



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Estratégias para o monitoramento da comunidade zooplanctônica
antes e após a construção de uma Pequena Central Hidrelétrica no
bioma Cerrado

Glênia Nunes de Mello

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Brasília, DF
Maio de 2023



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Estratégias para o monitoramento da comunidade zooplanctônica
antes e após a construção de uma Pequena Central Hidrelétrica no
bioma Cerrado

Glênia Nunes de Mello

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

**Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Ecologia da
Universidade de Brasília, como
requisito parcial para obtenção do
título de Mestre em Ecologia.**

Brasília, DF
Maio de 2023

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos que colaboraram de alguma forma, para a elaboração e nascimento deste trabalho.

Obrigada à minha família (Luzinete, José, Felipe) por me apoiar nas conquistas dos meus sonhos, por sempre priorizarem meus estudos e principalmente por todo o amor e acolhimento nos momentos bons, mas principalmente nos momentos mais difíceis dessa jornada.

Obrigada à Natália pela paciência, pelo amor, pelo carinho e pelo cuidado em cada pedacinho desse trabalho. Mesmo presente de corpo em casa, entendo que muitas vezes foi complicado o meu distanciamento para ficar horas a fio na frente do computador, lidar com as crises de ansiedade e minhas insônias. Gratidão por tudo.

Obrigada Ludgero, por ter me recebido em seu laboratório num momento de grande tensão na minha vida acadêmica, me acolhendo em vários aspectos com muita dedicação, paciência e voto de confiança. Você é incrível!

Obrigada Carla por ter me acolhido, me dado inúmeros ensinamentos, me incentivado e resolvido inúmeros problemas que foram surgindo no meio do caminho. Gratidão por cada momento que você dedicou comigo, sem você definitivamente esse trabalho não teria sido realizado da forma incrível que foi!

Agradeço a banca, Dra. Priscila Carvalho e Dr. Ricardo Bonfim, pelas contribuições e tempo dedicado ao meu crescimento profissional.

Obrigada CNPq pela ajuda financeira preciosa.

Obrigada à companhia Santa Helena Energia S/A por todos os dados foram fornecidos e à Biota Projetos e Consultoria Ambiental LTDA pela amostragem, identificação e contagem de organismos.

Obrigada aos meus (velhos) amigos que me apoiaram nessa empreitada desde o início, em especial o Noé, que patrocinou a minha prova para ingressar no mestrado, me deu conselhos e me encheu das mais geniais ideias; a Nathália que sempre me deu os melhores conselhos, ouviu todas as minhas reclamações, me acolheu em todas as crises e me mostrou que eu sou uma máquina de vencer; ao Dudu que me ajuda a resolver os B.Os a 13 anos, e dessa vez não seria diferente!

Gratidão a todos que eu conheci (e que sofreram junto comigo), tornado tudo mais leve mesmo quando estávamos rindo, mas querendo chorar, principalmente Larissa e Bárbara, que foram parceiras de risadas, choros, reclamações, comemorações e cervejinha gelada. Ao Gustavo (que eu já conhecia da UCB) que foi super atencioso em buscar auxílio do Gleicon para me ajudar, vocês foram demais, muito obrigada!

Obrigada Juliette, minha terapeuta, sua ajuda nesse caminho do autoconhecimento, os conselhos e até mesmo os memes foram fundamentais para essa conquista (com contenção de surtos).

Esse trabalho foi feito por meio de acertos e erros, tropeços, inseguranças, mas nada foi maior que minha vontade enorme de crescer. Não foi fácil e quis largar tudo logo no início por não me achar merecedora de ocupar aquele espaço. Passei por situações que quase me fizeram acreditar que era incapaz, então agradeço a mim, por ter me tornado uma mulher e uma profissional melhor, por ter respeitado meu tempo, abraçado as minhas mudanças e ser a prova viva de que ninguém pode nos impedir de ocupar espaços que são nossos.

“Eu trabalhei duro por muito tempo para chegar até aqui. Não é sobre ganhar, é sobre não desistir. Se você tem um sonho, lute por ele. Não é sobre quantas vezes você foi rejeitado, caiu e teve que levantar. É sobre quantas vezes você fica em pé, levanta a cabeça e segue em frente.”

Lady Gaga

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELAS	7
RESUMO	9
ABSTRACT	10
INTRODUÇÃO GERAL	11
1. INTRODUÇÃO	14
2. MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1 ÁREA DE ESTUDO	17
2.2 AMOSTRAGEM	18
2.3 ANÁLISE DE DADOS.....	21
3. RESULTADOS	22
4. DISCUSSÃO.....	30
4.1 GRUPOS SUBSTITUTOS	30
4.2 RESOLUÇÃO TAXONÔMICA.....	32
4.3 SUFICIÊNCIA NUMÉRICA.....	33
5. CONCLUSÃO	34
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
7. MATERIAL SUPLEMENTAR	42

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização dos pontos de coleta ao longo do Rio Verdão em áreas influenciadas pela construção da Pequena Central Hidroelétrica Ypê..... 19
- Figura 2.** Densidade total, em ind/m-3, encontrada em cada local de amostragem.....25
- Figura 3.** Variação na concordância (medida de Procrustes) entre os grupos zooplanctônicos e entre o zooplâncton e fitoplâncton total no reservatório da PCH Ypê (Rio Verdão). Valores não significativos são indicados por símbolos na cor cinza. P.O.: Pré-operação; Oper.: Operação.....24
- Figura 4.** Variação na força de suficiência taxonômica (comparações entre os dados em nível de espécie e em nível de gênero; medida de Procrustes) para os grupos zooplanctônicos no reservatório da PCH Ypê (Rio Verdão). Os valores não significativos são indicados por símbolo na cor cinza. P.O.: Pré-operação; Oper.: Operação.....27
- Figura 5.** Variação na força de suficiência taxonômica (comparações entre os dados em nível de espécie e em nível de família; medida de Procrustes) para os grupos zooplanctônicos no reservatório da PCH Ypê (Rio Verdão). Os valores não significativos são indicados por símbolo na cor cinza. P.O.: Pré-operação; Oper.: Operação.....28
- Figura 6.** Variação na força de suficiência numérica (comparações entre dados de abundância e presença/ausência; medida de Procrustes) para cada grupo zooplanctônico no reservatório da PCH Ypê (Rio Verdão). Valores não significativos são indicados por símbolos na cor cinza. P.O.: Pré-operação; Oper.: Operação.....29

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Programa de coleta de dados para as amostragens realizadas entre 2014 e 2020 nas fases pré-operacional e operacional da PCH Ypê.....18
- Tabela 2.** Densidade total (ind/m³) e riqueza da comunidade zooplânctônica total e dos diferentes grupos separadamente (microcrustáceos, rotíferos e amebas testáceas) nas campanhas realizadas na fase de pré-operação da PCH Ypê.....23
- Tabela 3.** Densidade total (ind/m³) e riqueza da comunidade zooplânctônica total e dos diferentes grupos separadamente (microcrustáceos, rotíferos e amebas testáceas) nas campanhas realizadas na fase de operação da PCH Ypê.....23
- Tabela S1.** Táxons de zooplâncton identificadas no rio Verdão de 2015 a 2020 e as suas densidades (ind/m³) expressas como total.....41
- Tabela S2.** Coordenadas, em UTM, dos locais de amostragem na PCH Ypê. As regiões à montante e à jusante foram designadas em relação à área de represa..... 46

RESUMO

A construção de reservatórios hídricos causa diversos tipos de pressões no ambiente, causando mudanças nos processos ecossistêmicos e na estrutura das comunidades aquáticas, suficientes para considerar os reservatórios como “ecossistemas novos”. Essas alterações hidrológicas são refletidas na biota aquática, afetando os diferentes níveis tróficos da comunidade zooplanctônica, que é composta por organismos que respondem rapidamente às condições ambientais. Sendo assim, para a otimização dos programas de biomonitoramento de longo prazo e ampla cobertura espacial, é importante testar a confiabilidade de diferentes estratégias de redução de custo, como grupos substitutos, suficiência taxonômica e suficiência numérica. Utilizando informações sobre a estrutura espacial da comunidade zooplanctônica ao longo de uma larga escala temporal, nosso objetivo foi testar se essas estratégias de otimização poderiam ser aplicadas para aumentar a eficiência dos programas de biomonitoramento em reservatórios hidrelétricos. Os dados de zooplâncton foram coletados no reservatório da Pequena Central Hidrelétrica Ypê, no Rio Verdão, Goiás, Brasil, nas fases de pré-operação e operação, entre os anos de 2014 e 2020. Os dados foram organizados em diferentes formatos: grupos taxonômicos (microcrustáceos, rotíferos e amebas testáceas), resolução taxonômica (matrizes de espécies, gêneros e famílias) e resolução numérica (dados de abundância e presença/ausência de espécies). Os padrões de ordenação obtidos com a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para as diferentes matrizes foram comparadas usando análises de Procrustes. Nossos resultados sugerem que não há relações consistentes o suficiente entre as matrizes biológicas dos diferentes grupos zooplanctônicos para sugerir a amostragem de apenas um (ou alguns) dos grupos em ambas as fases de pré-operação e operação. Encontramos evidências que apoiam a utilização das abordagens taxonômicas mais altas em programas de biomonitoramento para todos os grupos estudados em ambas as fases de pré-operação e operação. Os padrões de ordenação usando dados de presença/ausência foram semelhantes aos obtidos a partir de dados de abundância, com exceção de microcrustáceos. Concluimos que um programa de monitoramento da comunidade zooplanctônica na PCH Ypê poderia ser aprimorado por meio da substituição da identificação em nível de gênero ou família, ao invés de espécies, para microcrustáceos e rotíferos. Além disso, também seria possível a utilização dos dados de presença/ausência em substituição dos dados de abundância para todos os grupos zooplanctônicos.

Palavras-chave: Rio Verdão; Reservatório; Biomonitoramento; Resolução taxonômica; Grupos substitutos; Resolução numérica.

ABSTRACT

The construction of water reservoirs exerts various pressures on the environment, causing changes in ecosystem processes and the structure of aquatic communities, sufficient to consider reservoirs as "novel ecosystems." These hydrological alterations are reflected in the aquatic biota, affecting different trophic levels of the zooplankton community, which comprises organisms that respond rapidly to environmental conditions. Therefore, for optimizing long-term and spatially extensive biomonitoring programs, it is important to test the reliability of different cost-reduction strategies, such as surrogate groups, taxonomic sufficiency, and numerical sufficiency. Using information on the spatial structure of the zooplankton community over a long temporal scale, our objective was to test whether these optimization strategies could be applied to enhance the efficiency of biomonitoring programs in hydropower reservoirs. Zooplankton data were collected in the Ypê Small Hydropower Reservoir, Verdão River, Goiás, Brazil, during the pre-operation and operation phases, between 2014 and 2020. The data were organized in different formats: taxonomic groups (microcrustaceans, rotifers, and testate amoebae), taxonomic resolution (species, genera, and families matrices), and numerical resolution (abundance and presence/absence data). The ordination patterns obtained using Principal Coordinates Analysis (PCoA) for the different matrices were compared using Procrustes analysis. Our results suggest that there are not consistent enough relationships between the biological matrices of the different zooplankton groups to suggest sampling only one (or a few) of the groups in both pre-operation and operation phases. We found evidence supporting the use of higher taxonomic approaches in biomonitoring programs for all the studied groups in both pre-operation and operation phases. The ordination patterns using presence/absence data were similar to those obtained from abundance data, except for microcrustaceans. We conclude that a zooplankton community monitoring program in the Ypê Small Hydropower Reservoir could be improved by replacing species-level identification with genus or family level for microcrustaceans and rotifers. Additionally, the use of presence/absence data instead of abundance data could be employed for all zooplankton groups.

Keywords: Verdão River; Reservoir; Biomonitoring; Taxonomic resolution; Substitute groups; Numerical resolution.

INTRODUÇÃO GERAL

Reservatórios hídricos podem ser utilizados para diferentes fins, como o estoque de água para consumo humano, geração de energia, turismo, corpo receptor de dejetos domésticos, pesca e irrigação (AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2020). Independentemente da finalidade, reservatórios causam diversos tipos de pressões no ambiente a partir da perda da qualidade química e biológica da água (CARDOSO-SILVA et al., 2018), diminuindo seus benefícios ecológicos (BREUNIG et al., 2017; CARDOSO-SILVA et al., 2018). Sendo assim, a mudança na hidrologia causada pelos diversos represamentos desencadeia a perda de biodiversidade nos sistemas de água doce (DUDGEON et al., 2006), causando mudanças nos processos ecossistêmicos e na estrutura das comunidades aquáticas. Dentre as mais diversas mudanças nessas comunidades, é possível observar o declínio das populações de peixes migratórios (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2008) e a transformação de comunidades pseudoplanctônicas e euplanctônicas (LODI et al., 2014; SIMÕES et al., 2015). Todas essas mudanças são suficientes para considerar os reservatórios como “ecossistemas novos” (HOBBS; HIGGS; HARRIS, 2009), sendo de grande importância a implementação de programas eficientes de monitoramento ambiental (KALLIMANIS et al., 2012).

As comunidades de zooplâncton, que consistem majoritariamente de protozoários, rotíferos e microcrustáceos (CAVAN et al., 2017; DE-CARLI et al., 2018, p.; PEREIRA et al., 2011), podem ser consideradas bioindicadoras, ou seja, organismos responsáveis por indicar a saúde do ecossistema, respondendo rapidamente as mudanças ao redor e dentro do seu ambiente, servindo como importante indicador da qualidade da água (DE-CARLI et al., 2018; PARMAR; RAWTANI; AGRAWAL, 2016). Além disso, o zooplâncton exerce um papel importante na teia alimentar como um mediador de nutrientes e fluxo de energia no ambiente pelágico (WETZEL, 1995), sendo assim o seu monitoramento é imprescindível.

Diante da importância do monitoramento das comunidades de zooplâncton para avaliar os mais diversos ambientes aquáticos, como reservatórios, os programas de monitoramento tendem a ser mais efetivos quando consideram as dimensões biológicas e ambientais no decorrer do espaço e do tempo (ALAHUHTA et al., 2016; ALAHUHTA; AROVIITA, 2016). Entretanto, o aumento do número de amostras tem como consequência o aumento dos custos e do tempo de análise, trazendo também a necessidade de especialistas em diferentes grupos biológicos. Algumas alternativas podem diminuir este problema, como a

utilização de grupos biológicos substitutos (PADIAL et al., 2012), resoluções taxonômicas mais baixas e suficiência numérica (GOMES; VIEIRA; BONNET, 2015; MACHADO et al., 2015).

Dentre as estratégias de otimização de programas de monitoramento em ambientes aquáticos, alguns dos mais debatidos são: (i) a utilização de grupos substitutos, realizada a partir da análise de concordância entre táxons de comunidades biológicas, sob argumento de que dados de diferentes grupos taxonômicos para a detecção de mudanças naturais e antropogênicas acabam sendo redundantes (BINI et al., 2008; GRENOUILLET et al., 2008; PAAVOLA et al., 2006; VIEIRA et al., 2017); (ii) a utilização de suficiência taxonômica, na qual se usa dados de biodiversidade em níveis taxonômicos superiores às espécies, permitindo que os programas de biomonitoramento sejam mais simples, rápidos e econômicos (BENNETT et al., 2014; CARNEIRO et al., 2013; MACHADO et al., 2015); (iii) a utilização de suficiência numérica, baseada no uso de dados simples de presença/ausência em vez de dados de abundância (GUILLAUME BLANCHET; LEGENDRE; HE, 2016), reduzindo o tempo de processamento de amostras e aumentando a extensão espacial dos programas de biomonitoramento (JOSEPH et al., 2006).

Assim, o objetivo geral desse trabalho é testar o aumento da eficiência dos programas de biomonitoramento em reservatórios por meio de três estratégias: grupos substitutos, suficiência taxonômica e suficiência numérica utilizando conjunto de dados de três grupos zooplanctônicos – microcrustáceos (cladóceros e copépodes), rotíferos e amebas testáceas –, coletados durante seis anos, no reservatório da Pequena Central Hidrelétrica Ypê, no Rio Verdão, Goiás, Brasil, nas fases de pré operação, implantação e operação.

REFERÊNCIAS

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

ALAHUHTA, J. et al. Importance of spatial scale in structuring emergent lake vegetation across environmental gradients and scales: GIS-based approach. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 1164–1172, 1 jan. 2016.

ALAHUHTA, J.; AROVIITA, J. Quantifying the relative importance of natural variables, human disturbance and spatial processes in ecological status indicators of boreal lakes. **Ecological Indicators**, v. 63, p. 240–248, 1 abr. 2016.

ANEEL, 2018. Disponível em:

http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/noticias_area/arquivos/48500.002007-2006-11_e_outro.pdf. Acessado em 12 Janeiro 2023.

BENNETT, J. R. et al. Optimizing taxonomic resolution and sampling effort to design cost-effective ecological models for environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 6, p. 1722–1732, 2014.

BINI, L. M. et al. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p. 247–255, 1 fev. 2008.

BREUNIG, F. M. et al. Dynamics of limnological parameters in reservoirs: A case study in South Brazil using remote sensing and meteorological data. **Science of The Total Environment**, v. 574, p. 253–263, 1 jan. 2017.

CARDOSO-SILVA, S. et al. Metals and limnological variables in an urban reservoir: compartmentalization and identification of potential impacted areas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 1, p. 19, jan. 2018.

CARNEIRO, F. M. et al. Higher Taxa Predict Plankton Beta-diversity Patterns Across an Eutrophication Gradient. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 1, p. 43–47, 2013.

CAVAN, E. L. et al. Role of zooplankton in determining the efficiency of the biological carbon pump. **Biogeosciences**, v. 14, n. 1, p. 177–186, 12 jan. 2017.

DE-CARLI, B. P. et al. Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, 11 jun. 2018.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 2, p. 163–182, maio 2006.

GOMES, L. F.; VIEIRA, L. C. G.; BONNET, M. P. Duas abordagens práticas para o monitoramento da comunidade zooplanctônica no Lago Grande do Curuai, Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 45, p. 293–298, set. 2015.

GRENOUILLET, G. et al. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 4, p. 592–603, 2008.

GUILLAUME BLANCHET, F.; LEGENDRE, P.; HE, F. A new cost-effective approach to survey ecological communities. **Oikos**, v. 125, n. 7, p. 975–987, jul. 2016.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 11, p. 599–605, nov. 2009.

JOSEPH, L. N. et al. Presence?Absence versus Abundance Data for Monitoring Threatened Species. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1679–1687, dez. 2006.

KALLIMANIS, A. S. et al. Efficient biodiversity monitoring: Which taxonomic level to study? **Ecological Indicators**, v. 15, n. 1, p. 100–104, 1 abr. 2012.

- LODI, S. et al. Patterns of zooplankton population synchrony in a tropical reservoir. **Journal of Plankton Research**, v. 36, n. 4, p. 966–977, 1 jul. 2014.
- MACHADO, K. B. et al. Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. **Hydrobiologia**, v. 743, n. 1, p. 255–267, 1 jan. 2015.
- PAAVOLA, R. et al. Spatial Scale Affects Community Concordance Among Fishes, Benthic Macroinvertebrates, And Bryophytes In Streams. **Ecological Applications**, v. 16, n. 1, p. 368–379, 2006.
- PADIAL, A. A. et al. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 11, p. 2411–2423, 2012.
- PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, v. 9, n. 2, p. 110–118, 2 abr. 2016.
- PEREIRA, A. P. S. et al. Biodiversidade e estrutura da comunidade zooplanctônica na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 191–205, 31 ago. 2011.
- SIMÕES, N. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, v. 758, 18 mar. 2015.
- VIEIRA, M. C. et al. Biodiversity shortcuts in biomonitoring of novel ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 505–512, 1 nov. 2017.
- WETZEL, R. G. Death, detritus, and energy flow in aquatic ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 33, n. 1, p. 83–89, 1995.

1. INTRODUÇÃO

Um dos desafios da atualidade é alinhar a crescente demanda por energia elétrica com a utilização de recursos renováveis, sendo a utilização de fontes hidroelétricas, eólicas e solares a solução mais valiosa para reduzir problemas ambientais associados aos combustíveis fósseis (NAUTIYAL et al., 2011). O Brasil assumiu a liderança no funcionamento de novas capacidades hidroelétricas em 2019, ultrapassando a China, sendo que a sua produção hidroelétrica fornece aproximadamente 70,5% do fornecimento de eletricidade no país (REN20, 2020).

As Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) são empreendimentos hidrológicos de pequena escala, podendo a capacidade máxima de geração de energia variar entre 10 e 50 MW (KELLY-RICHARDS et al., 2017). No Brasil, atualmente, das 1.507 hidrelétricas, 425 são PCHs, ou seja, aproximadamente 3,5% de toda capacidade hidrelétrica do país (ABRAPCH, 2020). No contexto de energia renovável, as PCHs são uma resposta apropriada para diversos problemas de grandes projetos hidrelétricos, tanto pelo custo de produção de eletricidade quanto pelo tempo de retorno da energia (VARUN; PRAKASH; BHAT, 2009). Porém, vale a pena ressaltar que as alterações hidrológicas e de habitat resultantes do represamento nas PCHs são capazes de exceder as de grandes hidrelétricas (BAKKEN et al., 2012; KIBLER; TULLOS, 2013).

O represamento para a formação de reservatórios hidrológicos é capaz de transformar as características físico-químicas da água (THORNTON et al., 1990), podendo também promover a homogeneização de habitats (SCHMUTZ; SENDZIMIR, 2018) e a fragmentação de ecossistemas fluviais (LANGE et al., 2018). Para além, o represamento provoca a conversão de ambientes lóticos em lênticos (RENOFALT; JANSSON; NILSSON, 2010) e mudanças na qualidade (KIBLER; TULLOS, 2013), velocidade (ANDERSON; FREEMAN; PRINGLE, 2006) e temperatura da água (JUMANI et al., 2018).

Essas alterações hidrológicas são refletidas na biota aquática, afetando os diferentes níveis tróficos das comunidades de água doce (JUMANI et al., 2018; LI et al., 2018; MARTÍNEZ; ÁLVAREZ-TRONCOSO; GARRIDO, 2020), em especial a comunidade zooplânctônica (SIMÕES et al., 2015; SOUZA et al., 2019, 2021). Os organismos que compõem esta comunidade respondem rapidamente às condições ambientais por causa do seu curto ciclo de vida (SPOLJAR, 2013), apontando assim seu grande potencial como

indicadores ambientais (POMARI; KANE; NOGUEIRA, 2018). Além disso, a comunidade zooplanctônica constitui um elo entre as cadeias tróficas aquáticas, fazendo com que diferentes perturbações nos fatores bióticos e abióticos interfiram diretamente em sua estrutura (BONECKER; AOYAGUI; SANTOS, 2009; MASSON; PINEL-ALLOUL, 1998; SIMÕES et al., 2015). Portanto, a otimização dos programas de biomonitoramento realizado antes, durante e após as intervenções é capaz de fornecer evidências de forma mais rápida e com menor custo a respeito dos efeitos do represamento no ambiente aquático (BENNETT et al., 2014; CARNEIRO et al., 2013; GOMES; VIEIRA; BONNET, 2015; MACHADO et al., 2015; MARSHALL; STEWARD; HARCH, 2006; VIEIRA et al., 2017).

Dentre as estratégias de otimização de programas de biomonitoramento, a utilização de grupos substitutos ocorre quando dois grupos biológicos apresentam estrutura espacial e temporal parecida. Sendo assim, apenas um desses grupos poderia ser avaliado em programas de conservação ou biomonitoramento (HEINO, 2010; LANDEIRO et al., 2012). Como exemplo, para fins de monitoramento, é possível amostrar ou a comunidade de peixes ou a de macrófitas em riachos presentes em montanhas na Europa (JOHNSON; HERING, 2010); ou lianas ou outras plantas, como Lauráceas, Moráceas, Palmeiras e Samambaias em ambiente amazônico (LANDEIRO et al., 2012). Sendo assim, caso as comunidades apresentem concordância significativa e alta, ou seja, quando o grau de significância for igual ou maior que 0,7 (HEINO, 2010), com a amostragem e identificação de poucos grupos, ou até mesmo de um único grupo, pode-se seguramente demonstrar o estado de uma comunidade, ou até mesmo de um ambiente inteiro, havendo economia de custo, esforços e tempo (LANDEIRO et al., 2012).

Outra alternativa que pode ser utilizada em monitoramento ambiental é a resolução taxonômica, ou suficiência taxonômica, quando a identificação dos organismos é realizada em níveis taxonômicos altos (família ou gênero), sem que haja perda significativa de informações quando comparada com a identificação em nível de espécie (BENNETT et al., 2014; CARNEIRO et al., 2013). A complexidade na identificação em nível de espécie demanda mais tempo e qualificação profissional, logo essa abordagem simplifica o monitoramento ambiental (HEINO, 2014).

Por fim, para a simplificação do monitoramento ambiental a partir da redução do tempo empregado nas análises, a resolução numérica pode ser utilizada em situações nas quais os padrões de concordância possam ser mantidos apenas com dados de presença/ausência de espécies ao invés de dados de densidade ou abundância (SOUZA et al.,

2019). É possível utilizar essa abordagem em grupos como zooplâncton (GOMES; VIEIRA; BONNET, 2015), fitoplâncton (CARNEIRO; BINI; RODRIGUES, 2010) e macroinvertebrados (MELO, 2005).

O objetivo deste estudo é testar o aumento da eficiência dos programas de biomonitoramento em reservatórios por meio de três estratégias: grupos substitutos, suficiência taxonômica e suficiência numérica utilizando conjunto de dados de três grupos zooplânctônicos – microcrustáceos (cladóceros e copépodes) , rotíferos e amebas testáceas – e o conjunto de dados do fitoplâncton, coletados durante seis anos no reservatório da Pequena Central Hidrelétrica Ypê, Goiás, Brasil. Com isso, é esperado responder as seguintes questões: (i) os padrões de ordenação espacial e/ou temporal gerados entre cada grupo de zooplâncton são concordantes? O mesmo ocorre entre o zooplâncton e o fitoplâncton? (ii) a identificação dos organismos em nível de espécie pode ser substituída pela identificação em nível de gênero ou família? (iii) A concordância é mantida utilizando dados de presença/ausência como um substituto para os dados de densidade (abundância)? (iv) existe diferença na indicação de utilização dessas estratégias de monitoramento entre as fases de pré-implantação e operação de uma PCH?

Com base em estudos prévios, é prevista forte relação entre os dados de resoluções taxonômicas altas (nível de espécie) e baixas (nível de gênero ou família) (CARNEIRO; BINI; RODRIGUES, 2010; HEINO; SOININEN, 2007), e também entre conjuntos de dados com resolução numérica de dados de abundância (alta) ou de presença/ausência (baixa) (GIEHL et al., 2014; HEINO, 2014). Já em relação aos grupos substitutos, baseada na análise de concordância entre táxons, previmos que seu uso não seria aconselhável porque a força de relações entre as comunidades biológicas tende a ser baixa (BESSA et al., 2011b; LOPES et al., 2011). É prevista também que haja diferenças na indicação de utilização dessas estratégias nas diferentes fases devido à provável mudança na composição das comunidades.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado na Pequena Central Hidrelétrica Ypê (PCH Ypê), que possui 380 hectares e se encontra no Rio Verdão, bacia do Paraná e sub-bacia do Paranaíba, localizada no estado de Goiás, Brasil, dentro do bioma Cerrado. Este rio também é um dos

principais afluentes da Bacia do Rio dos Bois e sua área de drenagem é responsável por, pelo menos, 10% da área do estado (SANTOS; OLIVEIRA; FIOREZE, 2006).

A região é caracterizada por apresentar clima com verões chuvosos e invernos secos. O tempo seco se dá devido à estabilidade gerada a partir da influência do anticiclone subtropical do Atlântico Sul. Já o tempo chuvoso ocorre devido ao deslocamento para sul da Zona de Convergência Intertropical (CARDOSO; MARCUZZO; BARROS, 2014). O clima é predominantemente tropical sazonal e a temperatura média anual gira em torno de 22-23°C, podendo as médias mensais apresentarem certa estacionalidade. As máximas absolutas podem chegar a mais de 40°C, já as mínimas podem atingir até 0°C, em especial nos meses de maio, junho e julho (CARDOSO; MARCUZZO; BARROS, 2014). A precipitação média anual na região é em torno de 1500 mm (MARCUIZZO; CARDOSO; FARIA, 2012). Há uma sazonalidade notável na precipitação, com uma média superior a 901 mm entre os meses de outubro e abril (estação chuvosa) e quantidades inferiores a 600 mm durante os meses de maio a setembro (estação seca) (NASCIMENTO; NOVAIS, 2020). Além disso, também podem ser observados padrões intermediários durante as transições de estação. Durante os meses de abril e maio ocorre o período de transição chuva-seca, no qual começa a diminuir a quantidade de chuvas, dando início à estação seca. Já entre outubro e novembro ocorre o período de transição seca-chuva, no qual a quantidade de chuvas é baixa (MARTINS et al., 2011; SILVEIRA et al., 2021). Sendo assim, no presente estudo foram adotados, em relação à precipitação, quatro períodos sazonais: seco (junho a setembro), seco-chuvoso (outubro a novembro), chuvoso (dezembro a março) e chuvoso-seco (abril a maio).

A construção da barragem da PCH Ypê foi autorizada para iniciar em janeiro de 2016. O desvio do Rio Verdão ocorreu em janeiro de 2017 e o enchimento do reservatório e o início das operações ocorreu em janeiro do mesmo ano. A PCH Ypê possui quatro unidades geradoras de energia hidrelétrica, totalizando a capacidade de 29.300 kW (BRASIL, 2018; ANEEL, 2018; BRASIL, 2014). O reservatório possui o volume de água de aproximadamente 1.438.000 m³, sendo a profundidade máxima de 12 m (GIONGO et al., 2020).

2.2 AMOSTRAGEM

Foram realizadas 22 campanhas de amostragem: 12 durante a fase de pré-operação (anos de 2014, 2015, 2016, 2017) e dez durante o período de operação (anos de 2018, 2019 e 2020) da PCH Ypê (Tabela 1). O número de locais de amostragem foi de sete durante todo o período de coleta, sendo os pontos 1, 2 e 3 distribuídos a montante (no reservatório) e os pontos 4, 5, 6 e 7 a jusante da barragem no Rio Verdão (Tabela S2 e Figura 1).

Tabela 1. Programa de coleta de dados para as amostragens realizadas entre 2014 e 2020 nas fases pré-operacional e operacional da PCH Ypê.

Campanha/Ano	Sazonalidade	Pré- operação	Operação
1/14	Seca	X	
2/14	Chuva-Seca	X	
3/15	Chuva-Seca	X	
4/15	Seca	X	
5/15	Seca-Chuva	X	
6/16	Chuva	X	
7/16	Chuva-Seca	X	
8/16	Seca	X	
9/16	Seca-Chuva	X	
10/17	Chuva	X	
11/17	Chuva-Seca	X	
12/17	Seca	X	
13/2017	Seca-Chuva		X
14/2018	Chuva		X
15/2018	Chuva-Seca		X
16/2018	Seca		X
17/2018	Seca-Chuva		X
18/2019	Chuva		X
19/2019	Chuva-Seca		X
20/2019	Seca		X
21/2019	Seca-Chuva		X
22/2020	Chuva		X

Em cada local de amostragem, as coletas de zooplâncton foram realizadas na subsuperfície da coluna d'água, sendo filtrado 100 L de água utilizando rede de plâncton de abertura de malha de 68 μm . As amostras coletadas foram armazenadas em frascos de polietileno e fixadas em solução final de formaldeído a 4%. A identificação do zooplâncton foi realizada em microscópio óptico, com base em literatura específica para cada grupo. A identificação se deu, sempre que possível, em nível de espécie, exceto as formas juvenis e larvais de copépodes, que foram identificadas em nível de família. A densidade do zooplâncton foi estimada a partir de subamostras de 10% das amostras concentradas de 100 mL, sendo feita a sua contagem em câmeras de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico. Nos casos em que houve baixa densidade e riqueza de espécies encontradas, as amostras foram contadas na íntegra. Além disso, uma avaliação qualitativa foi realizada, na qual foram

usadas subamostras para detectar espécies que não tenham sido verificadas nas avaliações quantitativas.

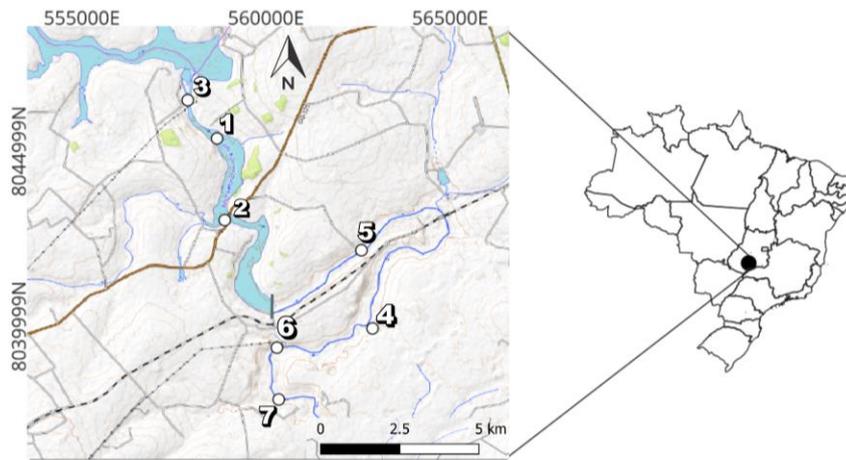


Figura 1. Localização dos pontos de coleta ao longo do Rio Verdão em áreas influenciadas pela construção da Pequena Central Hidroelétrica Ypê.

Nas amostras de fitoplâncton, para a análise quantitativa, foram coletados 100 mL de água obtidas na subsuperfície da coluna d'água. As amostras foram fixadas com solução de lugol acético com concentração de 1% e armazenadas fora da exposição de luz. Para a análise qualitativa das comunidades de fitoplâncton, a amostragem foi realizada através de redes de plâncton com 20 um de abertura de malha, posicionada na horizontal contra o fluxo do rio, logo após foram fixadas com solução de Transeau. A densidade do fitoplâncton foi realizada em microscópio invertido, o tempo de sedimentação determinado foi de pelo menos uma hora para cada centímetro de altura da câmara, de acordo com o método Utermöhl (1958). A análise qualitativa foi realizada a partir da identificação taxonômica dos organismos em nível de espécie, sempre que possível. Para tal foram utilizadas chaves taxonômicas, comparação com pranchas ilustrativas e consulta à literatura adequada. Esses organismos foram utilizados para as análises de grupos substitutos, já que a composição das comunidades fitoplanctônicas afeta o funcionamento de todo o ecossistema aquático devido a fácil dispersão e abundância elevada (FINLAY, 2002), sendo assim, as condições ambientais locais determinam quais espécies estarão presentes no ambiente (BEISNER et al., 2006; HILLEBRAND; AZOVSKY, 2001) e devem ser usadas como filtros que favorecem organismos que possuem características de adaptação semelhantes, ainda que esses organismos não sejam relacionadas filogeneticamente (WEBB et al., 2002).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Para as análises com grupos substitutos, nós criamos uma planilha para cada grupo zooplanctônico (microcrustáceos, rotíferos e amebas testáceas), contendo as espécies de cada grupo nas colunas e os dados da abundância total encontrada em cada campanha e ponto de coleta nas linhas. Visando comparar as ordenações geradas com dados de abundância entre as comunidades dos diferentes grupos zooplanctônicos (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012; VIEIRA et al., 2017), fizemos a comparação entre (i) microcrustáceos e rotíferos, (ii) microcrustáceos e amebas testáceas e (iii) rotíferos e amebas testáceas utilizando a análise de Procrustes com os escores da Análise de Coordenadas Principais (PCoA), que utilizou o índice de distância de Bray-Curtis (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Buscando a comparação das ordenações geradas com dados de concordância entre o zooplâncton e o fitoplâncton, realizamos as mesmas análises citadas anteriormente com as matrizes referentes ao zooplâncton total e outra com fitoplâncton total. Já com relação à comparação entre os grupos, devido à quantidade de valores nulos (iguais à zero), algumas campanhas precisaram ser retiradas para a devida análise estatística, sendo mais afetadas, respectivamente, as análises entre microcrustáceos e rotíferos (13 campanhas excluídas), entre microcrustáceos e amebas testáceas (dez campanhas excluídas) e entre rotíferos e amebas testáceas (uma campanha excluída).

Para as análises de suficiência taxonômica de microcrustáceos, rotíferos e amebas testáceas, nós criamos três planilhas para cada grupo contendo os dados em nível de espécie, gênero e família nas colunas e as linhas possuíam os dados da abundância total encontrados em cada campanha e ponto de coleta. Para cada grupo, fizemos a comparação entre (i) espécie e gênero e (ii) espécie e família, utilizando a análise de Procrustes com os escores da PCoA, que utilizou o índice de distância de Bray-Curtis (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012), visando comparar as ordenações geradas com dados de abundância entre os diferentes níveis taxonômicos dos grupos zooplanctônicos (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012; VIEIRA et al., 2017). Devido à quantidade de valores nulos (iguais à zero), algumas campanhas precisaram ser retiradas para a devida análise estatística entre espécie e gênero envolvendo microcrustáceos (nove campanhas excluídas). Já para as análises entre espécie e família foi necessário excluir nove campanhas para análises envolvendo microcrustáceos e uma campanha para as análises envolvendo rotíferos.

Para as análises de resolução numérica dos grupos zooplanctônicos, nós criamos duas planilhas para cada grupo, uma com dados da abundância total e outra com os dados de

ausência/presença (0 ou 1) encontrados em cada campanha e ponto de coleta. Para cada grupo de zooplâncton fizemos a comparação entre os dados de abundância total e presença/ausência utilizando análise de Procrustes com os escores da PCoA que utilizou o índice de distância de Bray-Curtis para os dados de abundância e o índice de distância de Jaccard para dados de ausência/presença de espécies (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Devido à quantidade de valores nulos (iguais à zero), algumas campanhas precisaram ser retiradas para a devida análise estatística, sendo mais afetados, respectivamente, o grupo de microcrustáceos (dez campanhas excluídas) e o grupo de rotíferos (uma campanha excluída).

Para cada teste, a significância estatística foi baseada em 5040 permutações e adotado o nível de significância de $P \leq 0,05$. Levamos em consideração a sugestão de Heino (2010) e assumimos o grau de concordância das matrizes, obtido pela análise de Procrustes, mínimo de $\geq 0,7$, sendo possível alegar que os resultados foram fortes o suficiente para adotar o uso dessas estratégias de simplificação.

Todas as análises foram realizadas usando o pacote vegan (OKSANEN et al., 2016) para o software estatístico R (EQUIPE R CORE, 2022).

3. RESULTADOS

Durante o período de amostragem, encontramos 108 espécies de zooplâncton, que foram distribuídas em 54 gêneros e 32 famílias (ver Tabela S1). O grupo mais rico foi o das amebas testáceas (32 espécies), seguido por rotíferos (29 espécies) e microcrustáceos (23 espécies). Em relação à densidade e riqueza do zooplâncton, observamos aumento tanto da população total quanto nos três grupos do zooplâncton avaliados separadamente, após o início das operações da barragem (Tabelas 2 e 3). Notavelmente, no local de amostragem 2, localizado no reservatório, foi registrada a maior densidade ($1.424.024 \text{ ind/m}^{-3}$) (Figura 2).

Tabela 2. Densidade total (ind/m³) e riqueza da comunidade zooplânctônica total e dos diferentes grupos separadamente (microcrustáceos, rotíferos e amebas testáceas) nas campanhas realizadas na fase de pré-operação da PCH Ypê.

Campanha	Microcrustáceos		Rotíferos		Amebas Testáceas		Zooplâncton Total	
	Densidade	No. de espécies	Densidade	No. de espécies	Densidade	No. de espécies	Densidade	No. de espécies
1	26	4	134	11	848	40	1.008	55
2	30	3	118	12	934	59	1.082	74
3	142	7	152	15	371	39	665	61
4	193	9	131	10	414	40	738	59
5	1	1	82	4	270	38	353	43
6	20	1	55	7	240	29	315	37
7	101	4	144	9	872	38	1.117	51
8	80	3	70	4	308	29	458	36
9	9.086	6	3.951	15	8.009	55	21.046	76
10	7.771	9	5.823	11	682	39	14.276	59
11	320	4	840	9	3.590	30	4.750	43
12	8.430	14	4.120	23	17.590	65	30.140	102

Tabela 3. Densidade total (ind/m³) e riqueza da comunidade zooplânctônica total e dos diferentes grupos separadamente (microcrustáceos, rotíferos e amebas testáceas) nas campanhas realizadas na fase de operação da PCH Ypê.

Campanha	Microcrustáceos		Rotíferos		Amebas Testáceas		Zooplâncton Total	
	Densidade	No. de espécies	Densidade	No. de espécies	Densidade	No. de espécies	Densidade	No. de espécies
13	9.911.524	32	778.905	24	1.682.810	40	12.373.238	96
14	1.100.667	28	1.129.333	39	1.212.333	44	3.442.333	111
15	71.284.429	33	10.897.286	32	4.353.714	40	86.535.429	105
16	2.071.615	44	526.308	27	8.180	27	3.415.923	98
17	683.600	68	154.980	46	27.080	31	865.660	145
18	3.244.188	48	2.630	11	10.870	31	4.594.188	90
19	7.310.333	37	8.897.238	19	28.738.810	38	44.946.381	94
20	4.360	13	2.220	13	19.500	68	26.080	94
21	19.100	47	6.070	19	7.670	43	32.840	109
22	8.670	29	830.333	21	914.778	37	1.753.781	87

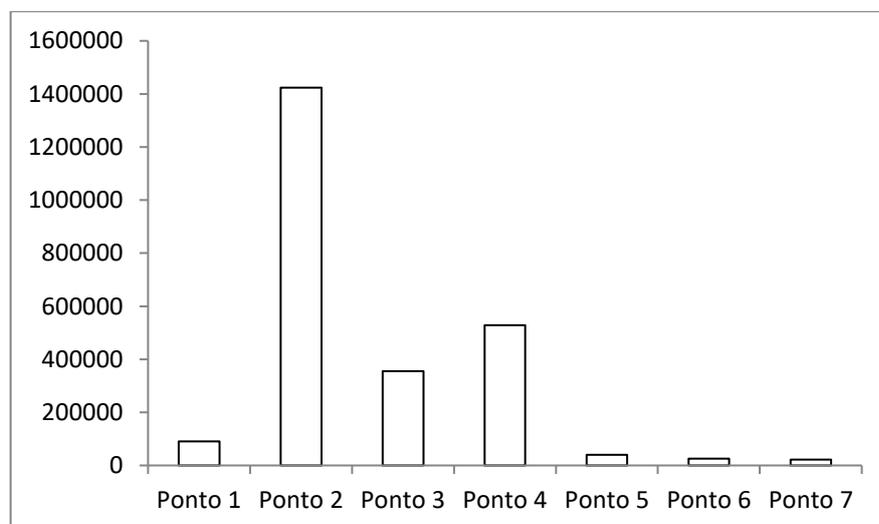


Figura 2. Densidade total, em ind/m³, encontrada em cada local de amostragem

No que se refere aos grupos substitutos, a correlação entre os microcrustáceos e rotíferos foi, na maioria das vezes, inferior a 0,7, sendo observados valores significativos em oito campanhas, na qual uma foi na fase de pré-operação e sete na fase de operação (Figura 3A). Resultado parecido foi verificado na correlação entre microcrustáceos e amebas testáceas, na qual observamos valores significativos em onze campanhas, sendo duas na fase de pré-operação e nove na fase de operação (Figura 3B). Em contrapartida, rotíferos e amebas testáceas apresentam alta correlação, sendo que 15 campanhas apresentaram valores significativos: nove na fase de pré-operação e seis na fase de operação (Figura 3C). A relação entre a comunidade de zooplâncton e fitoplâncton foi significativa em 12 campanhas, sendo nove na fase de pré-operação e três na fase de operação, e em apenas duas campanhas o r de Procrustes foi igual ou superior a 0,7 (Figura 3D).

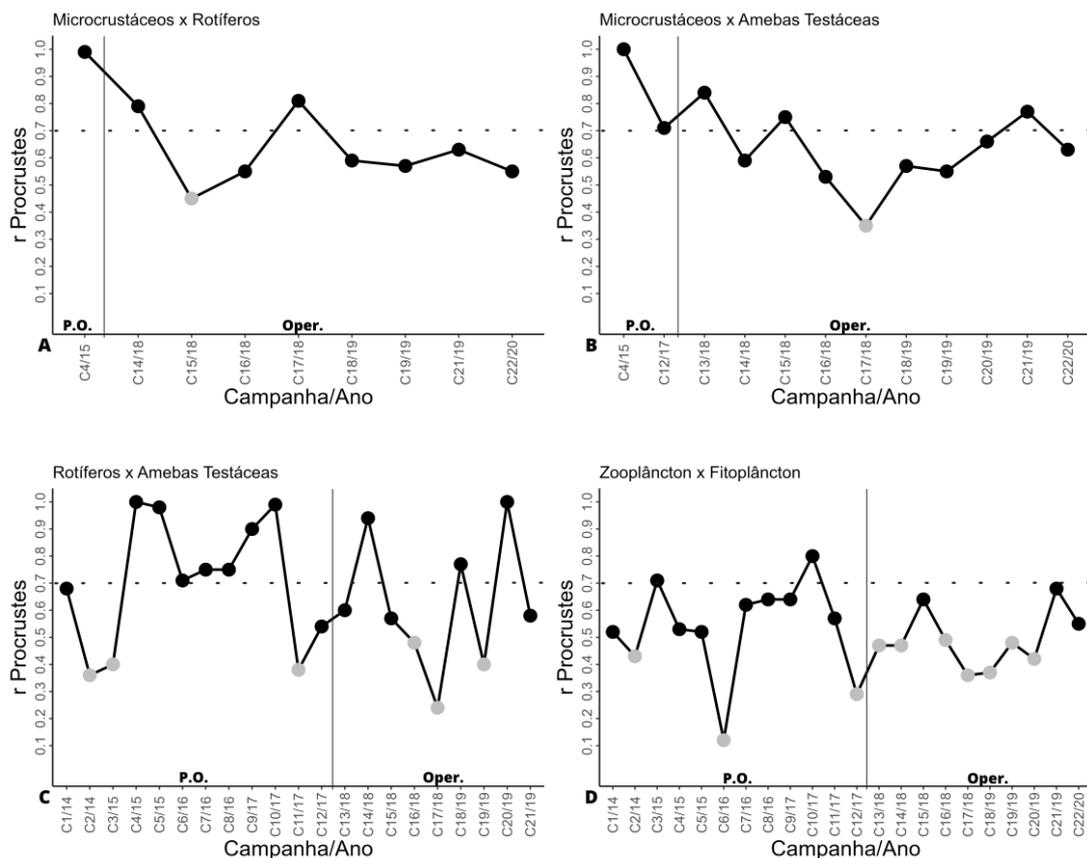


Figura 3. Variação na concordância (medida de Procrustes) entre os grupos zooplantônicos e entre o zooplâncton e fitoplâncton total no reservatório da PCH Ypê (Rio Verdão). Valores não significativos são indicados por símbolos na cor cinza. P.O.: Pré-operação; Oper.: Operação.

Em relação à suficiência taxonômica, de modo geral, apesar de grandes variações entre si, as relações entre as matrizes biológicas em nível de gênero e espécie para microcrustáceos e rotíferos foram significativas e constantes ao longo do tempo em ambas as fases de pré-operação e operação (Figura 4 A e B). Já para amebas testáceas, três campanhas não apresentaram significância, sendo uma na fase de pré-operação e duas na fase de operação, e em 18 campanhas o r de Procrustes foi igual ou maior que 0,7 (Figura 4 C). Para o zooplâncton total 21 campanhas, sendo onze na fase de pré-operação e dez na fase de operação, apresentaram significância, além disso, foi observado o r de Procrustes igual ou maior que 0,7 em seis campanhas na fase de pré-operação e nove campanhas na fase de operação (Figura 4 D).

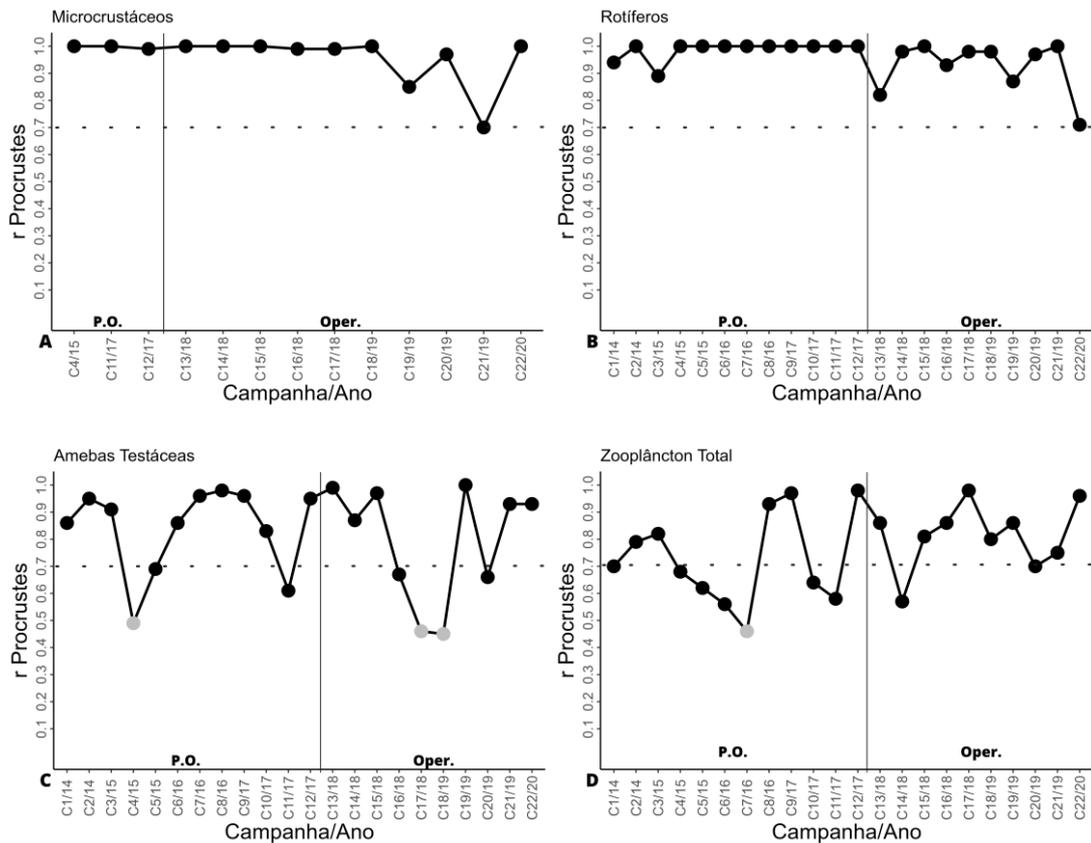


Figura 4. Variação na força de suficiência taxonômica (comparações entre os dados em nível de espécie e em nível de gênero; medida de Procrustes) para os grupos zooplânctônicos no reservatório da PCH Ypê (Rio Verdão). Os valores não significativos são indicados por símbolo na cor cinza. P.O.: Pré-operação; Oper.: Operação.

A relação entre as matrizes biológicas em nível de família e espécie para microcrustáceos e rotíferos foram significativas e constantes ao longo do tempo em ambas as fases de pré-operação e operação (Figura 5 A e 5 B). Já para amebas testáceas, quatro campanhas não apresentaram significância, sendo duas na fase de pré-operação e duas na fase de operação, e em 16 campanhas o r de Procrustes foi maior ou igual que 0,7 (Figura 5 C). Para o zooplâncton total onze campanhas na fase de pré-operação e dez campanhas na fase de operação apresentaram significância e, além disso, em seis campanhas na fase de pré-operação e oito campanhas na fase de operação foi possível observar o r de Procrustes igual ou maior que 0,7 (Figura 5 D).

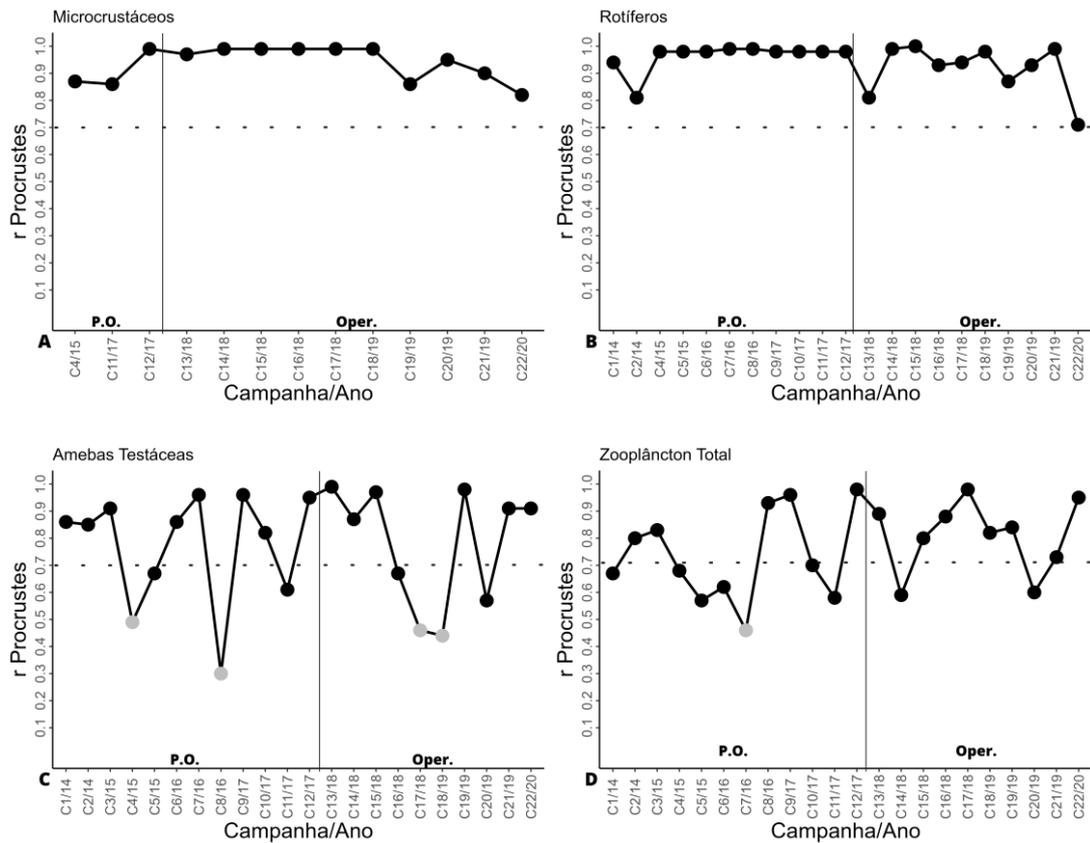


Figura 5. Variação na força de suficiência taxonômica (comparações entre os dados em nível de espécie e em nível de família; medida de Procrustes) para os grupos zooplânctônicos no reservatório da PCH Ypê (Rio Verdão). Os valores não significativos são indicados por símbolo na cor cinza. P.O.: Pré-operação; Oper.: Operação.

Para os dados de suficiência numérica, quando realizadas as análises para cada campanha de amostragem, reduzir os dados de abundância de espécies para os dados de presença/ausência de espécies foi mais expressivo em rotíferos, sendo onze campanhas na fase de pré-operação e nove na fase de operação (Figura 6 B), seguido de amebas testáceas, sendo 12 campanhas da fase de pré-operação e nove na fase de operação (Figura 6 C) e menor para os microcrustáceos, sendo duas na fase de pré-operação e sete na fase de operação (Figura 6 A). Para toda comunidade zooplânctônica, 21 campanhas apresentaram valores significativos, das quais 13 apresentaram o r de Procrustes igual ou superior a 0,7, sendo nove somente na fase de pré-operação (Figura 6 D).

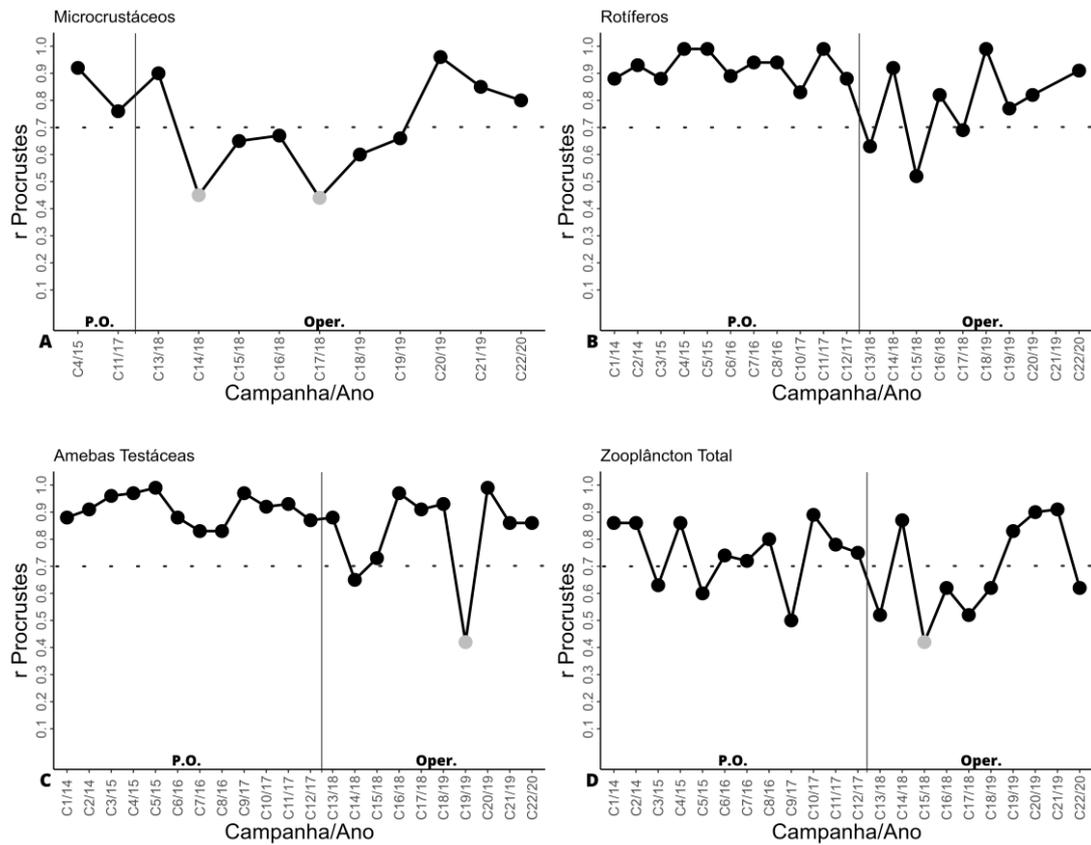


Figura 6. Variação na força de suficiência numérica (comparações entre dados de abundância e presença/ausência; medida de Procrustes) para cada grupo zooplantônico no reservatório da PCH Ypê (Rio Verdão). Valores não significativos são indicados por símbolos na cor cinza. P.O.: Pré-operação; Impl.: Implantação; Oper.: Operação.

4. DISCUSSÃO

4.1 Grupos substitutos

Em nosso trabalho, apesar da maior parte das análises terem apresentado valores significativos, não encontramos relações consistentes e fortes o suficiente entre as matrizes biológicas dos diferentes grupos zooplancônicos para sugerir a amostragem de apenas um (ou alguns) grupos. Seguindo o mesmo proposto por Heino (2010) e posteriormente avaliado por Vieira et al. (2017), concordamos que é necessária uma relação mais forte (>0.7) para o uso de grupos substitutos para vias de biomonitoramento. Isso se dá pelo fato de que existe a possibilidade de que os diferentes grupos zooplancônicos estudados estejam respondendo a diferentes estressores do ambiente, logo, os programas de biomonitoramento devem considerar todos os grupos. Para além, por mais que alguns estudos apresentem correlações significativas (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ et al., 2006), somente essa significância não é o suficiente em termos de prever variações na biodiversidade de vários grupos taxonômicos, já que é necessário identificar as circunstâncias envolvidas nos padrões de biodiversidade e também sua dinâmica histórica (GASTON, 2000). Para além, a falta de informações sobre a distribuição de espécies gerada quando se assume que dados de um pequeno subconjunto de táxons refletem padrões gerais de diversidade geram diversas lacunas nas análises de biodiversidade (FLATHER et al., 1997).

Vale ressaltar que, de acordo com os resultados encontrados neste estudo, advertimos que a confiabilidade das avaliações de grupos substitutos que possuem como base pesquisas de curta duração pode ser baixa. Em algumas campanhas encontramos fortes relações e alta significância como, por exemplo, entre rotíferos e amebas testáceas nas campanhas de quatro a dez, nos respectivos anos de 2014, 2015 e 2017. Entretanto, esses resultados são substanciais já que a força das relações nos outros anos e campanhas de amostragem foi baixa e não significativa como o observado entre as campanhas dois, três, onze, 16, 17 e 18 (anos 2014, 2015, 2017, 2018 e 2019) nas análises entre rotíferos e amebas testáceas. Diante da larga variedade de resultados ao longo das campanhas de amostragem encontrada no nosso estudo, pesquisas futuras devem considerar, sempre que possível, escalas espaciais grandes e em diferentes divisões temporais do processo de construção do reservatório, para evitar resultados equivocados a respeito da área estudada.

Apesar de alguns estudos indicarem confiabilidade no uso de grupos substitutos em zooplâncton, (BINI et al., 2008; GRENOUILLET et al., 2008; RUHÍ; BATZER, 2014), organismos aquáticos (BACKUS-FREE; PYRON, 2015; GOMES et al., 2015; KIMMEL; ARGENT, 2016; VIEIRA et al., 2015, 2014; VILMI et al., 2016) e macroinvertebrados em zonas úmidas (BINI et al., 2008; GRENOUILLET et al., 2008; RUHÍ; BATZER, 2014), nosso estudo está de acordo com o demonstrado por vários outros estudos de diferentes escalas temporais: baixa (considerada por coletas realizadas em apenas meses) (BACKUS-FREER; PYRON, 2015; GOMES; VIEIRA; BONNET, 2015; KIMMEL; ARGENT, 2016; VIEIRA et al., 2014, 2015; VILMI et al., 2016); média (considerada por coletas realizadas entre um e três anos) (BESSA et al., 2011a; PAAVOLA et al., 2006; PADIAL et al., 2012) e, assim como o nosso estudo, escala temporal grande (considerada igual ou superior a quatro anos) (HEINO, 2009; LOPES et al., 2011).

4.2 Resolução taxonômica

Encontramos evidências que apoiam a utilização das abordagens taxonômicas mais altas em programas de biomonitoramento, assim como o relatado em outros estudos realizados com plâncton (CARNEIRO et al., 2013), fitoplâncton (CARNEIRO; BINI; RODRIGUES, 2010), nepomorpha (GIEHL et al., 2014), macroinvertebrados e diatomáceas (HEINO; SOININEN, 2007) e odonatos neotropicais (VALENTE-NETO et al., 2016). Para todos os grupos zooplanctônicos nossas análises indicam que as informações fornecidas pelos dados em nível de espécie são consistentes com as informações fornecidas por dados em nível de gênero e família. Diferentemente, nas análises utilizando o zooplâncton total foram observados declínios significantes nas forças de correlação para todos os níveis taxonômicos, podendo acarretar em uma grande perda de informação se compararmos aos dados referentes à espécie.

A desconfiança em relação ao uso da baixa resolução taxonômica, contudo, é bem fundamentada (BASSET; SANGIORGIO; PINNA, 2004; GRIMBACHER; CATTERALL; KITCHING, 2008; NAHMANI; LAVELLE; ROSSI, 2006). Para estudos específicos, como os relacionados à diversidade beta (LI et al., 2006) e aos efeitos de impactos ambientais sutis (MARTINS et al., 2012) se faz necessário o uso do nível taxonômico mais alto possível. Todavia, estudos sobre mudanças ambientais mais marcantes, como características de reservatórios, podem ser realizados com dados de baixa resolução taxonômica, como por exemplo, pesquisas realizadas com comunidades bentônicas em um sublitoral após vazamento

de óleo (DAUVIN; GOMEZ GESTEIRA; SALVANDE FRAGA, 2003; KHAN, 2006; MENDES; TAVARES; SOARES-GOMES, 2007; WRIGHT; RYAN, 2016), moluscos em estuário tropical (DAUVIN; GOMEZ GESTEIRA; SALVANDE FRAGA, 2003; KHAN, 2006; MENDES; TAVARES; SOARES-GOMES, 2007; WRIGHT; RYAN, 2016) e comunidade de macroinvertebrados após poluição industrial e por minérios (DAUVIN; GOMEZ GESTEIRA; SALVANDE FRAGA, 2003; KHAN, 2006; MENDES; TAVARES; SOARES-GOMES, 2007; WRIGHT; RYAN, 2016).

Diferentemente de alguns estudos anteriores (GOMES; VIEIRA; BONNET, 2015; MACHADO et al., 2015), o nosso estudo foi realizado a partir de dados organizados em ampla escala espacial, levando em consideração que as coletas foram realizadas em sete pontos distribuídos a montante no reservatório e a jusante da barragem no Rio Verdão, e em ampla escala temporal, sendo 12 campanhas realizadas durante a fase de pré-operação (anos de 2014-2017) e dez durante o período de operação (anos de 2018-2020). Sendo assim, foi minimizada a probabilidade de ocorrer alguma correspondência aleatória entre os conjuntos de dados analisados, fornecendo assim maior confiabilidade aos nossos resultados.

4.3 Suficiência numérica

Os resultados encontrados demonstram que as matrizes entre dados de abundância e presença/ausência são concordantes, indo de acordo com estudos anteriores sobre a perda insignificante de informações causada pelo uso dos dados de presença/ausência em vez de dados de abundância. Resultados semelhantes foram encontrados para fungos (BALMFORD; LYON; LANG, 2000), plantas (LANDEIRO et al., 2012; VILLASEÑOR et al., 2005), zooplâncton (GOMES; VIEIRA; BONNET, 2015), invertebrados (BILTON et al., 2006; HEINO; SOININEN, 2007; LOVELL et al., 2007), macroinvertebrados (ROSA et al., 2014) e fitoplâncton (CARNEIRO; BINI; RODRIGUES, 2010; PASSY; LEGENDRE, 2006).

Entretanto, tendo em vista alguns estudos ambientais (CARNEIRO; BINI; RODRIGUES, 2010; GIEHL et al., 2014; MARSHALL; STEWARD; HARCH, 2006), é possível inferir que os dados de abundância são fundamentais para interpretações mais confiáveis do que o simples registro de presença/ausência. Logo, para que não haja grande perda de informação, a partir dos nossos resultados, sugere-se que não sejam adotados dados de presença/ausência para microcrustáceos, levando em consideração que, temporalmente, parte considerável das amostragens apresentou valor de r de Procrustes inferiores a 0,70. Em

contrapartida, o resultado da substituição numérica apresentou valores altos e significativos para rotíferos e amebas testáceas, sugerindo então o uso de informações de presença/ausência ou invés da abundância de indivíduos para esses grupos, economizando assim tempo e ampliando a vantagem para o entendimento da riqueza de espécies na região estudada (GOMES; VIEIRA; BONNET, 2015).

5. CONCLUSÃO

Reservatórios podem ser considerados ecossistemas novos e são tão complexos quanto sistemas naturais. Diante disso, os programas de monitoramento nesses sistemas devem ser elaborados com cautela. Nossos resultados sugerem que o programa de biomonitoramento da comunidade zooplânctônica na PCH Ypê baseado na substituição da identificação em nível de gênero para a identificação em nível de família é defensável para todos os grupos estudados e também para o zooplâncton em sua totalidade. A utilização dos dados de presença/ausência em substituição dos dados de abundância também é defensável para todos os grupos analisados. Supomos que essa recomendação possa ser extrapolada para outros reservatórios presentes no Bioma Cerrado, desde que essa estratégia seja testada em pesquisas piloto antes de serem adotadas. Por fim, nossos resultados sugerem que utilizar um grupo do zooplâncton em particular para prever os outros não é confiável, sendo assim, os recursos poupados com o uso das outras estratégias podem ser aplicados para o monitoramento de diversos grupos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, E. P.; FREEMAN, M. C.; PRINGLE, C. M. 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.
- 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.
- BACKUS-FREER, J.; PYRON, M. Concordance among fish and macroinvertebrate assemblages in streams of Indiana, USA. **Hydrobiologia**, v. 758, n. 1, p. 141–150, 2015.
- 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.
- BALMFORD, A.; LYON, A. J. E.; LANG, R. M. Testing the higher-taxon approach to conservation planning in a megadiverse group: the macrofungi. **Biological Conservation**, v. 93, n. 2, p. 209–217, 2000.
- BASSET, A.; SANGIORGIO, F.; PINNA, M. Monitoring with benthic macroinvertebrates: advantages and disadvantages of body size descriptors. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 14, n. S1, p. S43–S58, 2004.
- BEISNER, B. E. et al. THE ROLE OF ENVIRONMENTAL AND SPATIAL PROCESSES IN STRUCTURING LAKE COMMUNITIES FROM BACTERIA TO FISH. **Ecology**, v. 87, n. 12, p. 2985–2991, 2006.

BENNETT, J. R. et al. Optimizing taxonomic resolution and sampling effort to design cost-effective ecological models for environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 6, p. 1722–1732, 2014.

BESSA, G. F. et al. **Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE - Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins river, Tocantins State, Brazil** - doi: 10.4025/actasciobiolsci.v33i2.7336. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 33, n. 2, p. 179–184, 2011a.

BESSA, G. F. et al. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE - Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins river, Tocantins State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 33, n. 2, p. 179–184, 2011b.

BILTON, D. T. et al. How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 3, p. 578–590, 2006.

BINI, L. M. et al. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p. 247–255, 2008.

BONECKER, CC.; AOYAGUI, ASM.; SANTOS, RM. The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2 suppl, p. 529–537, 2009.

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>. Acesso em: 06 de janeiro de 2023.

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. Acesso em: 06 de janeiro de 2023.

CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal, 2014.

CARNEIRO, F. M. et al. Higher Taxa Predict Plankton Beta-diversity Patterns Across an Eutrophication Gradient. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 1, p. 43–47, 2013.

CARNEIRO, F. M.; BINI, L. M.; RODRIGUES, L. C. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 249–255, 2010.

DAUVIN, J. C.; GOMEZ GESTEIRA, J. L.; SALVANDE FRAGA, M. Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 5, p. 552–555, 2003.

FINLAY, B. J. Global Dispersal of Free-Living Microbial Eukaryote Species. **Science**, v. 296, n. 5570, p. 1061–1063, 2002.

- FLATHER, C. H. et al. IDENTIFYING GAPS IN CONSERVATION NETWORKS: OF INDICATORS AND UNCERTAINTY IN GEOGRAPHIC-BASED ANALYSES. **Ecological Applications**, v. 7, n. 2, p. 531–542, 1997.
- GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 220–227, 2000.
- GIEHL, N. F. DA S. et al. Taxonomic and Numerical Resolutions of Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) in Cerrado Streams. **PLOS ONE**, v. 9, n. 8, p. e103623, 2014.
- GIONGO, P. R. et al. Geoprocessamento aplicado ao estudo do entorno das pequenas centrais hidrelétricas Verde 8 e Ypê, Goiás / Geoprocessing applied to the study of the surroundings of small hydroelectric power plants Verde 8 and Ypê, Goiás. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 6, p. 35701–35715, 2020.
- GOMES, L. F.; VIEIRA, L. C. G.; BONNET, M. P. Duas abordagens práticas para o monitoramento da comunidade zooplanctônica no Lago Grande do Curuai, Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 45, p. 293–298, 2015.
- GRENOUILLET, G. et al. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 4, p. 592–603, 2008.
- GRIMBACHER, P. S.; CATTERALL, C. P.; KITCHING, R. L. Detecting the effects of environmental change above the species level with beetles in a fragmented tropical rainforest landscape. **Ecological Entomology**, v. 33, n. 1, p. 66–79, 2008.
- HEINO, J. Biodiversity of Aquatic Insects: Spatial Gradients and Environmental Correlates of Assemblage-Level Measures at Large Scales. **Freshwater Reviews**, v. 2, n. 1, p. 1–29, 2009.
- HEINO, J. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 112–117, 2010.
- HEINO, J. Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: Are the inferences transferable among regions? **Ecological Indicators**, v. 36, p. 186–194, 2014.
- HEINO, J.; SOININEN, J. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? **Biological Conservation**, v. 137, n. 1, p. 78–89, 2007.
- HILLEBRAND, H.; AZOVSKY, A. I. Body size determines the strength of the latitudinal diversity gradient. **Ecography**, v. 24, n. 3, p. 251–256, 2001.
- JOHNSON, R. K.; HERING, D. Spatial congruency of benthic diatom, invertebrate, macrophyte, and fish assemblages in European streams. **Ecological Applications**, v. 20, n. 4, p. 978–992, 2010.
- 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.

KHAN, S. A. Is species level identification essential for environmental impact studies? **Current Science**, v. 91, n. 1, p. 29–34, 2006.

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

KIMMEL, W. G.; ARGENT, D. G. Community concordance between fishes and benthic macroinvertebrates among adventitious and ordinate tributaries of a major river system. **Ecological Indicators**, Navigating Urban Complexity: Advancing Understanding of Urban Social – Ecological Systems for Transformation and Resilience. v. 70, p. 15–22, 2016.

LANDEIRO, V. L. et al. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 366–373, 2012.

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.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. [s.l.] Elsevier, 2012.

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

LI, Z. et al. Testing the higher-taxon approach: a case study of aquatic macrophytes in China's northwest arid zone and its implications for conservation. **Biodiversity & Conservation**, v. 15, n. 11, p. 3401–3416, 2006.

LOPES, P. M. et al. Concordance among assemblages of upland Amazonian lakes and the structuring role of spatial and environmental factors. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1171–1176, 2011.

LOVELL, S. et al. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. **Biological Conservation**, v. 139, n. 1, p. 113–125, 2007.

MACHADO, K. B. et al. Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. **Hydrobiologia**, v. 743, n. 1, p. 255–267, 2015.

MARCUZZO, F. F. N.; CARDOSO, M. R. D.; FARIA, T. G. Chuvas no cerrado da região Centro-Oeste do Brasil: análise histórica e tendência futura. 2012.

MARSHALL, J. C.; STEWARD, A. L.; HARCH, B. D. Taxonomic Resolution and Quantification of Freshwater Macroinvertebrate Samples from an Australian Dryland River: The Benefits and Costs of Using Species Abundance Data. **Hydrobiologia**, v. 572, n. 1, p. 171–194, 2006.

MARTÍNEZ, Y.; ÁLVAREZ-TRONCOSO, R.; GARRIDO, J. Impact of small-scale hydropower stations on macroinvertebrate communities for regulated rivers. **Limnetica**, v. 39, n. 1, p. 317–334, 2020.

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

- MARTINS, M. L. et al. *Trichodina nobilis* Chen, 1963 and *Trichodina reticulata* Hirschmann et Partsch, 1955 from ornamental freshwater fishes in Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 281–286, 2012.
- 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.
- MELO, A. S. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 164, n. 3, p. 309–323, 2005.
- MENDES, C. L. T.; TAVARES, M.; SOARES-GOMES, A. Taxonomic sufficiency for soft-bottom sublittoral mollusks assemblages in a tropical estuary, Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 4, p. 377–384, 2007.
- NAHMANI, J.; LAVELLE, P.; ROSSI, J.-P. Does changing the taxonomical resolution alter the value of soil macroinvertebrates as bioindicators of metal pollution? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 2, p. 385–396, 2006.
- NASCIMENTO, D. T.; NOVAIS, G. *Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas*, 2020.
- NAUTIYAL, H. et al. Small hydropower for sustainable energy development in India. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, p. 2021–2027, 2011.
- OKSANEN J., F. G. BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS, E. SZOECES & H. WAGNER, 2020. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-7. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em 10 de setembro de 2022.
- PAAVOLA, R. et al. Spatial Scale Affects Community Concordance Among Fishes, Benthic Macroinvertebrates, And Bryophytes In Streams. **Ecological Applications**, v. 16, n. 1, p. 368–379, 2006.
- PADIAL, A. A. et al. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 11, p. 2411–2423, 2012.
- PASSY, S. I.; LEGENDRE, P. Power law relationships among hierarchical taxonomic categories in algae reveal a new paradox of the plankton. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 5, p. 528–535, 2006.
- POMARI, J.; KANE, D. D.; NOGUEIRA, M. G. 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, 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 set. 2022.

- REN20. 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> Acesso em 28 jan. 2023.
- RENAFALT, B. M.; JANSSON, R.; NILSSON, C. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems: Hydropower and environmental flow management. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 49–67, 2010.
- RIBAS, L. G. DOS S.; PADIAL, A. A. Erratum to: The use of coarser data is an effective strategy for biological assessments. **Hydrobiologia**, v. 779, n. 1, p. 259–259, 2016.
- ROSA, B. J. F. V. et al. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 11, p. 7771–7779, 2014.
- RUHÍ, A.; BATZER, D. P. Assessing Congruence and Surrogacy Among Wetland Macroinvertebrate Taxa Towards Efficiently Measuring Biodiversity. **Wetlands**, v. 34, n. 6, p. 1061–1071, 2014.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D. et al. Are Water Beetles Good Indicators of Biodiversity in Mediterranean Aquatic Ecosystems? The Case of the Segura River Basin (SE Spain). **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 14, p. 4507–4520, 2006.
- SANTOS, H. I.; OLIVEIRA, L. G.; FIOREZE, A. P. Avaliação das vazões alocáveis na bacia hidrográfica do Rio dos Bois e sub-bacia do Rio do Peixe, estado de Goiás, 2006.
- SCHMUTZ, S.; SENDZIMIR, J. (EDS.). **Riverine Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future**. Cham: Springer International Publishing, 2018.
- 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. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, v. 758, 2015.
- SOUZA, C. A. DE et al. Monitoring simplification in plankton communities using different ecological approaches. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019.
- SOUZA, C. A. DE 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, jul. 2021.
- SPOJLAR, M., 2013. Microaquatic communities as indicators of environmental changes in lake ecosystems. **Journal of Engineering Research** v. 1: 29-42.
- THORNTON, K. W. et al. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. John Wiley & Sons, 1990.
- UTERMÖHL, H. Methods of collecting plankton for various purposes are discussed. **SIL Communications, 1953-1996**, v. 9, n. 1, p. 1–38, 1958.
- VALENTE-NETO, F. et al. Toward a practical use of Neotropical odonates as bioindicators: Testing congruence across taxonomic resolution and life stages. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 952–959, 2016.

VARUN; PRAKASH, R.; BHAT, I. K. Energy, economics and environmental impacts of renewable energy systems. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 9, p. 2716–2721, 2009.

VIEIRA, L. C. G. et al. Concordance among aquatic communities in a tropical irrigation system. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 1, p. 36–41, 2014.

VIEIRA, L. C. G. et al. Concordance among zooplankton groups in a near-pristine floodplain system. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 374–381, 2015.

VIEIRA, M. C. et al. Biodiversity shortcuts in biomonitoring of novel ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 505–512, 2017.

VILLASEÑOR, J. L. et al. Higher Taxa as Surrogates of Plant Biodiversity in a Megadiverse Country. **Conservation Biology**, v. 19, n. 1, p. 232–238, 2005.

VILMI, A. et al. Unravelling the drivers of aquatic communities using disparate organismal groups and different taxonomic levels. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 108–118, 2016.

WEBB, C. O. et al. Phylogenies and Community Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, n. 1, p. 475–505, 2002.

WRIGHT, I. A.; RYAN, M. M. Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. **Hydrobiologia**, v. 772, n. 1, p. 103–115, 2016.

7. MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Táxons de zooplâncton identificadas no rio Verdão de 2015 a 2020 e as suas densidades (ind/m³) expressas como total.

Grupo/família	Táxon	Abundância Total
Cladóceros		
Bosminidae		
	<i>Bosmina hagmanni</i>	12.410
	<i>Bosmina longirostris</i>	280
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	703.127
Chydoridae		
	<i>Alona guttata</i>	4.892
	<i>Chydorus</i> sp.	1.141
	<i>Chydorus sphaericus</i>	610
	<i>Leydigiopsis curvirostris</i>	30
Daphniidae		
	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	11.357
	<i>Daphnia gessneri</i>	6.858
Ilyocryptidae		
	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	333
Macrothricidae		
	<i>Macrothrix spinosa</i>	1.260
Moinidae		
	<i>Moina minuta</i>	18.476
Sididae		
	<i>Diaphanosoma</i> sp.	13460
Copépodes		
Cyclopidae		

	Copepodito (Cyclopidae)	92.302
	<i>Mesocyclops</i> sp.	584
	<i>Microcyclops</i> sp.	518
	Nauplius (Cyclopidae)	523.012
	<i>Thermocyclops decipiens</i>	1.679
	<i>Thermocyclops minutus</i>	9.504
Diaptomidae		
	<i>Argyrodiaptomus</i> sp.	56.161
	Copepodito (Diaptomidae)	39.751
	Nauplius (Diaptomidae)	31.260
	<i>Notodiaptomus</i> sp.	15.750
Rotífero		15.550
Asplanchnidae		
	<i>Asplanchna</i> sp.	150
Brachionidae		
	<i>Anuraeopsis fissa</i>	4.406
	<i>Anuraeopsis</i> sp.	5.000
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	110
	<i>Brachionus dolabratus</i>	4.000
	<i>Brachionus falcatus</i>	567
	<i>Brachionus mirus</i>	4.420
	<i>Brachionus quadridentatus</i>	4.000
	<i>Keratella americana</i>	867
	<i>Keratella cochlearis</i>	8.563
	<i>Plationus patulus patulus</i>	5.167
	<i>Plationus patulus</i> var. <i>Macracanthus</i>	6.031
	<i>Platyias quadricornis</i>	483

Dicranophoridae		
	<i>Encentrum</i> sp.	180
Epiphanidae		
	<i>Epiphanes</i> sp.	1.210
Euchlanidae		
	<i>Dipleuchlanis</i> sp.	3.341
Filiniidae		
	<i>Filinia longiseta</i>	10.279
Flosculariidae		
	<i>Ptygura</i> sp.	250
Hexarthridae		
	<i>Hexarthra mira</i>	9.220
Lecanidae		
	<i>Lecane bulla</i>	8.777
	<i>Lecane cornuta</i>	4.450
	<i>Lecane curvicornis</i>	8.454
	<i>Lecane elsa</i>	2.027
	<i>Lecane hornemanni</i>	20
	<i>Lecane leontina</i>	517
	<i>Lecane luna</i>	617
	<i>Lecane lunaris</i>	1.065
	<i>Lecane pyriformis</i>	803
	<i>Lecane quadridentata</i>	4.010
	<i>Lecane stichaea</i>	100
Lepadellidae		
	<i>Colurella</i> sp.	40
	<i>Lepadella patella</i>	2.118

Mytilinidae		
	<i>Mytilina acanthophora</i>	1.233
Notommatidae		
	<i>Cephalodella</i> sp.	333
Philodinidae		
	<i>Philodinidae</i> sp.	32.710
Synchaetidae		
	<i>Ploesoma</i> sp.	4.000
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	87.940
	<i>Synchaeta</i> sp.	32.000
Testudinellidae		
	<i>Testudinella patina</i>	16.160
	<i>Testudinella</i> sp.	17.900
Trichocercidae		
	<i>Trichocerca bicristata</i>	100
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	704
	<i>Trichocerca similis</i>	893
Trichotriidae		
	<i>Macrochaetus sericus</i>	4.886
	<i>Trichotria</i> sp.	10
Ameba Testácea		
Arcellidae		
	<i>Arcella conica</i>	10.121
	<i>Arcella costata</i>	8.491
	<i>Arcella crenulata</i>	300
	<i>Arcella hemisphaerica</i>	26.269
	<i>Arcella megastoma</i>	491

	<i>Arcella vulgaris</i>	11.947
	<i>Galeripora dentata</i>	550
	<i>Galeripora discoides</i>	969
	<i>Galeripora megastoma</i>	11
	<i>Galeripora rota</i>	100
Centropyxidae		
	<i>Centropyxis aculeata</i>	5.305
	<i>Centropyxis constricta</i>	749
	<i>Centropyxis discoides</i>	3.553
	<i>Centropyxis ecornis</i>	12.742
	<i>Centropyxis hirsuta</i>	2.776
	<i>Centropyxis marsupiformis</i>	2.210
	<i>Centropyxis platystoma</i>	150
Diffugiidae		
	<i>Cucurbitella mespiliformis</i>	8.910
	<i>Diffugia corona</i>	6.123
	<i>Diffugia elegans</i>	315
	<i>Diffugia globularis</i>	150
	<i>Diffugia gramen</i>	7.467
	<i>Diffugia limnetica</i>	1.640
	<i>Diffugia minuta</i>	738
	<i>Diffugia oblonga</i>	10
	<i>Diffugia</i> sp.	570
	<i>Diffugia urceolata</i>	213
	<i>Netzelia muriformis</i>	5.496
	<i>Suiadiffugia multipora</i>	410
Euglyphidae		

	<i>Euglypha cf. Acanthophora</i>	30
	<i>Euglypha</i> sp.	10
	<i>Trinema enchelys</i>	97
	<i>Lesquereusia modesta</i>	4.144
	<i>Lesquereusia spiralis</i>	6.260
Nebelidae		
	<i>Nebela</i> sp.	680
Trigonopyxidae		
	<i>Cyclopyxis impressa</i>	20

Tabela S2. Coordenadas, em UTM, dos locais de amostragem na PCH Ypê. As regiões à montante e à jusante foram designadas em relação à área de represa.

Ponto	Região	Coordenadas	
		E	N
1	Montante (reservatório)	556321	8045555
2	Montante (reservatório)	556558	8042823
3	Montante (reservatório)	555394	8046839
4	Jusante (TVR)	561247	8039186
5	Jusante (TVR)	560904	8041801
6	Jusante do barramento (canal de restituição)	558205	8038551
7	Jusante do barramento (canal de restituição)	558258	8036818