 = campanhas realizadas; SP1 a SP95 = espécies zooplancônicas; D1 a D6 = matrizes de distância da diversidade beta de Baselga calculadas a partir do índice de Bray-Curtis; Dbal1 a Dbal6 = matrizes de distância da variação balanceada da abundância; Dbgra1 a Dgra6 = matrizes de distância do gradiente de abundância

## Resultados

No total, foram identificados 95 taxa de zooplâncton neste estudo, dentre esses 12 eram cladóceros, 10 copépodes, 42 rotíferos e 31 amebas testáceas. Os pontos localizados à montante da barragem apresentaram maior riqueza (S4=77, S1=67 e S5=58), enquanto nos pontos à jusante, encontramos um menor número de taxa (S2=56, S3=52 e S6=45). Os pontos S4 e S5 foram os que apresentaram maior densidade, respectivamente, ao longo do período amostrado (1.423.786 ind/m<sup>3</sup> e 354.340,23 ind/m<sup>3</sup>). Durante o período de chuva-seca e seca-chuva de 2018, foram registradas as maiores densidades (861.404,29 e 860.480 ind/m<sup>3</sup>, respectivamente), enquanto a maior riqueza (48 taxa) foi observada também no período de seca-chuva do mesmo ano (Figura 4).

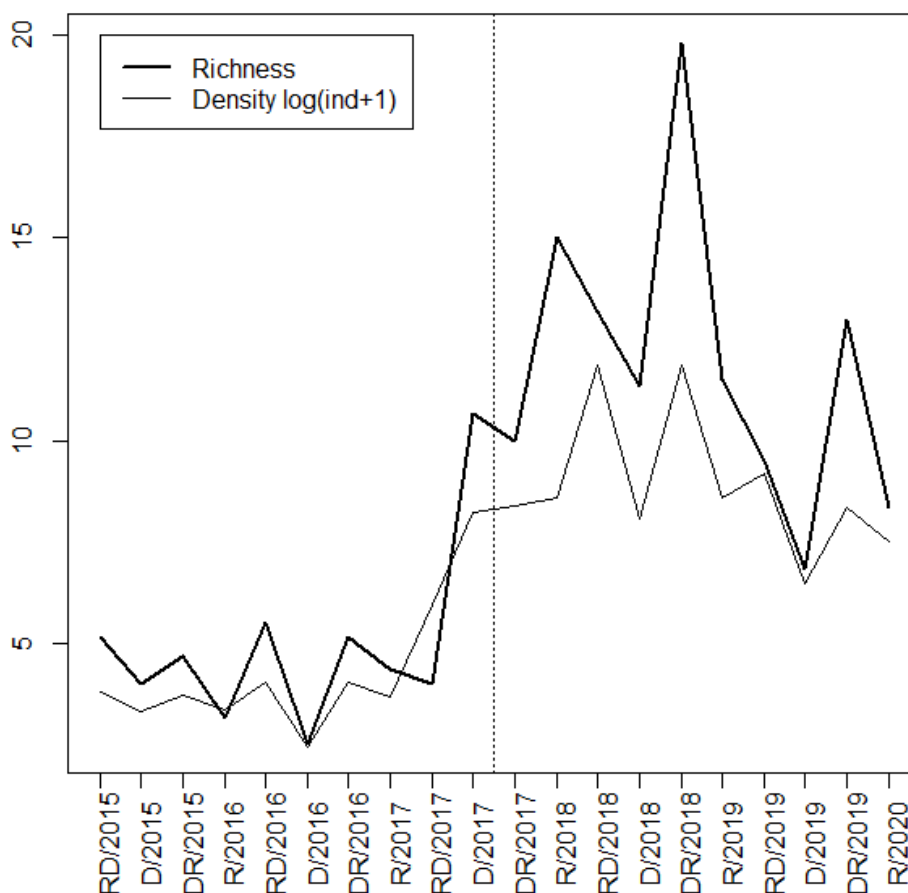


Figura 4: Série temporal da riqueza e da densidade da comunidade zooplancônica de 2015 a 2020, com base em valores médios nos seis locais de amostragem (S1–S6) no Rio Verdão. A linha vertical tracejada sinaliza o período de início da operação da barragem. R: período de chuva; RD: período de transição chuva-seca; D: período de seca; DR: período de transição seca-chuva.

Com relação ao fitoplâncton, foram registradas 299 taxa, dentre eles 111 pertencentes à classe das Bacillariophyceae, 81 das Chlorophyceae, 36 das Cyanobacteria, 27 das Trebouxiophyceae, 16 das Euglenophyceae, 14 das Cryptophyceae, 4 das Synurophyceae, 4 das Dinophyceae e 3 das Chrysophyceae (ver em material suplementar Tabela S2). A maior riqueza de fitoplâncton foi observada no ponto S6 na fase pós operação da barragem durante o período de 2019 (160 taxa) e a maior abundância no mesmo ponto, porém no período de chuva-seca de 2016 (2.652 ind/ml).

#### *Diversidade beta espacial ao longo do tempo*

A diversidade beta espacial do zooplâncton variou de 0,35 a 0,46 (Figura 7), isto é, a variação espacial da comunidade zooplanctônica em cada amostragem oscilou entre 70,% e 92%. O menor valor foi observado durante o período de chuva-seca de 2015 (primeira campanha) e o maior no período de chuva de 2016 (campanha quatro). A maior parte dos valores de BdivE da família Baselga foi atribuída à BbalE entre os pontos, com exceção das campanhas de chuva-seca de 2015 e 2016 e nas de chuva, chuva-seca e seca-chuva de 2018, nas quais a BgraE se tornou o componente principal da beta diversidade espacial (Figura 8). BbalE apresentou variação de 0,14 a 0,40; enquanto o BgraE variou de 0,03 a 0,27. Não observamos nenhuma tendência significativa de aumento ou diminuição nos valores da diversidade beta espacial total (Figura 7) e de suas partições decorrer das campanhas de amostragem (Ver em material suplementar Figura S3 e Tabela S4).

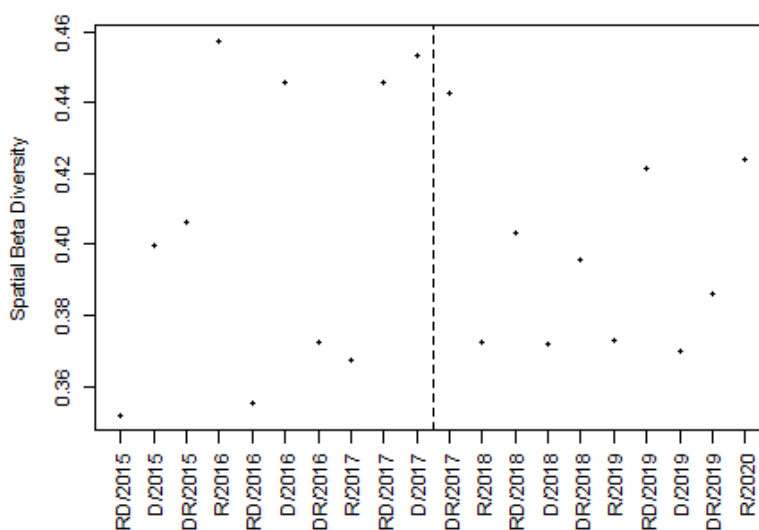




Figura 7: Diversidade beta espacial total por campanha de amostragem. A linha vertical tracejada sinaliza o período de início da operação da barragem. R: período de chuva; RD: período de transição chuva-seca; D: período de seca; DR: período de transição seca-chuva.

Com base nos valores de AICc, o melhor modelo para a análise da variação da BdivE ao longo do tempo para os dados coletados tem como preditores a barragem, a sazonalidade e o oxigênio dissolvido (Tabela 2). No entanto, nenhuma destas variáveis explanatórias apresentou efeito significativo para esta medida de diversidade (Tabela 3). Para a BbalE, o melhor modelo incluiu como preditores a barragem, a sazonalidade, nitrogênio total, sólidos suspensos, condutividade e pH, todos significativos (Tabelas 2 e 3). Já para BgraE, as variáveis independentes selecionadas no melhor modelo foram a barragem, a sazonalidade, sílica, sólidos suspensos e condutividade, sendo que, dentre elas, apenas sazonalidade não foi significativa (Tabelas 2 e 3).

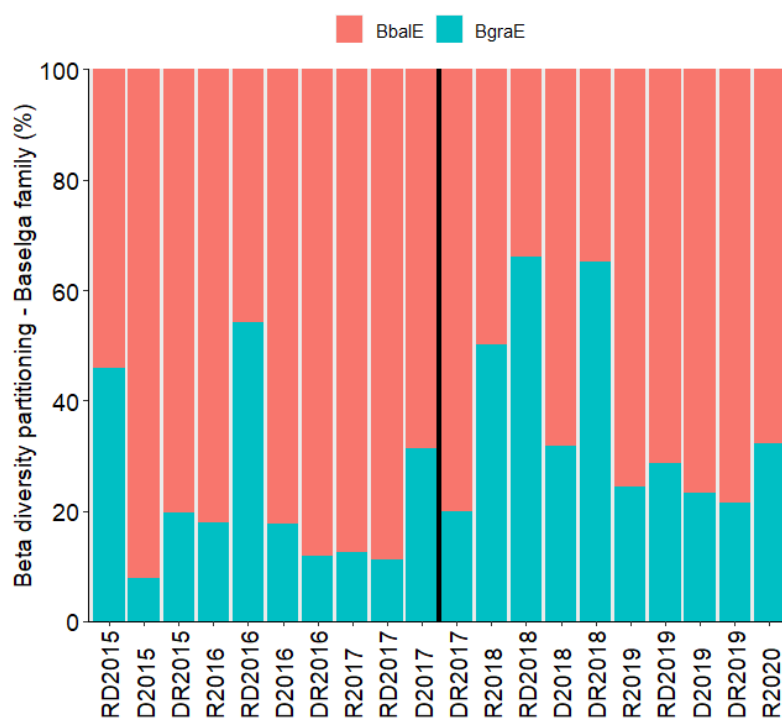


Figura 8: Contribuição dos componentes da diversidade beta para a diversidade beta espacial total em cada uma das 20 campanhas de amostragem. A linha vertical em preto indica quando a PCH iniciou a operação. BbalE = variação balanceada da abundância; BgraE = gradiente de abundância. R: período de chuva; RD: período de transição chuva-seca; D: período de seca; DR: período de transição seca-chuva.

Tabela 2: Os dez melhores modelos de diversidade beta espacial do zooplâncton (BdivE) e de cada uma de suas partições da família Baselga – variação balanceada da abundância (BbaE) e gradiente de abundância (BgraE) – incluindo as variáveis explicativas de cada modelo, ordenados pelo critério de informação Akaike de segunda ordem (AICc). As variáveis com coeficientes significativos dos

melhores modelos estão destacadas em negrito. Dam = fase pré-operacional e operacional; season = período sazonal; Camb = distância do centróide entre as variáveis ambientais; PT = fósforo total; NT = nitrogênio total; od = oxigênio dissolvido; SS = sólidos suspensos; cond = condutividade; colif = coliformes termotolerantes; r\_fito = riqueza do fitoplâncton; Bdiv\_fito = diversidade beta do fitoplâncton; Bbra\_fito = variação balanceada da abundância do fitoplâncton; Bgra\_fito = gradiente de abundância do fitoplâncton.

Diversidade beta espacial (BdivE)				
lm(BdivE~dam+season+Camb+PT+NT+od+silica+SS+log(colif+1)+cond+ pH+Bdiv_fito+ r_fito)				
Preditores fixados	Preditores quantitativos	AICc	delta	weight
dam + season	od	-58,348	0,000	0,120
dam + season	PT	-57,817	0,531	0,092
dam + season	pH	-57,537	0,811	0,080
dam + season	SS	-57,004	1,344	0,061
dam + season	cond	-56,766	1,582	0,054
dam + season	NT	-56,632	1,715	0,051
dam + season	Bdiv_fito	-56,445	1,903	0,046
dam + season	Camb	-56,371	1,976	0,045
dam + season	log(colif+1)	-56,339	2,009	0,044
dam + season	silica	-56,329	2,019	0,044
Variação balanceada da abundância (BbalE)				
lm(BbalE~dam+season+Camb+ PT+NT+od+silica+SS+log(colif+1)+ cond+ pH+Bbal_fito+ r_fito)				
<b>dam + season</b>	<b>NT+SS+cond+pH</b>	-45,933	0,000	0,681
dam + season	NT+silica+SS+cond+pH	-43,330	2,603	0,185
dam + season	NT+silica+SS+cond	-39,372	6,561	0,026
dam + season	silica+SS+cond	-37,759	8,174	0,011
dam + season	NT+SS+log(colif+1)cond+pH	-37,516	8,417	0,010
dam + season	SS+pH	-37,467	8,466	0,010
dam + season	NT+SS+cond+pH+r_fito	-36,996	8,937	0,008
dam + season	Camb+NT+SS+cond+pH	-36,815	9,118	0,007
dam + season	NT+SS+pH	-36,671	9,262	0,007
dam + season	PT+NT+SS+cond+pH	-36,606	9,327	0,006
Gradiente de abundância (BgraE)				
lm(BgraE~dam+season+Camb+ PT+NT +od+silica+SS+log(colif+1)+ cond+ pH+Bgra_fito+ r_fito)				
<b>dam + season</b>	<b>silica+SS+cond</b>	-53,376	0,000	0,697
dam + season	silica+SS	-48,844	4,532	0,072
dam + season	NT+SS+cond+pH	-48,042	5,335	0,048
dam + season	silica+SS+cond+log(colif+1)	-46,680	6,697	0,025
dam + season	silica+SS+cond+r_fito	-46,087	7,289	0,018
dam + season	silica+SS+cond+Nest_fito	-45,752	7,625	0,015
dam + season	silica+SS+cond+pH	-45,316	8,060	0,012
dam + season	Camb+silica+SS+cond	-45,075	8,301	0,011
dam + season	PT+SS+cond+pH	-45,021	8,356	0,011
dam + season	od+silica+SS+cond	-44,938	8,439	0,010

Tabela 3: Resultados das ANOVAs dos modelos lineares da diversidade beta espacial (BdivE) do zooplâncton e de suas partições da família Baselga – variação balanceada da abundância (BbalE) e gradiente de abundância (BgraE). Os resultados estatisticamente significativos estão em negrito. Soma Sq: Soma de quadrados; Df: graus de liberdade; F value: valor de F; p: probabilidade de significância; Residuals: resíduos. Dam = fase pré-operacional e operacional da PCH; season = período sazonal; PT = fósforo total; NT = nitrogênio total; od = oxigênio dissolvido; SS = sólidos suspensos.

lm(BdivE~dam+season+od)					lm(BbalE~dam+season+NT+SS+cond+pH)					lm(BgraE~dam+season+silica+SS+cond)				
	Sum Sq	Df	F value	p		Sum Sq	Df	F value	p		Sum Sq	Df	F value	p
dam	0,0005	1	0,377	0,549	dam	0,0259	1	22,328	<b>&lt;0,001</b>	dam	0,0185	1	16,505	<b>0,002</b>
season	0,0003	3	0,076	0,972	season	0,0266	3	7,630	<b>0,005</b>	season	0,0100	3	2,987	0,074
od	0,0021	1	1,490	0,242	NT	0,0182	1	15,662	<b>0,002</b>	silica	0,0104	1	9,263	<b>0,010</b>
Residuals	0,0197	14			SS	0,0221	1	19,048	<b>0,001</b>	SS	0,0248	1	22,191	<b>&lt;0,001</b>
					cond	0,0281	1	24,209	<b>&lt;0,001</b>	cond	0,0156	1	13,938	<b>0,003</b>
					pH	0,0496	1	42,744	<b>&lt;0,001</b>	Residuals	0,0134	12		
					Residuals	0,0128	11							

Tabela 4: Valores de R<sup>2</sup> e significância da PERMANOVA para diversidade beta temporal (BdivT) e de suas partições da família Baselga – variação balanceada da abundância (BbalT) e gradiente de abundância (BgraT) em cada um dos pontos amostrados (S1 a S6). Os resultados estatisticamente significativos estão em negrito. dam = fase pré-operacional e operacional da PCH; season = período sazonal; PT = fósforo total; NT = nitrogênio total; od = oxigênio dissolvido; SS = sólidos suspensos; colif = coliformes termotolerantes; cond = condutividade; r\_fito = riqueza do fitoplâncton; abund\_fito = abundância do fitoplâncton.

	S1						S2						S3					
	BdivT		BbalT		BgraT		BdivT		BbalT		BgraT		BdivT		BbalT		BgraT	
	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p
Dam	<b>0,144</b>	0,001	0,072	0,127	0,328	0,079	<b>0,177</b>	0,001	<b>0,213</b>	0,004	0,143	0,259	<b>0,121</b>	0,002	0,056	0,528	0,421	0,067
Season	0,118	0,678	0,191	0,111	-0,004	0,815	0,122	0,706	0,134	0,438	0,112	0,485	0,150	0,671	0,168	0,557	0,287	0,253
PT	0,023	0,985	-0,014	0,994	0,078	0,276	0,052	0,302	0,074	0,164	-0,032	0,767	0,059	0,343	0,079	0,356	-0,108	0,867
NT	0,051	0,286	0,095	0,053	-0,065	0,914	0,043	0,519	0,008	0,927	0,146	0,224	0,039	0,891	0,014	0,855	0,098	0,274
od	0,064	0,085	0,021	0,600	0,170	0,142	0,061	0,138	0,040	0,493	0,050	0,399	0,052	0,514	0,053	0,560	-0,029	0,755
silica	0,038	0,716	0,064	0,147	-0,014	0,834	0,033	0,866	0,018	0,869	0,071	0,322	0,040	0,890	0,080	0,332	-0,015	0,731
SS	0,043	0,513	0,056	0,200	0,000	0,665	0,049	0,369	0,071	0,196	-0,088	0,799	0,045	0,766	0,063	0,481	0,039	0,492

log(colif+1)	0,068	0,071	<b>0,119</b>	0,042	-0,010	0,763	0,050	0,319	0,082	0,133	-0,062	0,761	0,034	0,967	0,028	0,751	-0,081	0,863
cond	0,068	0,060	0,006	0,829	0,133	0,210	0,048	0,362	0,057	0,302	-0,001	0,604	0,038	0,894	0,029	0,755	0,039	0,513
pH	0,055	0,197	0,093	0,063	-0,011	0,747	0,045	0,468	0,041	0,489	0,178	0,210	0,051	0,574	0,031	0,734	0,038	0,463
r_fito	0,056	0,199	0,097	0,070	0,047	0,400	0,052	0,29	0,031	0,637	0,120	0,261	0,060	0,313	0,018	0,845	0,068	0,422
abund_fito	0,053	0,238	0,051	0,240	0,128	0,207	0,039	0,682	0,020	0,804	0,073	0,369	0,039	0,862	0,075	0,393	-0,018	0,748
Residual	0,220		0,149		0,220		0,229		0,213		0,291		0,272		0,305		0,263	
	S4						S5						S6					
	BdivT		BbalT		BgraT		BdivT		BbalT		BgraT		BdivT		BbalT		BgraT	
	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p	R <sup>2</sup>	p
Dam	<b>0,129</b>	0,002	0,118	0,221	0,212	0,973	<b>0,136</b>	0,001	0,096	0,115	0,198	0,134	<b>0,161</b>	0,001	0,122	0,084	0,175	0,160
Season	0,142	0,598	0,183	0,626	0,157	0,948	0,134	0,375	0,108	0,606	0,264	0,244	0,148	0,347	0,238	0,169	-0,010	0,803
PT	0,033	0,926	0,011	0,891	0,168	0,976	0,053	0,195	0,072	0,229	0,046	0,415	0,055	0,275	0,003	0,941	0,177	0,126
NT	0,031	0,962	0,029	0,827	-0,005	0,595	0,035	0,779	0,030	0,655	0,065	0,324	0,031	0,874	0,031	0,592	0,043	0,460
od	0,066	0,156	0,071	0,520	0,094	0,956	0,060	0,070	0,093	0,126	0,036	0,448	0,034	0,828	0,031	0,622	0,012	0,603
silica	0,046	0,605	0,064	0,558	-0,010	0,501	<b>0,062</b>	0,049	-0,006	0,966	0,195	0,120	0,040	0,660	0,048	0,427	-0,023	0,788
SS	0,061	0,210	0,007	0,900	0,171	0,980	<b>0,067</b>	0,039	<b>0,141</b>	0,032	-0,111	0,871	0,034	0,810	0,058	0,360	-0,025	0,785
log(colif+1)	0,043	0,676	0,016	0,859	0,044	0,922	0,044	0,436	0,056	0,339	-0,058	0,817	0,049	0,381	0,009	0,874	0,206	0,159
cond	0,065	0,176	0,029	0,781	0,155	0,977	0,042	0,512	0,050	0,410	0,027	0,475	0,045	0,476	0,054	0,364	0,021	0,590
pH	0,049	0,518	0,021	0,837	0,110	0,970	0,042	0,490	0,049	0,436	-0,027	0,745	0,058	0,200	0,076	0,226	0,068	0,343
r_fito	0,040	0,766	0,080	0,465	-0,062	0,132	0,050	0,256	0,033	0,610	0,081	0,268	0,070	0,090	0,043	0,494	0,083	0,332
abund_fito	0,041	0,717	-0,003	0,952	0,042	0,925	0,062	0,061	0,065	0,269	0,074	0,308	0,048	0,396	0,069	0,247	0,031	0,532
Residual	0,253		0,375		-0,075		0,214		0,214		0,211		0,229		0,218		0,243	

### *Diversidade beta temporal*

Em todos os pontos, a diversidade beta temporal do zooplâncton foi maior do que 0,45, ou seja, acima de 90%, sendo que o maior valor foi observado em S4 (Figura 9). Não observamos nenhuma tendência de aumento ou diminuição nos valores da diversidade beta temporal (Figura 9) e suas partições ao longo do sentido do fluxo do rio (Ver material suplementar Figura S4 e Tabela S6). Nos seis pontos amostrados, a maior parte dos valores de BdivT da família Baselga foi atribuída à BbalT (Figura 10), que variou de 0,31 a 0,38, enquanto o BgraE variou entre 0,08 a 0,15.

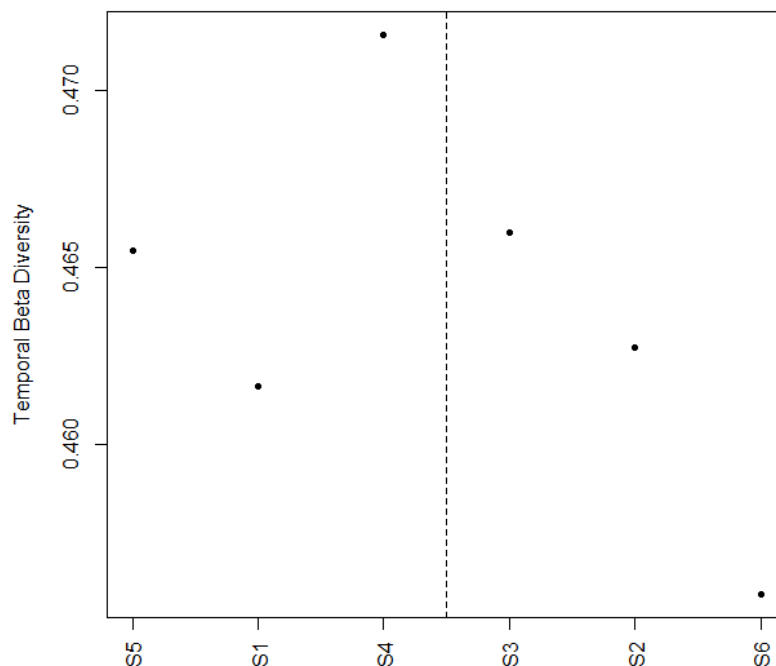


Figura 9: Diversidade beta temporal por ponto amostrado (S1 a S6). Os pontos estão ordenados de acordo o sentido do fluxo do Rio Verdão (Ver Figura 1). A linha vertical tracejada sinaliza a localização do barramento (entre S4 e S3).

A barragem explicou BdivT em todos os pontos amostrados (Tabela 4). Com relação às demais variáveis analisadas, apenas sílica e sólidos suspensos explicaram 6,2% e 6,7%, respectivamente, da variação de BdivT em S5. Com relação à variação de BbalT, o efeito da operação da barragem se mostrou responsável por 21,3% da variação observada em S2; os coliformes termotolerantes em S1 ( $R^2 = 0,119$ ;  $p = 0,042$ ) e os

sólidos suspensos em S5 ( $R^2 = 0,141$ ;  $p = 0,032$ ). Quanto a BgraT, nenhum dos preditores analisados foi capaz de explicar esta variação temporal. Em nenhum dos pontos observamos efeito significativo da sazonalidade na variação da diversidade beta temporal e em suas partições.

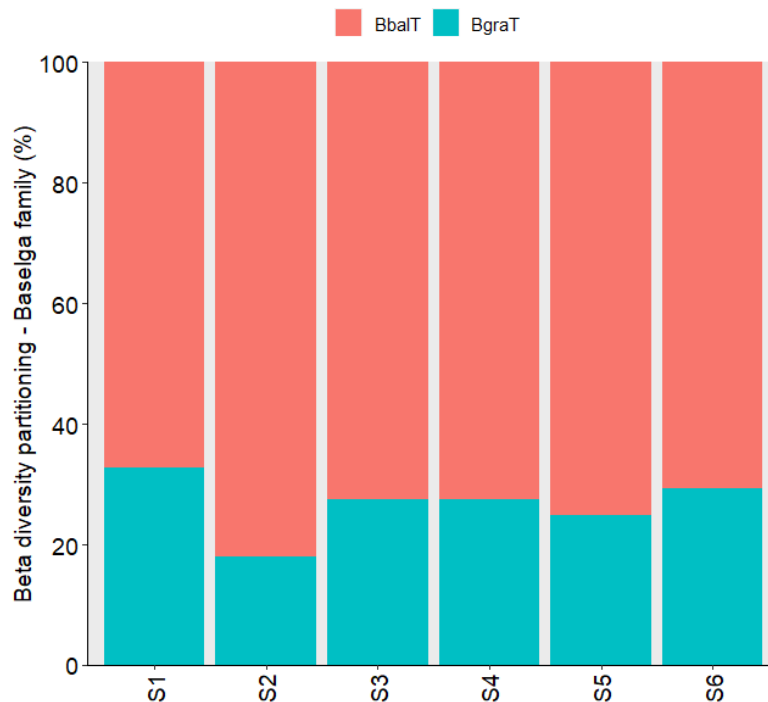


Figura 10: Contribuição dos componentes da diversidade beta para a diversidade beta temporal em cada um dos seis pontos amostrados (S1 a S6). BbalT = variação balanceada da abundância; BgraT = gradiente de abundância.

## Discussão

Nós identificamos alguns padrões e preditores da diversidade beta espacial e temporal e de seus componentes na comunidade zooplancônica na região sob influência de uma Pequena Central Hidrelétrica no Rio Verdão, Goiás. De modo geral, os altos valores de beta diversidade demonstraram grande variação na estrutura desta comunidade entre os locais em cada amostragem e também em cada local de amostragem ao longo das campanhas. Para BdivE, o maior valor observado (92% no período de chuva de 2019) indicou que os pontos amostrados naquela campanha tinham

composição zooplanctônica quase inteiramente diferentes, com apenas 8% de similaridade entre eles. Já para BdivT, todos os valores excederam 90%, revelando que, em cada ponto, a comunidade zooplanctônica apresentou uma baixa similaridade ao longo do tempo.

A alta variação entre as comunidades no espaço e no tempo, e os processos por trás disto, podem ser melhor entendidos com a decomposição da diversidade beta (Baselga 2010; Baselga 2017) e a importância relativa de cada componente (Heino et al., 2018). Neste trabalho, encontramos um padrão de diversidade beta espacial e temporal impulsionado principalmente pela variação balanceada de abundância, o que significa que a substituição de indivíduos de algumas espécies pelo mesmo número de indivíduos de outras espécies predominou entre os pontos (BbalE) e entre cada ponto ao longo do tempo (BbalT; Baselga, 2017). O padrão da substituição ser o componente dominante da diversidade beta total é consistentemente visto em diferentes ambientes (Soininen et al., 2018), inclusive para a comunidade zooplanctônica em ambientes de água doce represados (Lopes et al., 2017; Braghin et al., 2018). Em comunidades de organismos aquáticos microscópicos, como o zooplâncton, é esperado que o processo de substituição seja favorecido, em virtude de um maior *pool* de espécies colonizadoras em potencial e ciclos de vida mais rápidos (Korhonen et al., 2010). Tanto os filtros ambientais quanto a limitação de dispersão levam ao aumento da substituição de espécies à medida que se amplia a escala estudada (Soininen et al., 2018). Porém, na escala local, como neste estudo, a filtragem ambiental e interações bióticas costumam ser fatores de maior influência sob a diversidade beta, uma vez que as barreiras de dispersão tendem a ser menores (Soininen et al., 2011). Particularmente para o zooplâncton, que possui altas taxas de dispersão, os processos locais de seleção podem ser mais importantes para moldar as comunidades (Havel e Shurin, 2004). Assim, a predominância do mecanismo de substituição pode sugerir que o filtro de espécies, operando por processos de nicho, tenha atuado na dissimilaridade da comunidade em um contexto local de habitats heterogêneos no tempo/espaço (Viana et al., 2015; Yang et al.; 2018) com pouco isolamento e baixa limitação de dispersão para o zooplâncton (Bender et al., 2016; Gianuca et al., 2017). De fato, o ambiente estudado pode ter sido

constituído por uma variedade de nichos durante o período amostrado (Pedrozo et al., 2012; Massicotte et al., 2014; Schimidt et al., 2020) com certa conectividade para comunidades planctônicas, dado que os pontos analisados se encontram em um mesmo curso d'água e são pouco distantes (Soininen et al., 2011), o que facilitaria a substituição de espécies entre os pontos (BbalE) e ao longo do tempo (BbalT) sem grandes perdas em termos de abundância.

### *Preditores da diversidade beta espacial ao longo do tempo*

Em nosso estudo, não verificamos a influência da operação da barragem na BdivE ao longo do tempo, tampouco uma tendência de aumento na BdivE com o início da fase-operacional, diferentemente do aumento verificado por outros trabalhos em reservatório hidrelétricos tropicais após o represamento (Schmidt et al., 2020; Souza et al., 2020; Vieira et al., 2021). Logo, H1 e H2 foram refutadas. A permanência dos altos valores de diversidade beta espacial em ambas as fases de estudo sugerem que o ambiente apresentou características capazes de diferenciar as comunidades de formas distintas durante o período analisado. No caso da fase pré-operacional, a heterogeneidade da paisagem fluvial e, conseqüentemente, a diversidade de nichos, podem ter sido responsáveis pela dissimilaridade observada (Massicotte et al., 2014). Já na fase operacional, as alterações promovidas pelo represamento seriam responsáveis pela continuidade da alta diversidade beta espacial (Pedrozo et al., 2012; Schimidt et al., 2020). Contudo, não se pode descartar a possibilidade de alguma tendência de aumento ou diminuição da diversidade beta espacial com séries temporais mais longas depois do impacto (Vieira et al., 2021). Nesse sentido, são necessárias avaliações de longo prazo dos impactos de segunda e terceira ordem induzidos por barragens para entender o efeito da modificação de habitats nas comunidades biológicas (Petts, 1980; Baruah et al., 2009; Burke et al., 2009), uma vez que alterações ambientais podem responder com atraso ao influxo e operação da barragem (Wu et al., 2007; Zhao et al., 2020) ou processos ecológicos podem ser alterados tardiamente a partir das condições estabelecidas pelo barramento, como alterações na produção primária ou nas dinâmicas



demográficas de diferentes grupos de organismos aquáticos (Agostinho et al., 1999; Burke et al., 2009). Por exemplo, processos de eutrofização podem causar a homogeneização em comunidades planctônicas de reservatórios (Zorzal-Almeida et al., 2017). Ou ainda, após algum tempo depois do estabelecimento da barragem, comunidades zooplanctônicas podem se desenvolver no reservatório formado a ponto de funcionarem como áreas fonte para comunidades menos estáveis à jusante da barragem (Akopian, 1999; Karpowicz, 2016), podendo homogeneizar a biota local (Mouquet; Loreau, 2003).

Nós constatamos o efeito da operação da barragem para as partições da beta diversidade espacial (BbaIE e BgraE). A barragem é capaz de perturbar a organização espacial da comunidade zooplanctônica, o que sugere que os mecanismos que diferenciam as comunidades também são alterados pelo estabelecimento do reservatório (Leibold et al., 2004; Schmidt et al., 2020). Longitudinalmente, a mudança da dinâmica lótica para lântica à montante da barragem e do regime de fluxo de água à jusante alteram riqueza e abundância de zooplâncton, inclusive com predominância de diferentes grupos nas diferentes regiões criadas (Havel et al., 2009; Pedrozo et al., 2012; Picapedra et al., 2020). O alto fluxo de água em um ambiente fluvial é um forte filtro ambiental que pode inibir o desenvolvimento de comunidades planctônicas (Baranyi et al., 2002). Com o represamento, os efeitos desse filtro são reduzidos e outras espécies podem colonizar o novo ambiente (Vieira et al., 2021). Neste sentido, a substituição de espécies pode ter ocorrido com o favorecimento de taxa verdadeiramente planctônicas e de morfologia que facilitassem o seu estabelecimento nas diferentes zonas geradas com o represamento (Ver capítulo 1). Ao mesmo tempo que, no que se refere à perda ordenada de espécies, a formação de um reservatório pode intensificar o aninhamento das comunidades zooplanctônicas (Schmidt et al., 2020), seja pelas mudanças nos filtros ambientais ou na conectividade do ambiente alterado (Bender et al., 2016; Gianuca et al., 2017, Braghin et al., 2018). Desta forma, a influência da barragem em processos de aninhamento podem indicar um gradiente mais impactado (Schmidt et al., 2020) à medida que destrói habitats fluviais (Baruah et al., 2009) e elimina indivíduos de espécies com características mais sensíveis às alterações provocadas pelo represamento (Braghin et al., 2018).

O efeito da sazonalidade na diversidade beta espacial foi constatado apenas para a variação do componente BbalE, corroborando parcialmente uma de nossas hipóteses (H4). Diferenças na estratificação e regime de mistura da água associadas às estações de seca ou chuva são importantes fatores físico-químicos no controle da diversidade beta de comunidades planctônicas (Avila et al., 2017). Além disso, a diferença de pluviosidade entre as estações pode alterar o ambiente tanto em relação à sua conectividade, quanto à composição química da água (Thomaz et al., 2007; Picapedra et al., 2020; O'Mara et al., 2021). Isto pode influenciar na substituição de espécies zooplancônicas ao longo de um gradiente temporal conforme interfere na capacidade de dispersão dos organismos e promovem diferenciação ou homogeneização de nichos e, conseqüentemente, da biota (Thomaz et al., 2007; Lopes et al., 2014; Silva et al., 2021).

As variáveis ambientais podem ser preditores da diversidade beta espacial e seus componentes, agindo como filtros ambientais, já que a distribuição diferenciada dos recursos e das condições ambientais favorece a separação espacial de nicho, refletindo na composição das comunidades (Leibold et al., 2004). No nosso trabalho, o nitrogênio total, o pH, a condutividade elétrica e os sólidos suspensos foram as variáveis ambientais que contribuíram para BbalE e interferiram no processo de substituição de espécies. A limitação ou variação na disponibilidade de nutrientes na água, como as concentrações de nitrogênio, podem alterar a qualidade dos recursos alimentares e afetar a dinâmica do zooplâncton (Conde-Porcuna et al. 2002). Além disso, espécies diferentes do zooplâncton podem ser selecionadas de acordo com sua preferência de grau de trofia (Bozelli et al., 2015). Microcrustáceos, por exemplo, podem ser mais sensíveis a estresses provocados por maiores concentrações de amônia, enquanto rotíferos tendem a ser mais tolerantes (Yang et al., 2017). O pH parece selecionar quais espécies do zooplâncton conseguem se estabelecer e permanecer em determinados nichos à medida que interferem na produtividade primária (Cremona et al., 2020) e, mais diretamente, nas taxas reprodutivas e de sobrevivência do zooplâncton (Yin e Niu, 2008), já que algumas espécies são vulneráveis à acidificação (Havens e Heath, 1989; Shurin et al., 2010). A condutividade elétrica, por sua vez, atua diferentemente nos microcrustáceos, sendo positivamente relacionada à diversidade de calanoides e negativamente à de dafnídeos

(Soto e Rios, 2006). Já os sólidos suspensos são eficientemente consumidos por alguns organismos zooplanctônicos, como rotíferos (Sluss et al., 2008); enquanto podem prejudicar a alimentação de microcrustáceos, tendo em vista que a ingestão destas partículas pode deixá-los mais pesados e dificultar sua permanência na coluna d'água (Pedrozo et al., 2012). Para BgraE, as variáveis ambientais associadas à redução de indivíduos foram a condutividade, a sílica e os sólidos suspensos. Os valores destas três variáveis tendem a aumentar ao longo do processo de estabelecimento de uma barragem hidrelétrica, associados às atividades de construção das instalações e à lavagem de solos próximos em períodos chuvosos (Branco et al., 2019). Logo, a importância dessas variáveis para a perda ordenada de indivíduos pode indicar indiretamente a influência da construção da barragem na limitação da dispersão, no isolamento espacial das comunidades e na diferenciação de recursos (Bender et al., 2016) no gradiente temporal para a comunidade zooplanctônica.

Apesar da heterogeneidade ambiental ser frequentemente apontada como uma importante preditora da beta diversidade (Heino et al., 2014; Bozelli et al., 2015), nossos resultados revelaram que esta não foi uma variável explanatória responsável pela variação da BdivE e seus componentes ao longo do tempo. Tal resultado pode ser decorrente da omissão de variáveis ambientais importantes para o zooplâncton e, conseqüentemente, de uma medida inadequada da heterogeneidade ambiental (Heino et al., 2013). Ou ainda, o efeito da heterogeneidade ambiental sob a beta diversidade espacial pode ter sido mascarado pelas altas taxas de dispersão entre os pontos estudados por se tratarem de localidades dentro de um mesmo curso d'água (Heino et al., 2014)

#### *Preditores da diversidade beta temporal em cada ponto*

Para BdivT, a barragem foi o único preditor analisado capaz de explicar a variação temporal em todos os pontos, levando-nos a aceitar a H3. Contudo, não observamos uma maior beta diversidade temporal nos pontos à montante da barragem em comparação aos pontos à jusante, onde esperávamos que a mudança da dinâmica lítica para lântica fosse se pronunciar a ponto de promover uma maior diferenciação biótica

(Havel et al., 2009). O regime hidrológico que se estabelece com o represamento altera o regime de fluxo natural em termos de duração, frequência e magnitude (Fan et al., 2015). Com isso, formam-se novas zonas longitudinalmente com importantes diferenças químicas e físicas na água (Thorton et al., 1990), que levam à diferenciação hidrológica em todos os pontos amostrados ao longo do tempo, independentemente de se localizarem à jusante ou à montante da barragem, influenciando diferencialmente as comunidades zooplanctônicas.

Em nenhum dos pontos observamos efeito significativo da sazonalidade na variação da BdivT e em suas partições. Com isto, rejeitamos a H4. Neste caso, a variabilidade sazonal nos regimes de fluxo da água (e sua influência sobre a biota) pode ter sido amortecida pela operação da barragem (Magilligan & Nislow, 2005). Já as variáveis ambientais testadas foram pouco capazes de explicar as variações na BdivT e suas partições. De fato, a predição da variação temporal na diversidade beta do zooplâncton pode ser um desafio, até mesmo com preditores frequentemente relacionados a esta medida de diversidade, como heterogeneidade ambiental e produtividade (Lopes et al., 2017). Em alguns casos, variáveis temporais podem ser mais importantes do que as variáveis ambientais para a variação da diversidade beta do zooplâncton (Lopes et al., 2019). Ainda assim, o nosso resultado pode ser devido à supressão de variáveis ambientais chaves para a diversidade zooplanctônica em ambientes represados, como a velocidade da corrente, profundidade, largura do curso d'água, temperatura e turbidez da água (Czerniawski e Domagała, 2014; Serafim-Júnior et al., 2016; Souza et al., 2021).

## **Considerações Finais**

Poucos são os estudos que se debruçam sobre a diversidade beta zooplanctônica em reservatórios de Pequenas Centrais Hidrelétricas e acompanham as mudanças nesta comunidade antes e depois do início da operação da barragem. Nossa pesquisa foi capaz de captar os efeitos da operação da barragem, da sazonalidade e das variáveis ambientais na diversidade beta zooplanctônica espacial e temporal e seus respectivos

componentes. Com isso, conseguimos aprofundar um pouco mais no conhecimento dos processos de estruturação de metacomunidades aquáticas neotropicais em ambientes com uma das atividades antropogênicas mais impactantes para ecossistemas de água doce, o represamento. Diante disso, reforçamos a importância do monitoramento das comunidades aquáticas durante as diferentes fases de estabelecimento de uma hidrelétrica. Também sugerimos a continuidade dos estudos de monitoramento e avaliação da beta diversidade zooplânctônica na região, uma vez que os resultados aqui descritos correspondem às fases de pré-operacional e operacional da PCH e os mecanismos estruturantes das comunidades podem mudar ao longo do tempo. Além disso, outra PCH já se encontra em operação à montante da região estudada (BRASIL, 2018) e pode apresentar um efeito cascata para o zooplâncton e outras comunidades biológicas.

## Referências

AGOSTINHO, A. A. Et al., 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In TUNDISI, JG. and STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, São Carlos, p.227-265.

AKOPIAN, M. et al. A large reservoir as a source of zooplankton for the river: structure of the populations and influence of fish predation. **Journal of Plankton Research**, v. 21, n. 2, 1999.

ANDERSON, M. J. A new method for non- parametric multivariate analysis of variance. **Austral ecology**, v. 26, 378 n. 1, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M. J. Distance- based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics**, v. 62, n. 1, p. 245-253, 2006.

ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology letters**, v. 14, n. 1, p. 19-28, 2011.

ANEEL, 2018. **DESPACHO Nº 4.401 – Processo nº 48500.001274/2014-15**. Disponível em: <https://www.abragel.org.br/diario-oficial-da-uniao-02-de-janeiro-de-2018>. Acesso em 06 de março de 2022.

ANGELER, D. G. Revealing a conservation challenge through partitioned long-term beta diversity: Increasing turnover and decreasing nestedness of boreal lake metacommunities. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 7, p. 772-781, 2013.

APHA, W.. AWWA, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (APHA WEF AWWA). 2005.

AVILA, M. P. et al. Seasonality of freshwater bacterioplankton diversity in two tropical shallow lakes from the Brazilian Atlantic Forest. **FEMS microbiology ecology**, v. 93, n. 1, 2017.

BARTON, K. **MuMIn: Multi-Model Inference**. R package version 1.43.17, 2020. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>>. Acesso em: Acesso em: 10 fev. 2022.

BASELGA, A. Partitioning abundance- based multiple- site dissimilarity into components: Balanced variation in abundance and abundance gradients. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 7, p. 799-808, 2017.

BASELGA, A. Separating the two components of abundance- based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 4, n. 6, p. 552-557, 2013.

BARANYI, C. et al. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 3, p. 473-482, 2002.

BARUAH, D. et al. Probable Downstream Impacts of 2000 MW Lower Subansiri Dam in Arunachal Pradesh of North East India. **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 8, n. 4, p. 835-844, 2009.

BENDER, M. G. et al. Isolation drives taxonomic and functional nestedness in tropical reef fish faunas. **Ecography**, v. 40, n. 3, p. 425-435, 2016.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2<sup>o</sup> Edição. São Carlos: RIMA, 2006. 512 p.

BRAGHIN, L. S. M. et al. Effects of dams decrease zooplankton functional  $\beta$ - diversity in river- associated lakes. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 7, p. 721-730, 2018.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Despacho nº 1.408, de 26 de junho de 2018. Brasília: **DOU Diário Oficial da União**. Publicado no D.O.U em 27 de junho de 2018. Disponível em: [https://www.in.gov.br/materia/-/asset\\_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/27392422/do1-2018-06-27-despacho-n-1-408-de-26-de-junho-de-2018-27392395](https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/27392422/do1-2018-06-27-despacho-n-1-408-de-26-de-junho-de-2018-27392395). Acesso em: 06 de março de 2022.

BRANCO, C. W. C. et al. New lake in a changing world: the construction and filling of a small hydropower reservoir in the tropics (Rio de Janeiro, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 35, p. 36007-36022, 2019.



BOZELLI, R. L. et al. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. **Hydrobiologia**, v. 753, n. 1, p. 233-241, 2015.

BORCARD, D. et al. Community diversity. In: **Numerical Ecology with R**. Springer, Cham, 2018. p. 369-412.

BURKE, M. et al. Application of a hierarchical framework for assessing environmental impacts of dam operation: changes in streamflow, bed mobility and recruitment of riparian trees in a western North American river. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. S224-S236, 2009.

CARDOSO, M. R. D. Et al. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. **ACTA Geográfica**, v. 8, n.16, p. 40-55, 2014.

CARVALHO, J. C. et al. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta- diversity patterns. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 7, p. 760-771, 2011

CHATTERJEE, S.; HADI, A. S. **Regression analysis by example**. John Wiley & Sons, 2013.

CONDE-PORCUNA, J. M. et al. Correlations between nutrient concentrations and zooplankton populations in a mesotrophic reservoir. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 8, p. 1463-1473, 2002.

CREMONA, F. et al. How warming and other stressors affect zooplankton abundance, biomass and community composition in shallow eutrophic lakes. **Climatic Change**, v. 159, n. 4, p. 565-580, 2020.

CZERNIAWSKI, R.; DOMAGAŁA, J. Small dams profoundly alter the spatial and temporal composition of zooplankton communities in running waters. **International Review of Hydrobiology**, v. 99, n. 4, p. 300-311, 2014.

DRAY, S. et al. **adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis**. R package version 0.3-14, 2021. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>>. Acesso em: 10 fev. 2022.

DU, Y. et al. A multi-faceted comparative perspective on elevational beta-diversity: the patterns and their causes. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 288, n. 1949, p. 20210343, 2021.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil**. Brasília: Editora Universa, 1997. 155p.

ESTEVES, F. A., 2011. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª edição. Rio de Janeiro: Interciência

FAN, H. et al. Environmental consequences of damming the mainstream Lancang-Mekong River: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 146, p. 77-91, 2015.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage, 2019. Disponível em: <<https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>>. Acesso em: 10 fev. 2022.

FULLER, M. R et al. Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1355, n. 1, p. 31-51, 2015.

GIANUCA, A. T. et al. Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of  $\beta$ - diversity. **Ecology**, v. 98, n. 2, p. 525-533, 2017.

HAVEL, J. E. et al. Effect of main-stem dams on zooplankton communities of the Missouri River (USA). **Hydrobiologia**, v. 628, n. 1, p. 121-135, 2009.

HAVEL, J. E.; SHURIN, J. B. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 49, n. 4(2), p. 1229-1238, 2004.

HAVENS, K. E.; HEATH, R. T. Acid and aluminum effects on freshwater zooplankton: an in situ mesocosm study. **Environmental Pollution**, v. 62, n. 2-3, p. 195-211, 1989.

HEINO, J. et al. Environmental heterogeneity and  $\beta$  diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. **Freshwater Science**, v. 32, n. 1, p. 142-154, 2013.

HEINO, J. et al. Predicting beta diversity of terrestrial and aquatic beetles using ecogeographical variables: insights from the replacement and richness difference components. **Journal of Biogeography**, v. 46, n. 2, p. 304-315, 2018.

HEINO, J. et al. Reconceptualising the beta diversity- environmental heterogeneity relationship in running water systems. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 2, p. 223-235, 2014.

JOHNSON, P. T. J. et al. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 7, p. 357-363, 2008.

KARPOWICZ, M. Microcrustacean (Cladocera, Copepoda) source-sink dynamics in a lowland river ecosystem with a dam reservoir. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 45, n. 3, p. 297-303, 2016.

KIRK, M. A. et al. Spatial scale, reservoirs and nonnative species influence the homogenization and differentiation of Great Plains—Rocky Mountain fish faunas. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 18, p. 3743-3757, 2020.

KORHONEN, J. J. et al. A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. **Ecology**, v. 91, n. 2, p. 508-517, 2010.

KOSTE, W. **Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt Überordnung Monogononta.** Gebrüder Borntraeger, Stuttgart, 1978. 673p.

LANSAC-TÔHA, F. M. et al. Differently dispersing organism groups show contrasting beta diversity patterns in a dammed subtropical river basin. **Science of The Total Environment**, v. 691, p. 1271-1281, 2019.

LÊ, S. et al. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. **Journal of statistical software**, v. 25, p. 1-18, 2008.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi- scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 601-613, 2004.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology letters**, v. 16, n. 8, p. 951-963, 2013.

LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 11, p. 1324-1334, 2014.

LEGENDRE P, LEGENDRE L. **Numerical Ecology**. 3 ed. Elsevier Science, Amsterdam, 2012.

LIEW, J. H. et al. Bottom- up influences on tropical freshwater food web structure support the “environmental filtering” hypothesis. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. 5, p. 1877-1890, 2018.

LIU, J. et al. Effects of connectivity, dispersal directionality and functional traits on the metacommunity structure of river benthic diatoms. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 12, p. 2238-2248, 2013.

LOPES, P. M. et al. Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. **PloS one**, v. 9, n. 10, p. e109581, 2014.

LOPES, V. G. et al. Predicting temporal variation in zooplankton beta diversity is challenging. **PloS one**, v. 12, n. 11, p. e0187499, 2017.

LOPES, V. G. et al. Zooplankton temporal beta diversity along the longitudinal axis of a tropical reservoir. **Limnology**, v. 20, n. 1, p. 121-130, 2019.

MAGILLIGAN, F. J.; NISLOW, K. H. Changes in hydrologic regime by dams. **Geomorphology**, v. 71, n. 1-2, p. 61-78, 2005.

MAGURRAN, A. E.; HENDERSON, P. A. Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 365, n. 1558, p. 3611-3620, 2010.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Editora Omega, 1999. 1100p.

MARTINS, J. A. et al. Caracterização do regime pluviométrico no arco das nascentes do rio Paraguai. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 26, n.4, p. 639-647, 2011.

MASSICOTTE, P. et al. Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. **Landscape ecology**, v. 29, n. 1, p. 67-79, 2014.

MELO, A. S. et al. Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, p. 318-331, 2011.

MOUQUET, N.; LOREAU, M. Community patterns in source-sink metacommunities. **The american naturalist**, v. 162, n. 5, p. 544-557, 2003.

NAIMI, B. et al. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling?. **Ecography**, v. 37, n. 2, p. 191-203, 2014.

NASCIMENTO, D. T. F.; NOVAIS, G. T. Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas. **Élisée-Rev. Geogr. UEG**, v. 9, n. 2, p. e922021, 2020.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-7, 2020. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 10 fev. 2022.

O'MARA, K. et al. Connectivity of fish communities in a tropical floodplain river system and predicted impacts of potential new dams. **Science of The Total Environment**, v. 788, p. 147785, 2021.

PEDROZO, C. S. et al. Respostas da comunidade zooplanctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 102, n. 2, p. 142-149, 2012.

PETESSE, M. L.; PETRERE JR, M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 109-116, 2012.

PETTS, G. E. Long-term consequences of upstream impoundment. **Environmental Conservation**, v. 7, n. 4, p. 325-332, 1980.

PICAPEDRA, P. H. S. et al. A long-term study on zooplankton in two contrasting cascade reservoirs (Iguacu River, Brazil): effects of inter-annual, seasonal, and environmental factors. **PeerJ**, v. 8, p. e8979, 2020.

PODANI, J.; SCHMERA, D. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. **Oikos**, v. 120, n. 11, p. 1625-1638, 2011.

POFF, N. L. et al. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 14, p. 5732-5737, 2007.



POMARI, J. et al. Application of multiple-use indices to assess reservoirs water quality and the use of plankton community data for biomonitoring purposes. **International Journal of Hydrology**, v. 2, n. 2, p. 168-179, 2018.

R Core Team (2021). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2021. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>> Acesso em: 10 fev. 2022.

REID, J. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda), **Boletim de Zoologia**, v. 9, n. 9, p. 17-143, 1985.

ROLLS, R. J. et al. Consequences of hydrological alteration for beta diversity of fish assemblages at multiple spatial scales. **Science of the Total Environment**, v. 798, p. 149170, 2021.

SANTOS, H. I. et al. Avaliação das vazões alocáveis na bacia hidrográfica do Rio dos Bois e Sub-Bacia do Rio do Peixe, Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 2, p. 47-58, 2006.

SCHMIDT, J. et al. Zooplankton trajectory before, during and after a hydropower dam construction. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, 2020.

SCHMUTZ, S.; SENDZIMIR, J. **Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future**. Springer Nature, 2018.

SPOLJAR, M. Microaquatic communities as indicators of environmental changes in lake ecosystems. **Journal of Engineering Research**, v. 1, n. 1, p. 29-42, 2013.

SEMARH - Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Proposta De Instituição Do Comitê Da Bacia Hidrográfica Do Rio Dos Bois, Conforme Resolução Nº 003, De 10 De Abril De 2001, Do Conselho Estadual De Recursos Hídricos**. 2003. Disponível em:

<[https://www.meioambiente.go.gov.br/images/imagens\\_migradas/upload/arquivos/2015-11/cbh-rio-dos-bois-proposta-de-instituicao.pdf](https://www.meioambiente.go.gov.br/images/imagens_migradas/upload/arquivos/2015-11/cbh-rio-dos-bois-proposta-de-instituicao.pdf)>. Acesso em: 09 de fevereiro de 2022.

SERAFIM-JÚNIOR, M. et al. Continuity effects on rotifers and microcrustaceans caused by the construction of a downstream reservoir in a cascade series (Iguaçu River, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 279-291, 2016.

SHURIN, J. B. et al. Environmental stability and lake zooplankton diversity—contrasting effects of chemical and thermal variability. **Ecology Letters**, v. 13, n. 4, p. 453-463, 2010.

SILVA, N. J. et al. Beta diversity patterns in zooplankton assemblages from a semiarid river ecosystem. **International Review of Hydrobiology**, v. 106, n. 1, p. 29-40, 2021.

SILVEIRA, R. et al. Bacteria and archaea communities in cerrado natural pond sediments. **Microbial Ecology**, v. 81, n. 3, p. 563-578, 2021.

SIMÕES, N. R. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, v. 758, n. 1, p. 3-17, 2015.

SLUSS, T. D. et al. Impact of turbulence on riverine zooplankton: a mesocosm experiment. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 10, p. 1999-2010, 2008.

SOARES, C. E. A. et al. The likely effects of river impoundment on beta-diversity of a floodplain zooplankton metacommunity. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 74-79, 2015

LOPES SOBRINHO, O. P. et al. Balanço hídrico climatológico mensal e classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o município de Rio Verde, Goiás. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, 2020.

SOCOLAR, J. B. et al. How should beta-diversity inform biodiversity conservation?. **Trends in ecology & evolution**, v. 31, n. 1, p. 67-80, 2016.

SOININEN, J. et al. A meta- analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 1, p. 96-109, 2018.

SOININEN, J.; KÖNGÄS, P. Analysis of nestedness in freshwater assemblages— patterns across species and trophic levels. **Freshwater Science**, v. 31, n. 4, p. 1145-1155, 2012.

SOININEN, J. et al. Disentangling the spatial patterns in community composition of prokaryotic and eukaryotic lake plankton. **Limnology and Oceanography**, v. 56, n. 2, p. 508-520, 2011.

SOTO, D.; RIOS, P. Influence of trophic status and conductivity on zooplankton composition in lakes and ponds of Torres del Paine National Park (Chile). **Biologia**, v. 61, n. 5, p. 541-546, 2006.

SOUSA, M. B. G. **Guia das Tecamebas – Bacia do Rio Peruaçu – Minas Gérias: subsídio para a conservação e monitoramento da Bacia do Rio São Francisco**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008. 159p.

SOUZA, C. A. et al. Impoundment, environmental variables and temporal scale predict zooplankton beta diversity patterns in an Amazonian river basin. **Science of the Total Environment**, v. 776, p. 145948, 2021.

THOMAZ, S. M. et al, Reinaldo Luiz. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, n. 1, p. 1-13, 2007.

THORTON, K.W. et al. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. John Wiley & Sons, 1990.

TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. **Ecography**, v. 33, n. 1, p. 2-22, 2010a.

TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. **Ecography**, v. 33, n. 1, p. 23-45, 2010b.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958.

VIANA, D. S. et al. Assembly mechanisms determining high species turnover in aquatic communities over regional and continental scales. **Ecography**, v. 39, n. 3, p. 281-288, 2015.

VIEIRA, M. C. et al. Evidence that dams promote biotic differentiation of zooplankton communities in two Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 3, p. 697-709, 2022.

VUCETICH, M. C. Estudio de tecamebianos argentinos, en especial los del dominio pampasico. **Revista del Museo de la Plata**, v. 11, p. 287-332, 1973.

WANG, J. et al. Damming affects riverine macroinvertebrate metacommunity dynamics: Insights from taxonomic and functional beta diversity. **Science of The Total Environment**, v. 763, p. 142945, 2021.

WU, B., et al. Case study: Delayed sedimentation response to inflow and operations at Sanmenxia Dam. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 133, n. 5, p. 482-494, 2007.

ZEILEIS, A.; HOTHORN, T. Diagnostic Checking in Regression Relationships. **R News**, v.2/3, p. 7-10, 2002. Disponível em: < [https://cran.r-project.org/doc/Rnews/Rnews\\_2002-3.pdf](https://cran.r-project.org/doc/Rnews/Rnews_2002-3.pdf)>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2022.

ZHAO, J. et al. Long-term (2002–2017) impacts of Danjiangkou dam on thermal regimes of downstream Han River (China) using Landsat thermal infrared imagery. **Journal of Hydrology**, v. 589, p. 125135, 2020.

ZORZAL-ALMEIDA, S. et al. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. **Hydrobiologia**, v. 800, n. 1, p. 7-16, 2017.

ZUUR, A. F. et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York: Springer, 2009.

YANG, J. et al. Ecogenomics of zooplankton community reveals ecological threshold of ammonia nitrogen. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 5, p. 3057-3064, 2017.

YANG, Y. et al. Spatial structure and  $\beta$ -diversity of phytoplankton in Tibetan Plateau lakes: nestedness or replacement?. **Hydrobiologia**, v. 808, n. 1, p. 301-314, 2018.

YIN, X. W.; NIU, C. J. Effect of pH on survival, reproduction, egg viability and growth rate of five closely related rotifer species. **Aquatic Ecology**, v. 42, n. 4, p. 607-616, 2008.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela S1.** Taxa zooplanctônicos identificados no Rio Verdão de 2015 a 2020 e suas densidades (ind/m<sup>3</sup>) expressas em densidade total, média (Mean) e erro padrão (SE) em todos os locais (S1 a S6) e e campanhas de amostragem.

Group/family	Taxa	Total	Mean	Se
<b>Cladocera</b>				
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>	12410	103,42	57,25
	<i>Bosmina longirostris</i>	280	2,33	2,09
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	703127	5859,39	5267,16
Chydoridae	<i>Alona guttata</i>	4370	36,42	33,35
	<i>Chydorus</i> sp.	620	5,17	4,24
	<i>Chydorus sphaericus</i>	210	1,75	1,67
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	11357	94,64	44,44
	<i>Daphnia gessneri</i>	6858	57,15	35,41
Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	333	2,78	2,78
Macrothricidae	<i>Macrothrix spinosa</i>	1260	10,50	5,56
Moinidae	<i>Moina minuta</i>	18476	153,97	59,36
Sididae	<i>Diaphanosoma</i> sp.	13460	112,17	57,38
<b>Copepod</b>				
Cyclopidae	<i>Mesocyclops</i> sp.	584	4,87	2,57
	<i>Microcyclops</i> sp.	518	4,31	3,05
	<i>Nauplius (cyclopidae)</i>	523012	4358,44	2821,01
	<i>Thermocyclops decipiens</i>	1679	13,99	8,19
	<i>Thermocyclops minutus</i>	9504	79,20	47,22
Diaptomidae	<i>Argyrodiaptomus</i> sp.	56161	468,01	197,64
	<i>Copepodito (diaptomidae)</i>	39751	331,26	197,20
	<i>Copepodito (cyclopidae)</i>	92302	769,19	449,66
	<i>Nauplius (diaptomidae)</i>	31260	260,50	141,48
	<i>Notodiaptomus</i> sp.	15550	129,58	53,68



**Rotifer**

Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.	150	1,25	1,25	
Brachionidae	<i>Anuraeopsis fissa</i>	4406	36,72	33,42	
	<i>Anuraeopsis</i> sp.	5000	41,67	33,96	
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	110	0,92	0,84	
	<i>Brachionus dolabratus</i>	4000	33,33	33,33	
	<i>Brachionus falcatus</i>	567	4,72	3,26	
	<i>Brachionus mirus</i>	4420	36,83	33,41	
	<i>Brachionus quadridentatus</i>	4000	33,33	33,33	
	<i>Keratella americana</i>	867	7,22	3,91	
	<i>Keratella cochlearis</i>	8563	71,36	46,98	
	<i>Plationus patulus patulus</i>	20	0,17	0,17	
	<i>Plationus patulus</i> var. <i>Macracanthus</i>	5167	43,06	33,82	
	<i>Platyias quadricornis</i>	483	4,03	3,04	
	Epiphanidae	<i>Epiphanes</i> sp.	1210	10,08	10,00
	Euchlanidae	<i>Dipleuchlanis</i> sp.	3341	27,84	13,40
Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i>	10279	85,66	47,34	
Flosculariidae	<i>Ptygura</i> sp.	250	2,08	2,08	
Hexarthridae	<i>Hexarthra mira</i>	9220	76,83	47,33	
Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	8777	73,14	36,41	
	<i>Lecane cornuta</i>	4450	37,08	33,36	
	<i>Lecane curvicornis</i>	8454	70,45	46,95	
	<i>Lecane elsa</i>	2027	16,89	11,28	
	<i>Lecane hornemanni</i>	20	0,17	0,12	
	<i>Lecane leontina</i>	517	4,31	3,56	
	<i>Lecane luna</i>	617	5,14	3,65	
	<i>Lecane lunaris</i>	1065	8,88	7,03	
	<i>Lecane pyriformis</i>	803	6,69	6,67	
	<i>Lecane quadridentata</i>	4010	33,42	33,33	
	<i>Lecane stichaea</i>	100	0,83	0,83	
Lepadellidae	<i>Lepadella patella</i>	2118	17,65	8,89	

Mytilinidae	<i>Mytilina acanthophora</i>	1233	10,28	7,24
Notommatidae	<i>Cephalodella</i> sp.	333	2,78	2,78
Philodinidae	<i>Philodinidae</i> sp.	32710	272,59	169,72
Synchaetidae	<i>Ploesoma</i> sp.	4000	33,33	33,33
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	87940	732,83	634,53
	<i>Synchaeta</i> sp.	32000	266,67	235,42
Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i>	16010	133,42	133,33
	<i>Testudinella</i> sp.	17900	149,17	105,82
Trichotriidae	<i>Macrochaetus sericus</i>	4010	33,42	33,33
	<i>Trichocerca bicristata</i>	100	0,83	0,83
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	704	5,87	2,80
	<i>Trichocerca similis</i>	893	7,44	3,90
<b>Testate amoebae</b>				
Arcellidae	<i>Arcella conica</i>	10121	84,34	47,49
	<i>Arcella costata</i>	8491	70,76	36,30
	<i>Arcella crenulata</i>	300	2,50	1,86
	<i>Arcella dentata</i>	0	0,00	0,00
	<i>Arcella discoides</i>	969	8,07	4,03
	<i>Arcella hemisphaerica</i>	26269	218,91	107,41
	<i>Arcella megastoma</i>	491	4,09	2,66
	<i>Arcella rota</i>	100	0,83	0,83
	<i>Arcella vulgaris</i>	11947	99,56	37,83
Centropyxidae	<i>Centropyxis aculeata</i>	5305	44,21	11,69
	<i>Centropyxis constricta</i>	749	6,24	3,41
	<i>Centropyxis discoides</i>	3553	29,61	11,48
	<i>Centropyxis ecornis</i>	12742	106,19	35,77
	<i>Centropyxis hirsuta</i>	2776	23,13	9,15
	<i>Centropyxis marsupiformis</i>	2210	18,42	5,15
	<i>Centropyxis platystoma</i>	150	1,25	1,25
Diffugiidae	<i>Diffugia corona</i>	6123	51,03	34,12
	<i>Diffugia elegans</i>	315	2,63	1,86

	<i>Diffugia globularis</i>	0	0,00	0,00
	<i>Diffugia gramen</i>	7467	62,23	34,44
	<i>Diffugia limnetica</i>	1640	13,67	6,05
	<i>Diffugia minuta</i>	738	6,15	3,92
	<i>Diffugia oblonga</i>	10	0,08	0,08
	<i>Diffugia sp.</i>	570	4,75	2,18
	<i>Diffugia urceolata</i>	213	1,78	1,18
	<i>Netzelia muriformis</i>	5496	45,80	33,70
	<i>Suiadiffugia multipora</i>	410	3,42	2,63
	<i>Trinema enchelys</i>	44	0,37	0,16
Euglyphidae	<i>Euglypha sp.</i>	10	0,08	0,08
Lesquereusiidae	<i>Lesquereusia modesta</i>	4144	34,53	33,33
	<i>Lesquereusia spiralis</i>	6260	52,17	35,59
Nebelidae	<i>Nebela sp.</i>	680	5,67	3,10
Trigonopyxidae	<i>Cyclopyxis impressa</i>	20	0,17	0,12

**Tabela S2:** Taxa fitoplanctônicos identificados no Rio Verdão de 2015 a 2020 e suas densidades (ind/m<sup>3</sup>) expressas em densidade total, média (Mean) e erro padrão (SE) em todos os locais (S1 a S6) e campanhas de amostragem.

Class	Taxa	Total	Mean	Se
Bacillariophyceae	<i>Achnanthydium exiguum</i>	10,00	0,083	0,083
	<i>Achnanthydium sp.1</i>	43,75	0,365	0,167
	<i>Achnanthydium sp.2</i>	13,96	0,116	0,082
	<i>Amphipleura lindheimeri</i>	9,04	0,075	0,075
	<i>Amphora sp.1</i>	22,46	0,187	0,111
	<i>Aulacoseira herzogii</i>	108,13	0,901	0,723
	<i>Aulacoseira italica</i>	10,55	0,088	0,063
	<i>Aulacoseira sp.1</i>	23,84	0,199	0,122
	<i>Bacillariophyceae sp.1</i>	194,99	1,625	0,517
	<i>Bacillariophyceae sp.2</i>	67,59	0,563	0,226
	<i>Bacillariophyceae sp.3</i>	16,62	0,139	0,139
	<i>Bacillariophyceae sp.4</i>	10,98	0,092	0,092
	<i>Brachysira sp.1</i>	38,45	0,320	0,190
	<i>Capartogramma crucicula</i>	11,39	0,095	0,095
	<i>Cocconeis sp.1</i>	9,92	0,083	0,083
	<i>Cosmioneis sp.1</i>	8,31	0,069	0,069

<i>Craticula</i> sp.1	5,59	0,047	0,047
<i>Cyclotella</i> sp.1	32,00	0,267	0,267
<i>Cymbella</i> sp.1	180,80	1,507	0,738
<i>Cymbella</i> sp.2	97,50	0,812	0,389
<i>Cymbopleura naviculiformis</i>	14,50	0,121	0,085
<i>Cymbopleura subapiculata</i>	5,49	0,046	0,046
<i>Diatomaceae</i> sp.1	77,73	0,648	0,580
<i>Diatomaceae</i> sp.2	7,69	0,064	0,064
<i>Encyonema perpusillum</i>	8,31	0,069	0,069
<i>Encyonema silesiacum</i>	55,50	0,462	0,178
<i>Encyonema</i> sp.1	16,69	0,139	0,098
<i>Encyonema</i> sp.2	1235,86	10,29	9,840
<i>Encyonema</i> sp.3	12,95	0,108	0,076
<i>Eunotia bilunaris</i>	71,13	0,593	0,257
<i>Eunotia camelus</i>	5,49	0,046	0,046
<i>Eunotia didyma</i>	7,00	0,058	0,058
<i>Eunotia exigua</i>	1128,79	9,407	8,369
<i>Eunotia flexuosa</i>	16,07	0,134	0,077
<i>Eunotia minor</i>	14,84	0,124	0,087
<i>Eunotia monodon</i>	5,13	0,043	0,043
<i>Eunotia serra</i>	35,42	0,295	0,174
<i>Eunotia</i> sp.1	100,23	0,835	0,352
<i>Eunotia</i> sp.2	38,65	0,322	0,166
<i>Eunotia</i> sp.3	17,00	0,142	0,142
<i>Eunotia</i> sp.4	59,64	0,497	0,286
<i>Fragilaria capucina</i>	208,06	1,734	0,633
<i>Fragilaria rumpens</i>	7,69	0,064	0,064
<i>Fragilaria crotonensis</i>	8,54	0,071	0,071
<i>Fragilaria</i> sp.1	74,98	0,625	0,244
<i>Fragilariforma</i> sp.1	7,00	0,058	0,058
<i>Frustulia saxonica</i>	9,00	0,075	0,075
<i>Frustulia</i> sp.1	6,83	0,057	0,057
<i>Geissleria</i> sp.1	30,09	0,251	0,144
<i>Gomphonema affine</i>	14,23	0,119	0,084
<i>Gomphonema augur</i>	26,73	0,223	0,111
<i>Gomphonema gracile</i>	84,46	0,704	0,243
<i>Gomphonema manubrium</i>	9,92	0,083	0,083
<i>Gomphonema naviculoides</i>	7,69	0,064	0,064
<i>Gomphonema parvulum</i>	686,33	5,719	1,873
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	24,00	0,200	0,145
<i>Gomphonema</i> sp.1	5,13	0,043	0,043
<i>Gomphonema</i> sp.2	183,16	1,526	0,357

<i>Gomphonema</i> sp.3	14,59	0,122	0,088
<i>Gomphonema subtile</i>	41,56	0,346	0,285
<i>Gomphonema turris</i>	97,76	0,815	0,295
<i>Gyrosigma fasciola</i>	12,00	0,100	0,100
<i>Gyrosigma</i> sp.1	17,49	0,146	0,110
<i>Hantzschia amphioxys</i>	5,13	0,043	0,043
<i>Hantzschia</i> sp.1	6,03	0,050	0,050
<i>Luticola mutica</i>	8,31	0,069	0,069
<i>Melosira</i> sp.1	46,98	0,391	0,196
<i>Navicula capitatoradiata</i>	23,38	0,195	0,112
<i>Navicula cryptocephala</i>	81,00	0,675	0,675
<i>Navicula cryptotenella</i>	14,23	0,119	0,084
<i>Navicula gregaria</i>	8,79	0,073	0,073
<i>Navicula lohmannii</i>	13,38	0,112	0,079
<i>Navicula ranomafanensis</i>	6,68	0,056	0,056
<i>Navicula</i> sp.1	290,17	2,418	0,743
<i>Navicula zanoni</i>	68,89	0,574	0,239
<i>Nitzschia gracilis</i>	9,92	0,083	0,083
<i>Nitzschia linearis</i>	17,01	0,142	0,100
<i>Nitzschia palea</i>	724,80	6,040	1,035
<i>Nitzschia pumila</i>	7,69	0,064	0,064
<i>Nitzschia recta</i>	6,54	0,055	0,055
<i>Nitzschia reversa</i>	14,48	0,121	0,087
<i>Nitzschia sigma</i>	16,23	0,135	0,095
<i>Nitzschia</i> sp.1	79,98	0,667	0,220
<i>Nitzschia</i> sp.2	13,38	0,112	0,079
<i>Nupela</i> sp.1	29,72	0,248	0,130
<i>Pinnularia</i> sp.1	5,49	0,046	0,046
<i>Pinnularia</i> sp.2	52,70	0,439	0,164
<i>Pinnularia</i> sp.3	18,00	0,150	0,106
<i>Pinnularia viridis</i>	6,83	0,057	0,057
<i>Placoneis disparilis</i>	5,49	0,046	0,046
<i>Placoneis</i> sp.1	61,53	0,513	0,384
<i>Placoneis</i> sp.2	8,00	0,067	0,067
<i>Planothidium</i> sp.1	41,48	0,346	0,246
<i>Sellaphora laevisissima</i>	8,09	0,067	0,067
<i>Sellaphora pupula</i>	9,32	0,078	0,078
<i>Sellaphora</i> sp.1	17,00	0,142	0,101
<i>Stauroneis anceps</i>	7,32	0,061	0,061
<i>Stauroneis borrichii</i>	22,27	0,186	0,112
<i>Stauroneis</i> sp.1	6,28	0,052	0,052
<i>Iconella linearis</i>	35,48	0,296	0,131

	<i>Surirella grunowii</i>	147,52	1,229	0,771
	<i>Iconella helvetica</i>	7,69	0,064	0,064
	<i>Surirella</i> sp.1	98,83	0,824	0,248
	<i>Surirella</i> sp.2	48,47	0,404	0,152
	<i>Surirella</i> sp.3	24,70	0,206	0,104
	<i>Synedra goulardii</i>	20,99	0,175	0,130
	<i>Synedra</i> sp.1	32,60	0,272	0,140
	<i>Tryblionella</i> sp.1	6,83	0,057	0,057
	<i>Ulnaria</i> sp.1	5,13	0,043	0,043
	<i>Ulnaria ulna</i>	15,74	0,131	0,097
	<i>Urosolenia</i> sp.1	7,69	0,064	0,064
Chlamydomphyceae	<i>Chlamydomonas</i> sp.1	477,12	3,976	1,475
	<i>Chlamydomonas</i> sp.2	131,55	1,096	0,965
	<i>Chlamydomonas</i> sp.3	8,79	0,073	0,073
	<i>Spermatozopsis exsultans</i>	15,08	0,126	0,089
Chlorophyceae	<i>Actinastrum</i> sp.1	75,35	0,628	0,406
	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	62,09	0,517	0,419
	<i>Botryococcus</i> sp.1	51,69	0,431	0,206
	<i>Bulbochaete</i> sp.1	8,00	0,067	0,067
	<i>Carteria acidicola</i>	79,07	0,659	0,659
	<i>Mychonastes homosphaera</i>	292,27	2,436	2,130
	<i>Auxenochlorella pyrenoidosa</i>	16,61	0,138	0,099
	<i>Chlorella</i> sp.1	557,47	4,646	2,010
	<i>Chlorococcum</i> sp.1	16,00	0,133	0,133
	<i>Chlorogonium</i> sp.1	5,21	0,043	0,043
	<i>Chlorolobion braunii</i>	8,79	0,073	0,073
	<i>Chlorophyceae</i> sp.1	17,32	0,144	0,144
	<i>Choricystis</i> sp.1	29,47	0,246	0,199
	<i>Closteriopsis</i> sp.2	10,60	0,088	0,088
	<i>Coccomonas orbicularis</i>	8,79	0,073	0,073
	<i>Coelastrum astroideum</i>	8,00	0,067	0,067
	<i>Coelastrum</i> sp.1	12,20	0,102	0,072
	<i>Coenochloris</i> sp.1	8,79	0,073	0,073
	<i>Coenochloris</i> sp.1	53,76	0,448	0,383
	<i>Coenococcus planctonicus</i>	280,85	2,340	0,806
	<i>Coenocystis</i> sp.1	32,00	0,267	0,267
	<i>Willea rectangularis</i>	24,18	0,202	0,121
	<i>Desmodesmus brasiliensis</i>	60,74	0,506	0,175
	<i>Desmodesmus communis</i>	63,64	0,530	0,206
	<i>Desmodesmus opoliensis</i>	32,23	0,269	0,163
	<i>Desmodesmus</i> sp.1	7,32	0,061	0,061

<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	11,00	0,092	0,092
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	30,30	0,253	0,178
<i>Dictyosphaerium</i> sp.1	8,54	0,071	0,071
<i>Diogenes bacillaris</i>	17,00	0,142	0,100
<i>Dispora</i> sp.1	38,44	0,320	0,320
<i>Eudorina unicocca</i>	40,65	0,339	0,138
<i>Eutetramorus</i> sp.1	46,16	0,385	0,179
<i>Eutetramorus</i> sp.2	52,34	0,436	0,436
<i>Eutetramorus tetrasporus</i>	36,23	0,302	0,174
<i>Golenkinia paucispina</i>	6,68	0,056	0,056
<i>Golenkinia radiata</i>	7,69	0,064	0,064
<i>Hariotina reticulata</i>	68,97	0,575	0,386
<i>Keratococcus</i> sp.1	12,86	0,107	0,076
<i>Kirchneriella lunaris</i>	48,15	0,401	0,343
<i>Koliella longiseta</i>	7,69	0,064	0,064
<i>Ankistrodesmus arcuatus</i>	328,14	2,734	0,570
<i>Monoraphidium circinale</i>	35,53	0,296	0,150
<i>Monoraphidium flexuosum</i>	79,14	0,660	0,299
<i>Monoraphidium griffithii</i>	5894,13	49,11	12,53
<i>Monoraphidium irregulare</i>	33,00	0,275	0,201
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	1315,71	10,96	3,399
<i>Monoraphidium litorale</i>	386,89	3,224	1,924
<i>Monoraphidium longiusculum</i>	258,07	2,151	0,682
<i>Monoraphidium minutum</i>	212,73	1,773	0,965
<i>Monoraphidium mirabile</i>	18,01	0,150	0,106
<i>Monoraphidium pusillum</i>	16,47	0,137	0,097
<i>Monoraphidium</i> sp.1	123,28	1,027	0,792
<i>Choricystis tatrae</i>	17,57	0,146	0,146
<i>Monoraphidium tortile</i>	579,48	4,829	1,493
<i>Oedogonium itzigsohnii</i>	40,64	0,339	0,241
<i>Oedogonium</i> sp.1	195,82	1,632	0,620
<i>Oedogonium</i> sp.2	54,98	0,458	0,246
<i>Pandorina morum</i>	298,72	2,489	2,489
<i>Pediastrum duplex</i>	8,00	0,067	0,067
<i>Stauridium tetras</i>	32,68	0,272	0,120
<i>Planktosphaeria</i> sp.	7,69	0,064	0,064
<i>Radiococcus nimbatus</i>	16,28	0,136	0,098
<i>Radiococcus planktonicus</i>	92,83	0,774	0,378
<i>Scenedesmaceae</i> sp.	5,21	0,043	0,043
<i>Scenedesmus ellipticus</i>	247,89	2,066	1,435
<i>Scenedesmus obtusus</i>	21,50	0,179	0,104

	<i>Pseudodidymocystis planctonica</i>	37,85	0,315	0,216
	<i>Scenedesmus</i> sp.1	250,66	2,089	0,935
	<i>Scenedesmus</i> sp.2	9,92	0,083	0,083
	<i>Schroederia setigera</i>	6,68	0,056	0,056
	<i>Schroederia</i> sp.	23,50	0,196	0,113
	Sp.1	6,99	0,058	0,058
	<i>Messastrum gracile</i>	19,84	0,165	0,116
	<i>Sphaerocystis</i> sp.1	7,69	0,064	0,064
	<i>Sphaerocystis</i> sp.2	6,03	0,050	0,050
	<i>Tetraedron caudatum</i>	7,69	0,064	0,064
	<i>Tetraedron</i> sp.1	6,83	0,057	0,057
	<i>Tetrallantos lagerheimii</i>	56,20	0,468	0,387
	<i>Thorakochloris</i> sp.1	5,21	0,043	0,043
	<i>Treubaria</i> sp.1	31,78	0,265	0,159
Chrysophyceae	<i>Dinobryon sertularia</i>	69,19	0,577	0,577
	<i>Dinobryon</i> sp.1	16,23	0,135	0,095
	<i>Dinobryon bavaricum</i>	14,84	0,124	0,087
Cryptophyceae	<i>Komma caudata</i>	104,35	0,870	0,584
	<i>Chroomonas coerulea</i>	16,62	0,139	0,139
	<i>Chroomonas nordstedtii</i>	24,91	0,208	0,167
	<i>Chroomonas</i> sp.1	31,94	0,266	0,168
	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	1027,42	8,562	3,655
	<i>Cryptomonas erosa</i>	2390,98	19,92	7,423
	<i>Cryptomonas marssonii</i>	901,08	7,509	1,342
	<i>Cryptomonas obovata</i>	97,88	0,816	0,402
	<i>Cryptomonas ovata</i>	161,53	1,346	0,441
	<i>Cryptomonas phaseolus</i>	257,67	2,147	0,462
	<i>Cryptomonas platyuris</i>	19,00	0,158	0,115
	<i>Cryptomonas</i> sp.1	336,05	2,800	0,915
	<i>Cryptomonas tenuis</i>	173,59	1,447	0,405
	<i>Ulothrix</i> sp.1	9,61	0,080	0,080
Cyanobacteria	<i>Aphanocapsa elachista</i>	50,79	0,423	0,190
	<i>Aphanocapsa</i> sp.1	220,99	1,842	0,637
	<i>Aphanocapsa</i> sp.2	10,00	0,083	0,083
	<i>Aphanothece</i> sp.1	29,70	0,248	0,153
	<i>Bacularia</i> sp.1	6,99	0,058	0,058
	<i>Chroococcus dispersus</i>	135,67	1,131	1,131
	<i>Chroococcus minor</i>	199,53	1,663	0,729
	<i>Chroococcus minutus</i>	38,18	0,318	0,194
	<i>Chroococcus</i> sp.1	66,53	0,554	0,212
	<i>Chroococcus</i> sp.2	17,00	0,142	0,101

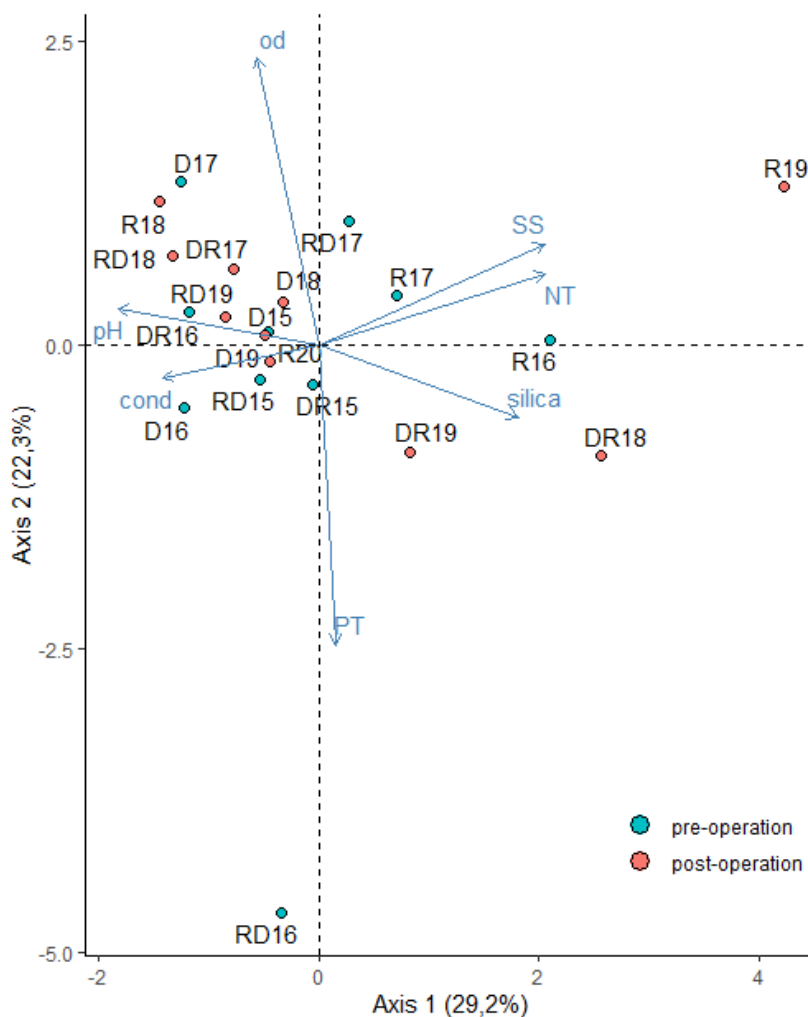


	<i>Chroococcus</i> sp.3	11,00	0,092	0,092
	<i>Cyanobacteria</i> sp.1	32,28	0,269	0,142
	<i>Cyanobacteria</i> sp.2	7,50	0,063	0,063
	<i>Geitlerinema amphibium</i>	27,38	0,228	0,162
	<i>Geitlerinema</i> sp.1	304,10	2,534	0,847
	<i>Komvophoron apiculatum</i>	7,15	0,060	0,060
	<i>Komvophoron schmidle</i>	223,00	1,858	1,858
	<i>Leptolyngbya</i> sp.1	6,03	0,050	0,050
	<i>Limnothrix</i> sp.1	323,50	2,696	1,073
	<i>Merismopedia</i> sp.1	38,44	0,320	0,320
	<i>Oscillatoria limosa</i>	5,69	0,047	0,047
	<i>Potamolinea</i>			
	<i>aerugineocaerulea</i>	21,00	0,175	0,175
	<i>Phormidium</i> sp.1	23,18	0,193	0,136
	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	648,22	5,402	1,687
	<i>Planktothrix</i> sp.1	62,48	0,521	0,416
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	86,17	0,718	0,246
	<i>Pseudanabaena galeata</i>	131,20	1,093	0,346
	<i>Pseudanabaena</i> sp.1	218,04	1,817	0,881
	<i>Raphidiopsis</i> sp.1	127,66	1,064	0,707
	<i>Romeria chlorina</i>	633,81	5,282	1,187
	<i>Romeria</i> sp.1	79,99	0,667	0,352
	<i>Romeria victoriae</i>	11,39	0,095	0,095
	<i>Scytonema</i> sp.1	13,87	0,116	0,084
	<i>Spirulina</i> sp.1	5,13	0,043	0,043
	<i>Synechococcus</i> sp.1	21,00	0,175	0,175
	<i>Synechocystis</i> sp.1	234,30	1,952	0,546
Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> sp.1	14,37	0,120	0,085
	<i>Peridinium</i> sp.2	55,42	0,462	0,249
	<i>Sphaerodinium</i> sp.1	72,31	0,603	0,220
Euglenophyceae	<i>Entosiphon</i> sp.1	10,98	0,092	0,092
	<i>Euglena agilis</i>	56,84	0,474	0,248
	<i>Euglena gracilis</i>	7,69	0,064	0,064
	<i>Euglena</i> sp.1	113,02	0,942	0,421
	<i>Euglena</i> sp.2	44,46	0,371	0,302
	<i>Euglena</i> sp.3	19,84	0,165	0,165
	<i>Euglena</i> sp.4	8,79	0,073	0,073
	<i>Phacus salinus</i>	47,83	0,399	0,265
	<i>Phacus</i> sp.1	11,96	0,100	0,071
	<i>Strombomonas</i> sp.1	54,48	0,454	0,279
	<i>Strombomonas</i> sp.2	16,62	0,139	0,139
	<i>Trachelomonas hispida</i>	52,67	0,439	0,183
	<i>Trachelomonas</i> sp.1	131,01	1,092	0,345

	<i>Trachelomonas</i> sp.2	18,04	0,150	0,086
	<i>Trachelomonas</i> sp.3	0,00	0,000	0,000
	<i>Trachelomonas volvocina</i>	330,55	2,755	0,535
Synurophyceae	<i>Mallomonas papillosa</i>	15,00	0,125	0,125
	<i>Mallomonas</i> sp.1	66,97	0,558	0,209
	<i>Mallomonas</i> sp.2	119,25	0,994	0,307
	<i>Synura</i> sp.1	26,67	0,222	0,131
Trebouxiophyceae	<i>Lemmermannia tetrapedia</i>	50,99	0,425	0,248
	<i>Koliella longiseta</i>	17,53	0,146	0,106
	<i>Quadricoccus</i> sp1	7,15	0,060	0,060
	<i>Closterium gracile</i>	78,01	0,650	0,295
	<i>Closterium kuetzingii</i>	18,00	0,150	0,106
	<i>Closterium leibleinii</i>	7,15	0,060	0,060
	<i>Closterium parvulum</i>	9,92	0,083	0,083
	<i>Closterium</i> sp.1	64,59	0,538	0,210
	<i>Cosmarium blyttii</i>	11,39	0,095	0,095
	<i>Cosmarium contractum</i>	56,41	0,470	0,316
	<i>Cosmarium contractum</i> var.			
	<i>Ellipsodeum</i>	7,69	0,064	0,064
	<i>Cosmarium laeve</i>	9,92	0,083	0,083
	<i>Cosmarium ornatum</i>	9,61	0,080	0,080
	<i>Cosmarium regnellii</i>	6,83	0,057	0,057
	<i>Cosmarium</i> sp.1	21,03	0,175	0,087
	<i>Cosmarium</i> sp.2	11,39	0,095	0,067
	<i>Cosmarium</i> sp.3	5,69	0,047	0,047
	<i>Desmidium aptogonum</i>	13,37	0,111	0,111
	<i>Hyalotheca</i> sp.1	7,00	0,058	0,058
	<i>Mougeotia</i> sp.1	47,29	0,394	0,275
	<i>Penium</i> sp.1	6,00	0,050	0,050
	<i>Staurastrum</i> sp.1	20,59	0,172	0,121
	<i>Staurastrum</i> sp.2	13,09	0,109	0,109
	<i>Staurastrum tetracerum</i>	21,92	0,183	0,139
	<i>Staurodesmus</i> sp.1	9,61	0,080	0,080
	<i>Staurodesmus validus</i>	9,61	0,080	0,080
	<i>Teilingia granulata</i>	15,69	0,131	0,092

**Tabela S3:** Média (Mean) e desvio padrão (SD) das variáveis ambientais e coliformes termotolerantes nos seis pontos amostrados para cada campanha (C1 a C20). PT = fósforo total; NT = nitrogênio total; OD = oxigênio dissolvido; SS = sólidos suspensos; cond = condutividade; colif = coliformes termotolerantes; NMP = número mais provável.

	PT (mg/L)		NT (mg/L)		OD (mg/L)		Sílica (mg/L)		SS (mg/L)		cond (µs/cm)		pH		colif (NMP/100mL)	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
C1	0,05	0,03	1,13	0,12	6,33	0,40	7,52	1,99	21,33	4,50	28,13	2,96	6,78	0,17	226,50	165,95
C2	0,03	0,04	0,79	0,45	7,09	0,25	6,33	1,39	9,54	5,35	23,17	3,04	6,73	0,25	65,00	101,93
C3	0,02	0,01	0,44	0,17	6,35	0,70	8,98	0,59	10,75	14,65	21,73	0,66	6,70	0,33	221,33	287,88
C4	0,34	0,39	2,70	0,34	7,12	0,31	11,30	1,74	43,67	8,52	19,17	2,54	6,75	0,25	6053,33	4043,79
C5	1,30	1,89	1,17	0,55	3,95	0,33	10,48	0,52	2,50	2,04	25,23	1,76	6,97	0,15	748,33	464,73
C6	0,06	0,06	0,59	0,28	5,67	0,22	1,00	0,29	2,50	2,04	21,82	0,36	6,97	0,05	70,67	46,94
C7	0,02	0,01	0,59	0,19	7,08	0,60	6,03	0,24	6,42	4,47	21,58	0,35	7,13	0,05	2815,00	3639,31
C8	0,07	0,03	1,72	0,22	7,17	0,93	4,88	0,88	14,67	7,45	18,00	1,27	6,67	0,23	27535,00	60097,87
C9	0,01	0,02	1,30	0,23	7,92	0,84	7,15	1,57	36,67	10,93	22,47	1,50	6,87	0,08	13383,33	15338,37
C10	0,01	0,02	0,64	0,63	9,55	0,52	8,50	1,37	7,54	4,82	24,92	3,92	6,93	0,15	1066,55	1627,22
C11	0,02	0,01	0,87	0,16	7,52	0,58	8,85	0,87	15,67	7,09	20,58	0,85	7,27	0,20	305,33	398,20
C12	0,03	0,02	0,79	0,17	9,05	0,46	5,32	0,71	13,00	4,52	26,68	1,04	6,93	0,18	663,83	812,91
C13	0,02	0,01	0,50	0,18	8,37	0,65	4,50	0,86	8,67	3,72	26,35	1,42	6,77	0,08	2933,50	5919,69
C14	0,01	0,01	2,66	0,62	6,48	0,53	0,93	0,63	1,25	0,00	19,87	1,06	7,02	0,04	164697,87	371017,97
C15	0,01	0,00	0,41	0,10	6,55	0,55	29,12	3,67	3,08	1,42	17,83	0,57	6,23	0,08	21714,00	53049,15
C16	0,07	0,02	5,30	2,12	6,97	0,81	12,65	1,03	82,33	9,83	21,40	0,92	6,63	0,10	865,50	984,37
C17	0,02	0,03	0,80	0,18	6,35	0,24	4,18	1,20	26,75	19,93	21,85	2,74	7,23	0,42	991,67	739,15
C18	0,04	0,02	0,12	0,16	7,22	0,40	6,03	1,92	4,42	3,29	20,48	1,46	6,68	0,12	503,33	746,21
C19	0,08	0,10	0,65	0,30	4,83	0,79	5,13	1,53	42,21	77,55	24,23	2,22	6,47	0,23	3726,80	8018,90
C20	0,01	0,01	0,95	0,08	6,12	0,68	4,47	0,66	21,00	3,29	24,45	4,37	6,82	0,12	7483,33	7176,74

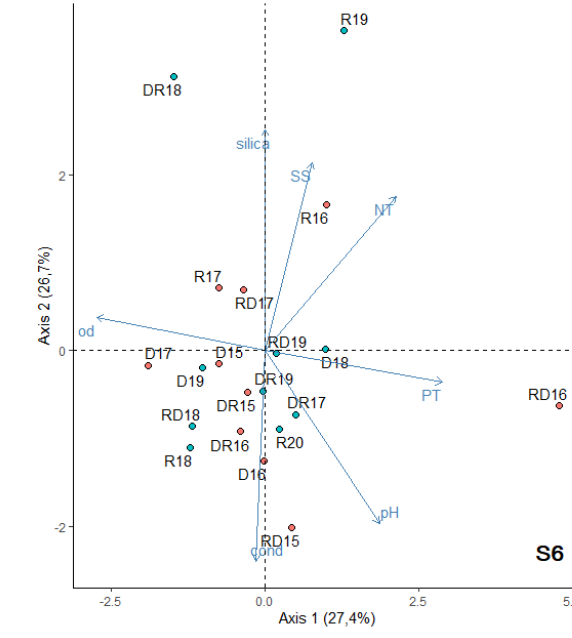
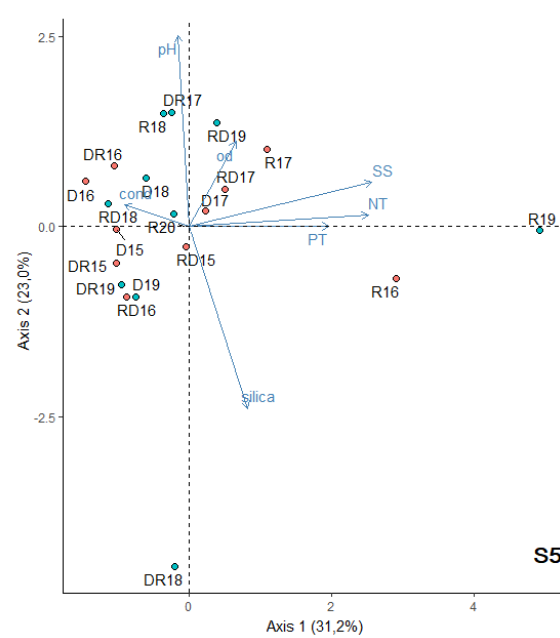
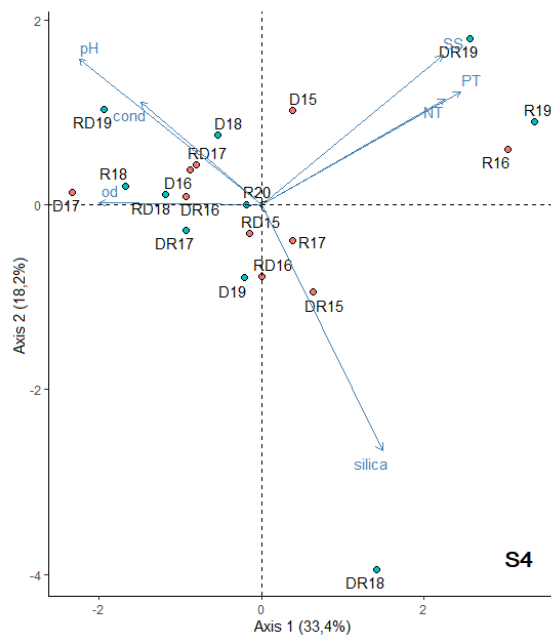
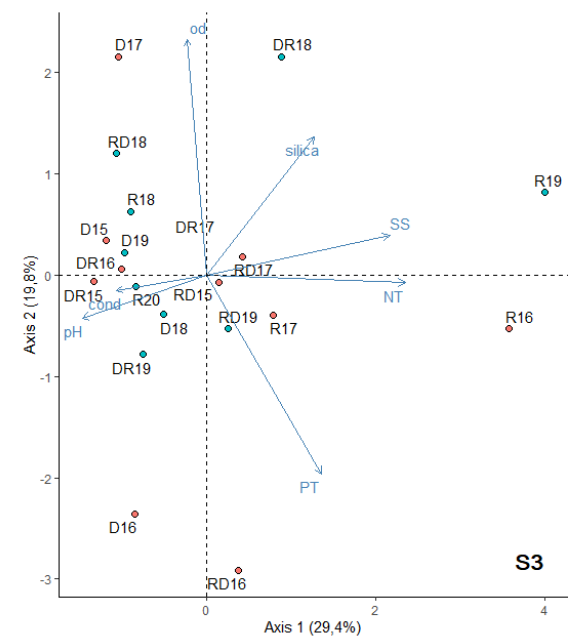
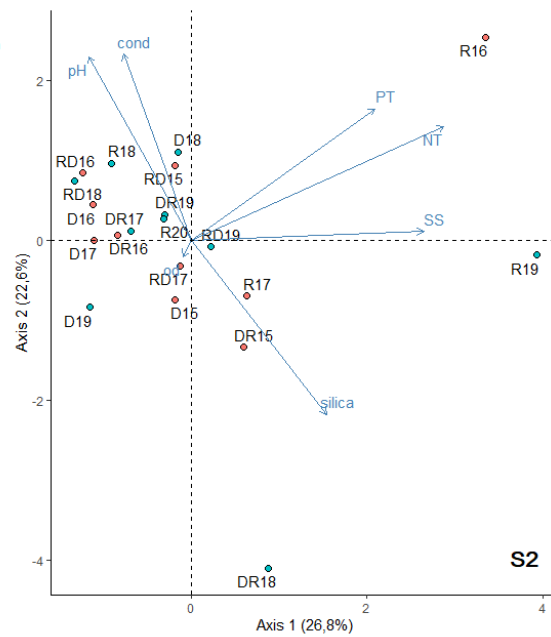
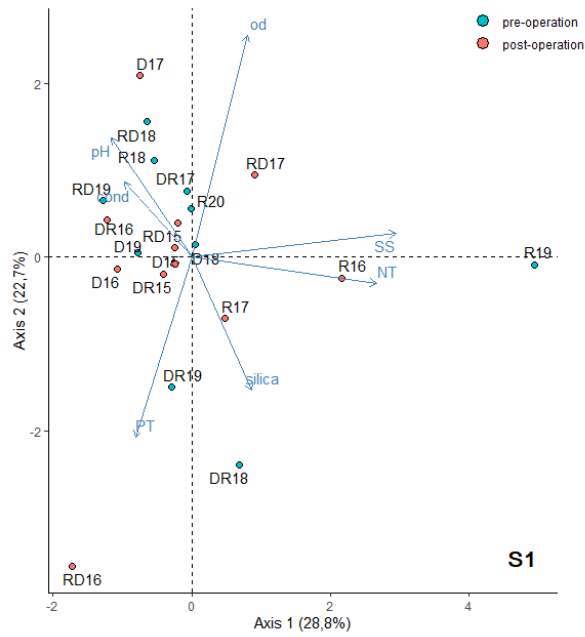


**Figura S1:** Diagrama de ordenação PCA das médias dos dados ambientais para cada uma das campanhas de amostragem. PT = fósforo total; NT = nitrogênio total; od = oxigênio dissolvido; SS = sólidos suspensos; cond = condutividade. R: período de chuva; RD: período de transição chuva-seca; D: período de seca; DR: período de transição seca-chuva. Os números de 15 a 20 indicam o ano de amostragem (2015-2020).

Os dois primeiros eixos da Análise dos Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais resumiram 51,5% da variabilidade dos dados ao longo das campanhas de amostragem (Figura S1). No geral, a maioria das campanhas apresentou maiores valores de pH e condutividade e menores valores de sílica, sólidos suspensos e nitrogênio total. Porém, algumas campanhas se diferenciam por apresentarem características ambientais inversas à maioria – como os períodos de chuva de 2016, 2017 e 2019 (R16, R17 e R19) e seca-chuva de 2018 e 2019 (DR18 e DR19). O período de chuva-seca de 2016 (RD16) também se diferenciou dos demais por apresentar altas concentrações de fósforo total e baixas concentrações de oxigênio dissolvido

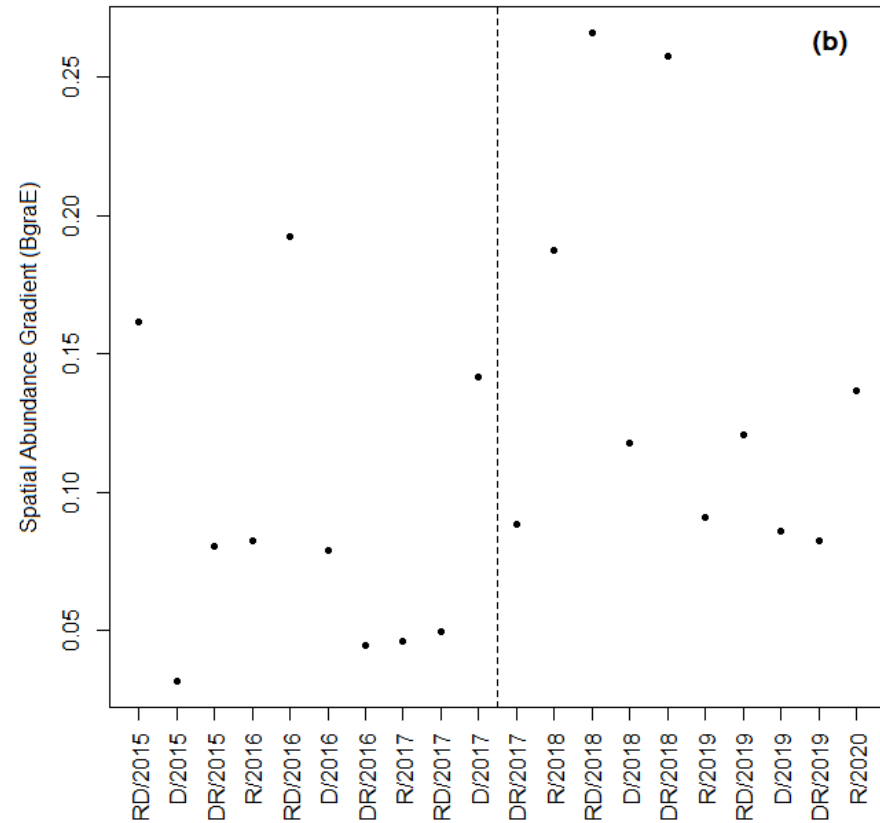
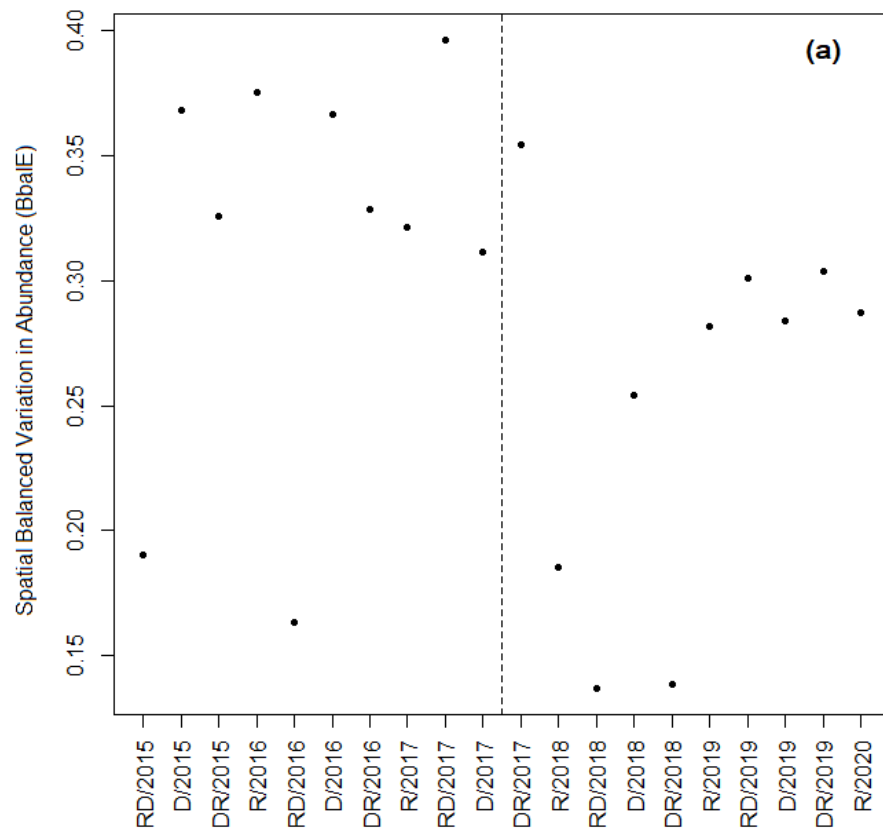
**Tabela S4:** Média (Mean) e desvio padrão (SD) das variáveis ambientais e coliformes termotolerantes nas campanhas para ponto amostrado (S1 a S6). PT = fósforo total; NT = nitrogênio total; OD = oxigênio dissolvido; SS = sólidos suspensos; cond = condutividade; colif = coliformes termotolerantes; NMP = número mais provável.

	PT (mg/L)		NT (mg/L)		OD (mg/L)		Silica (mg/L)		SS (mg/L)		cond (µs/cm)		pH		colif (NMP/100mL)	
	Mean	DP	Mean	DP	Mean	DP	Mean	DP	Mean	DP	Mean	DP	Mean	DP	Mean	DP
S1	0,21	0,79	1,19	1,26	6,95	1,32	7,23	6,94	15,10	22,65	21,98	3,14	6,75	0,36	972,15	2012,51
S2	0,08	0,25	1,18	0,99	6,83	1,24	7,63	5,95	18,63	19,72	22,80	2,65	6,80	0,29	56129,90	205377,87
S3	0,06	0,07	1,02	0,85	6,95	1,37	7,75	5,16	18,79	18,66	23,29	4,06	6,84	0,25	12763,15	35720,16
S4	0,03	0,04	1,24	1,17	6,81	1,61	7,60	5,27	25,29	46,20	22,82	3,85	6,84	0,34	1574,40	2717,70
S5	0,04	0,04	1,46	1,99	6,76	1,47	7,83	6,53	17,18	18,81	21,59	2,96	6,88	0,29	3466,40	9584,91
S6	0,25	0,86	1,15	1,14	7,00	1,36	7,99	6,13	17,21	21,21	22,51	3,64	6,87	0,27	1915,07	3249,55



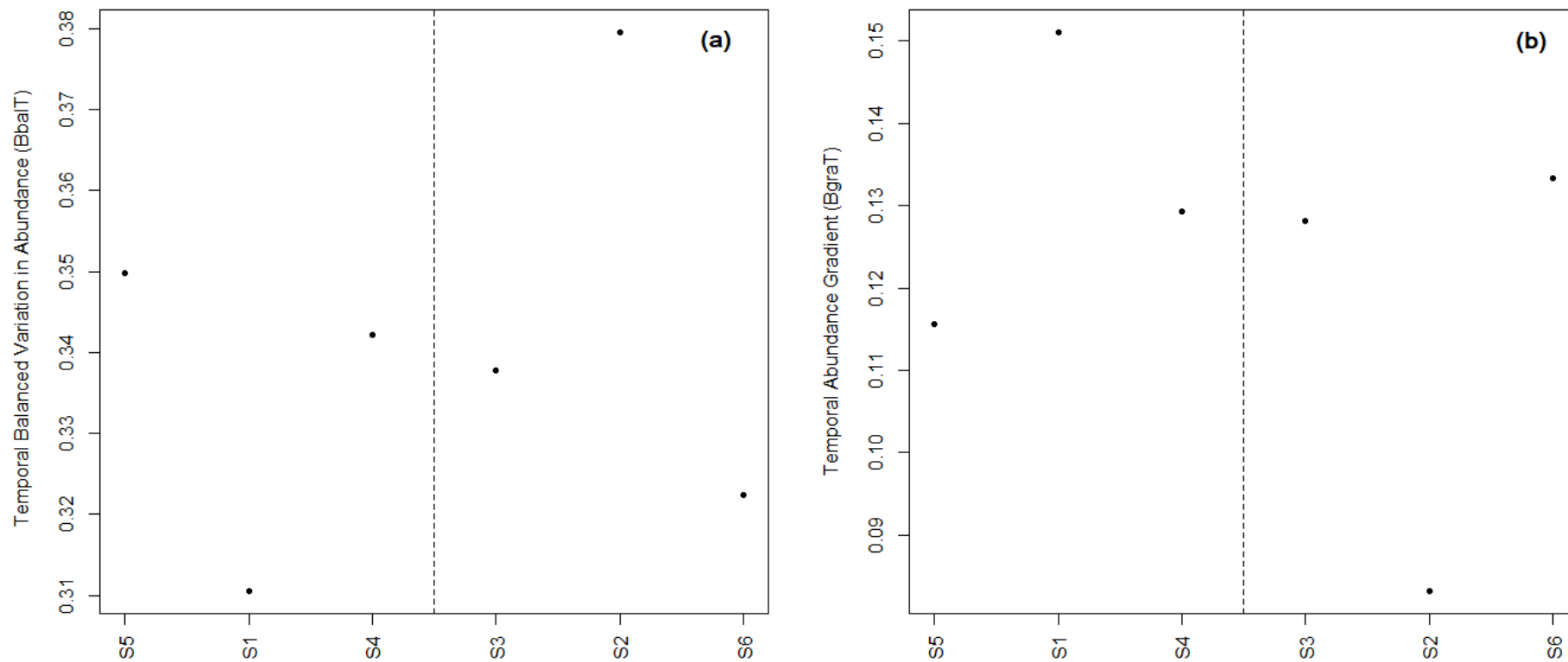
**Figura S2:** Diagrama de ordenação PCA dos dados ambientais para cada um dos pontos amostrados (S1-S6). PT = fósforo total; NT = nitrogênio total; od = oxigênio dissolvido; SS = sólidos suspensos; cond = condutividade. R: período de chuva; RD: período de transição chuva-seca; D: período de seca; DR: período de transição seca-chuva. Os números de 15 a 20 indicam o ano de amostragem (2015-2020).

A PCA das variáveis ambientais em cada um dos pontos (Figura S2) mostrou que, independente do ponto amostrado, grande parte das campanhas apresentaram maiores valores de pH e condutividade e baixas concentrações de nitrogênio total e sólidos suspensos. Algumas campanhas se destacaram por apresentarem medidas inversas à maioria em praticamente todos os pontos, como é o caso das campanhas de chuva de 2016 e 2019 (R16 e R19). Outra campanha que se diferenciou em todos os pontos foi a de seca-chuva de 2018 (DR18), que apresentou altos valores de sílica e baixos valores de pH e condutividade.



**Figura S3:** Variância Balanceada Espacial das Abundâncias (BbalE) (a) e Gradiente Espacial das Abundâncias (BgraE) (b) por campanha de amostragem. A linha vertical tracejada sinaliza o período de início da operação da barragem. R: período de chuva; RD: período de transição chuva-seca; D: período de seca; DR: período de transição seca-chuva.





**Figura S4:** Variância Balanceada Temporal das Abundâncias (BbalT) (a) e Gradiente Temporal das Abundâncias (BgraT) (b) por ponto amostrado (S1 a S6). Os pontos estão ordenados de acordo o sentido do fluxo do Rio Verdão (Ver Figura 1). A linha vertical tracejada sinaliza o barramento (ente S4 e S3).

**Tabela S5:** Resultados das ANOVAs das regressões lineares da diversidade beta espacial (BdivE) do zooplâncton e de suas partições da família Baselga – variação balanceada da abundância (BbalE) e gradiente de abundância (BgraE) em função do tempo (campanhas de amostragem; time). Soma Sq: Soma dos quadrados; Df: graus de liberdade; F value: valor de F; p: probabilidade de significância; Residuals: resíduos.

lm(BdivE~time)					lm(BbalE~time)					lm(BgraE~time)				
	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)		Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)		Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
time	0,0000	1	0,010	0,920	time	0,0049	1	0,754	0,3967	time	0,0045	1	0,991	0,333
Residuals	0,0227	18			Residuals	0,1181	18			Residuals	0,0809	18		

**Tabela S6:** Resultados das ANOVAs das regressões lineares da diversidade beta temporal (BdivT) do zooplâncton e de suas partições da família Baselga – variação balanceada da abundância (BbalT) e gradiente de abundância (BgraT) em função do espaço (pontos amostrados; S). Soma Sq: Soma de quadrados; Df: graus de liberdade; F value: valor de F; p: probabilidade de significância; Residuals: resíduos.

lm(BdivT~S)					lm(BbalT~S)					lm(BgraT~S)				
	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)		Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)		Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
S	0,0000	1	1,462	0,293	S	0,0001	1	0,088	0,7813	S	0,0002	1	0,323	0,600
Residuals	0,0001	4			Residuals	0,0028	4			Residuals	0,0024	4		

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos com a comunidade zooplanctônica são importantes para o monitoramento ambiental por fornecerem uma visão mais ampliada de como as perturbações naturais e antropogênicas influenciam as comunidades aquáticas. As características da história de vida do zooplâncton fazem com que esta comunidade seja apropriada para o biomonitoramento de ambientes aquáticos, especialmente daqueles com alterações hidrológicas, como o represamento fluvial. Ainda, o acompanhamento de diferentes métricas de diversidade zooplanctônica é capaz de elucidar os processos ecológicos de estruturação das comunidades em ambientes impactados. Além disso, estudos sobre a comunidade zooplanctônica em barragens de Pequenas Centrais Hidrelétricas e que acompanham o processo de estabelecimento e operação da barragem são escassos, o que reforça a relevância do presente trabalho.

Nosso estudo demonstrou que as barragens de Pequenas Centrais Hidrelétricas podem gerar efeitos claros sobre a estrutura, riqueza e densidade de toda a comunidade zooplanctônica e nos diferentes grupos do zooplâncton. O represamento do rio foi um fator responsável pela variação de diversidade beta temporal e dos componentes da diversidade beta espacial da família *Baselga*. Juntamente com a sazonalidade, algumas variáveis ambientais também foram importantes para explicar a variação espacial dos componentes da diversidade beta. Além disso, a alta dissimilaridade espacial e temporal impulsionada, predominantemente, pela variação balanceada das abundâncias, indicou que a comunidade zooplanctônica se estruturou principalmente por meio do filtro de espécies devido a habitats heterogêneos espacial e temporalmente na região sob influência da PCH.

Com base em nossos resultados, sugerimos que o monitoramento ambiental desta área deve ser de longo prazo, a fim de detectar possíveis efeitos de reservatórios hidrelétricos em PCHs na comunidade zooplanctônica e em outras comunidades aquáticas. Também indicamos que o monitoramento deva continuar incluindo todos os períodos sazonais, levando em consideração a influência da sazonalidade em diferentes parâmetros da diversidade zooplanctônica. Por fim, recomendamos que seja avaliado o impacto cumulativo

de outras barragens no Rio Verdão, haja visto que outra PCH (Verdão 8) já se encontra em operação à montante da região estudada.