



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

RENATA FELICIO SANTOS

**Efeito de barramento e de eventos hidrológicos extremos sobre os padrões  
de diversidade beta funcional do fitoplâncton de planície de inundação**

Maringá, PR  
2022

RENATA FELICIO SANTOS

**Efeito de barramento e de eventos hidrológicos extremos sobre os padrões de diversidade beta funcional do fitoplâncton de planície de inundação**

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

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Luzia Cleide Rodrigues

Coorientador: Dr. Alfonso Pineda Barbosa

Maringá, PR  
2022

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

S237e Santos, Renata Felicio, 1997-  
Efeito de barramento e de eventos hidrológicos extremos sobre os padrões de diversidade beta funcional do fitoplâncton de planície de inundação / Renata Felicio Santos. -- Maringá, 2022.  
41 f. : il. (algumas color.).  
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2022.  
Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Luzia Cleide Rodrigues.  
Coorientador: Dr. Alfonso Pineda Barbosa.  
1. Fitoplâncton de água doce - Ecologia - Barramento - Diversidade beta - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Fitoplâncton de água doce - Ecologia - Eventos hidrológicos extremos - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -579.81764209816

**RENATA FELICIO SANTOS**

**Efeito de barramento e de eventos hidrológicos extremos sobre os padrões de diversidade beta funcional do fitoplâncton de planície de inundação**

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

**COMISSÃO JULGADORA**

Dr.<sup>a</sup> Luzia Cleide Rodrigues  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Jascieli Carla Bortolini  
Universidade Federal de Goiás (UFG)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Danielle Katharine Petsch  
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 18 de abril de 2022.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico essa dissertação à minha mãe, que se fez presente todos os dias mesmo na distância. Sem seu apoio jamais teria conseguido.

Te amo mãe.

## AGRADECIMENTOS

Tentarei ser breve, mas chegou meu momento de agradecer todos aqueles que fizeram parte desse trabalho direto ou indiretamente.

Agradeço primeiramente a Deus por me deixar viver esta experiência desafiadora em tempos tão sombrios. Confesso que fazer um mestrado durante a pandemia não foi nada fácil. Estar longe de casa (do meu Mato Grosso véio) e da minha família foi o mais difícil. Mas resisti, estou aqui!

Se não for falar da minha mãe nessa dissertação não valerá de nada, talvez ela não tenha ideia do quanto foi importante para eu chegar até aqui, sem o seu apoio eu teria desistido. Mãe você me ensinou a lutar por aquilo que quero, me ensinou que é possível realizar sonhos. Muito obrigada!

Ao meu irmão Tulio e sua família (Ana Paula e agora nossa pequena Analiz, que a tia não vê a hora de estar perto).

Minhas avós Luiza e Margarida, que sorte a minha ser neta de vocês. Nossas ligações pelo telefone me ajudaram a dar sentido a tudo isso. Desde pequena me mostraram o que é ser forte e poder sonhar, cada uma do seu jeitinho. Vocês nunca deixaram de me apoiar nas minhas constantes buscas por conhecimento. Gratidão pelas orações!

In Memoriam, ao meu avô Pedro e ao meu eterno professor Wilson José Soares que perdi durante a pandemia. Vocês foram importantes na construção de quem sou hoje.

Ao meu pequeno Buda, todo o tempo que passou comigo em Maringá foram os melhores. Me sentia em casa com você por perto, logo estaremos juntos de novo.

Minha família Felicio, que sempre me apoia e se faz presente em cada detalhe. Tenho orgulho de fazer parte dessa grande família. Em especial a tia Lu, obrigada por tudo!

Ao apoio e carinho recebido pelos meus primos Bruna e Fernando, e tia Rose.

Tia Bia, pelos almoços e bolachas caseiras que me faziam matar a saudade de casa.

Um grande abraço para minhas amigas que deixei em Rondonópolis (Alecssandra, Brenda, Kathryn, Sandreli e Viviane), desculpa por não estar tão presente na vida de vocês nestes últimos anos, foram tempos difíceis para todas nós.

Agora preciso falar daqueles que conheci em Maringá e com quem pude aprender muito:

Lu, obrigada pela orientação, obrigada por me aceitar ser sua aluna. Seu conhecimento sobre o fitoplâncton é inquestionável. E além de tudo sua paixão por essa comunidade é visível. Acredito muito que você ama o que faz, seus olhos brilham quando você explica sobre eles. Aprendi muito com você nesses anos, talvez agora eu saiba 1% do seu conhecimento sobre a melhor comunidade do mundo. Desejo tudo de melhor na sua vida.

Alfonso, obrigada pela coorientação desde o início, suas ideias foram fundamentais para a construção desse trabalho.

Susi, obrigada por tanto carinho, nossas conversas foram muito importantes para mim.

Ao Laboratório de Ecologia do Fitoplâncton, é uma pena não termos convivido boa parte do mestrado, mas essa reta final foi ótima. Obrigada Laura, Felipe, Yasmin, vocês são os melhores. Em especial, preciso falar da minha amiga e irmã de mestrado Bia (mel), a rainha da sincronia, com quem pude contar em todo esse período, desde os momentos felizes, aos de angústia. Obrigada por tanto, seu coração é gigante!

Aos amigos que fiz aqui, vocês foram muito importantes para que pudesse me sentir acolhida. Ao Jonathan com quem moro desde a minha chegada em Maringá, obrigada pelas conversas e gordices (assistindo Quilos Mortais haha). Patricia pelo acolhimento desde a minha chegada em Maringá. Aos amigos do PEA, que fizemos almoços de domingo, cafés da tarde e comemorações (obrigada por serem minha família em Maringá). Obrigada pelo carinho Melissa, Beatriz Contieri, Felipe, Lidiany, Dindinha, Atsler, Eliezer e Carol.

Aos amigos que reencontrei aqui, Tais e Lipe (não posso esquecer da Rebeca né), que oportunidade nos (re) encontrarmos em Maringá. Nos conhecemos muito mais durante esse período do que durante a graduação, não é mesmo. Minha amiga Izabella, que fez parte da minha infância e agora adultas nos reecontramos em Maringá, obrigada pelo carinho.

E por fim, falar sobre essa Universidade pública e de qualidade, que me recebeu. Todos os professores com quem tive aula mesmo online (infelizmente), meus ídolos científicos estão aqui. Fazer pesquisa nesse país é ser resistência!

O Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD), que auxilia e gera tantas pesquisas há mais de 20 anos. As minhas idas à planície só me lembraram o por que escolhi a Biologia. Como amo aquele lugar.

Todos os funcionários envolvidos no PEA e Nupélia. Em especial, Bete por todo carinho com os alunos e Ranulfo pelas conversas e ensinamentos químicos.

A banca que aceitou ler meu trabalho e pelas contribuições. Aos doutores Dani Petsch, Jascieli Bortolini, Vanessa Becker e Fernando Lansac-Tôha. Obrigada por tirarem um tempinho entre tantos compromissos acadêmicos.

Mesmo com o desmonte na ciência brasileira ainda tive a oportunidade de receber auxílio financeiro, no qual sou muito grata e pude me dedicar exclusivamente durante esse período. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Deixo aqui toda minha gratidão!

*A Biologia vê o certo e o errado  
como a mesma cor sob uma luz diferente.*

**(MENINA DO BREJO - Kya)**



# **Efeito de barramento e de eventos hidrológicos extremos sobre os padrões de diversidade beta funcional do fitoplâncton de planície de inundação**

## **RESUMO**

Os barramentos e os eventos hidrológicos extremos atuais e os preditos para o futuro podem afetar a estrutura das comunidades aquáticas, tanto em escala local quanto regional. Estes eventos podem influenciar a importância de locais e espécies para a diversidade regional pois promovem processos locais de extinção e colonização, assim como processos de homogeneização biótica em escala regional. Foi investigado como o efeito de barramento e períodos de cheia e seca prolongados influenciam a contribuição local para a diversidade beta (LCBD) fitoplanctônica, baseada em grupos funcionais de Reynolds (GFR), e a contribuição de cada grupo funcional para a diversidade beta (SCBD). a relação entre o número de GFR (Riqueza Funcional – RF) sobre o LCBD. Para isso, utilizados dados de três sub-bacias da planície de inundação do alto rio Paraná, que possuem diferentes efeitos de barramento (presença, influência indireta e ausência), nos anos de seca (2000-2001) e cheia (2010-2011) extremas. As concentrações de nutrientes e o pH estiveram relacionadas com os padrões da diversidade beta nas três sub-bacias e nos dois períodos. Períodos de seca extrema e ambientes com presença de barramento apresentaram maiores valores de LCBD e RF. Altos valores de LCBD estiveram relacionados a baixos valores de RF. Ambientes com ausência e influência indireta de barramento apresentaram maiores valores de RF na cheia e maiores valores de LCBD na seca. Os GFR H1 (cianobactérias N-fixadoras), L<sub>o</sub> (grandes cianobactérias mucilaginosas) e P (diatomáceas filamentosas) apresentaram maior contribuição à diversidade beta. A região com barramento esteve relacionada com cianobactérias filamentosas na seca. Os resultados mostraram que tanto barramento quanto períodos hidrológicos influenciaram a contribuição dos locais à diversidade regional. Porém, a maior singularidade biótica observada na região com barramento e no período seco esteve relacionada com organismos que podem afetar à diversidade e qualidade de água, como as cianobactérias. Esses ambientes aparentam possuir condições ambientais e bióticas exclusivas que requerem maior atenção em relação a monitoramento para evitar a proliferação de organismos com potencial toxigênico. A construção de barramentos em busca da segurança energética, associada ao cenário predito de aumento de eventos extremos, favorece a singularidade biótica. Entender como as comunidades respondem a essas alterações é crucial para ecologia de ambientes aquáticos.

**Palavras-chave:** Períodos extremos. LCBD. Grupos funcionais. Mudanças climáticas. Planície de inundação do alto rio Paraná.

# **Effect of a dam and extreme hydrological events on functional beta diversity phytoplankton in a floodplain**

## ***ABSTRACT***

Dams and predicted future extreme weather events can affect the structure of aquatic communities, both at a local and regional scale. They can influence, for example, the importance of sites and species for regional diversity as they promote local processes of extinction and colonization, as well as processes of biotic homogenization on a regional scale. It was investigated how damming and prolonged flood and drought periods influenced the local contribution to beta diversity (LCBD) based on phytoplankton functional groups (GFR), as well as the contribution of each GFR to beta diversity (SCBD). The relationship between the number of GFR (Functional richness - RF) on the LCBD was also evaluated. For this, it was analyzed data collected in years with extreme drought (2000-2001) and flood (2010-2011) from three sub-basins of the upper Paraná River floodplain were used, which have different damming effects (presence, indirect influence, and absence). Nutrient concentrations and pH influenced the beta diversity in the three sub-basins in the two periods. Extreme drought periods and the presence of a dam were related to higher values of LCBD and RF. High LCBD values were related to low RF values. Environments with the absence and indirect influence of the dam had higher RF values in the flood and higher LCBD values in the drought. GFR H1 (N-fixing cyanobacteria), Lo (large mucilaginous cyanobacteria), and P (filamentous diatoms) presented the greatest contribution to beta diversity. The damming region was related to filamentous cyanobacteria in the drought. The results showed that both damming and climatic periods influenced the contribution of sites to regional diversity. However, they also suggested that the greatest biotic uniqueness observed in the damming region and in the dry period was related to organisms that can affect water diversity and quality, such as cyanobacteria. It appears that these environments have unique environmental and biotic conditions that require greater attention in terms of monitoring to prevent the proliferation of organisms with toxigenic potential. The construction of dams in search of energy security, associated with the predicted scenario of an increase in extreme events, favors biotic uniqueness. Understanding how communities respond to these changes is crucial for the ecology of aquatic environments.

**Keywords:** Extreme periods. LCBD. Functional groups. Climate change. Upper Paraná River floodplain

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Freshwater Biology*. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/13652427/homepage/forauthors.html?>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>13</b>
<b>2.1</b>	<b>Área de Estudo</b> .....	<b>13</b>
<b>2.2</b>	<b>Metodologia de campo</b> .....	<b>15</b>
<b>2.3</b>	<b>Metodologia de laboratório</b> .....	<b>16</b>
<b>2.4</b>	<b>Análise de dados</b> .....	<b>17</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>19</b>
<b>3.1</b>	<b>Variabilidade Ambiental</b> .....	<b>19</b>
<b>3.2</b>	<b>Composição taxonômica e funcional</b> .....	<b>20</b>
<b>3.3</b>	<b>Diversidade beta</b> .....	<b>21</b>
<b>3.4</b>	<b>Contribuição local para diversidade beta (LCBD) e Riqueza Funcional (RF)</b> .....	<b>22</b>
<b>3.5</b>	<b>Contribuição dos grupos funcionais para diversidade beta (SCBD) e Valor indicador (IndVal)</b> .....	<b>26</b>
<b>3.6</b>	<b>Relação da diversidade beta e variáveis ambientais</b> .....	<b>28</b>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>29</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>32</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>32</b>
	<b>APÊNDICE A – Valores abióticos</b> .....	<b>38</b>
	<b>APÊNDICE B – Descrição dos grupos funcionais</b> .....	<b>39</b>
	<b>APÊNDICE C – Resultados GLMM com valores de LCBD</b> .....	<b>40</b>
	<b>APÊNDICE D – Resultados GLMM com valores de riqueza funcional</b> .....	<b>41</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Em sistemas rio-planície de inundação o regime hidrológico, caracterizado pela alternância de períodos de águas altas e águas baixas, é considerado o fator chave para o seu funcionamento (Junk, Bayley & Sparks, 1989; Neiff, 1990). A variabilidade espacial e temporal das condições ambientais causada pelo pulso de inundação conferem alta biodiversidade a esses ecossistemas (Junk *et al.*, 1989; Opperman *et al.*, 2010).

As inundações promovem o transbordamento lateral do canal do rio principal com sua planície, conectando os distintos habitats de várzea. Essa maior conectividade contribui para o aumento da semelhança das condições ambientais e biológicas entre os ambientes (Thomaz, Bini & Bozelli, 2007), por facilitar o intercâmbio de materiais e de organismos por meio da dispersão, e permite que espécies provenientes de ambientes mais distantes colonizem novos habitats (Bortolini, Train & Rodrigues, 2016). De fato, estudos têm mostrado que a dispersão de espécies provindas de outras localidades é importante para a estruturação e variação das comunidades (Paidere *et al.*, 2007; Mihaljević *et al.*, 2009; Bovo-Scomparin, Train & Rodrigues, 2013; Pineda *et al.*, 2020b). Por outro lado, a menor conectividade entre os ambientes em períodos de águas baixas pode aumentar a dissimilaridade biótica e abiótica espacial (Amoros & Bornetti, 2002; Thomaz *et al.*, 2007).

A variabilidade hidrológica natural em planícies de inundação tem sido afetada por barramentos, que diminuem a frequência, intensidade e duração das inundações (Souza-Filho *et al.*, 2004; Schmutz & Moog, 2018). Os reservatórios podem reter nutrientes e materiais em suspensão e afetar os trechos a jusante (Agostinho, Pelicice & Gomes, 2008; Friberg *et al.*, 2011; Simões *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2017), e assim alterar os padrões espaciais e temporais das comunidades aquáticas, incluindo o fitoplâncton (Rodrigues *et al.*, 2009, 2015). Ademais, causam perda de biodiversidade, características funcionais e funções ecossistêmicas (Meerhoff *et al.*, 2012; Winemiller *et al.*, 2016; Bortolini *et al.*, 2017; Dias *et al.*, 2020; Pineda *et al.*, 2020a).

Regiões influenciadas por barragens podem apresentar menor disponibilidade e qualidade de habitats (Marren *et al.*, 2014; Schmutz & Moog, 2018). As barragens promovem mudanças na composição dos organismos, persistindo aquelas mais adaptadas às novas condições impostas pelo barramento (Quist, Hubert & Rahel, 2005; Agostinho *et al.*, 2008; Meißner *et al.*, 2018; Pineda *et al.*, 2020b), causando aumento da similaridade entre as biotas em um processo conhecido como homogeneização biótica (Petsch, 2016; Zeng *et al.*, 2017).

Ademais, têm sido previstos cenários de secas mais frequentes, intensas e duradouras

nas próximas décadas (Milly, Dunne & Vecchia, 2005; Seneviratne *et al.*, 2012) associados às mudanças climáticas (Padisák & Naselli-Flores, 2021). A interação desses eventos junto com a construção de barramentos pode afetar de forma negativa a diversidade das comunidades aquáticas, devido à extinção de espécies (Schneck *et al.*, 2011) e ao favorecimento de espécies problemáticas, como as cianobactérias toxigênicas (Devercelli, 2006; Bortolini *et al.*, 2016).

O efeito dos barramentos e eventos hidrológicos extremos sobre a diversidade pode ser analisado a partir do estudo da variação das comunidades no tempo e no espaço (diversidade beta). Ainda os componentes da diversidade beta total podem ajudar a entender como esses efeitos afetam a diversidade. Por exemplo, pode ser avaliado quais os locais e espécies com maior contribuição para a diversidade beta (Legendre & De Cáceres, 2013) e se essa contribuição muda entre regiões e períodos hidrológicos. Tais informações podem subsidiar programas com fins de conservação, pois demonstram como as espécies e grupos estão estruturados nos locais e como respondem aos impactos ambientais (Legendre & De Cáceres, 2013; Legendre & Gauthier, 2014).

É necessário entender os efeitos desses eventos hidrológicos extremos e sua interação com a construção de barragens sobre as diferentes facetas da diversidade, como a taxonômica e a funcional, para tentar desvendar os seus impactos no funcionamento do ecossistema. Atributos funcionais das comunidades como aqueles sumarizados em grupos funcionais (i.e., conjunto de espécies que compartilham características funcionais) podem revelar informações sobre a forma como os recursos são utilizados (i.e., produtividade), e sobre bens, serviços e propriedades do ecossistema (Sobral & Cianciaruso, 2012; Santos, Carneiro & Cianciaruso, 2014).

Este estudo investigou como o barramento e eventos hidrológicos extremos influenciam a diversidade beta funcional fitoplanctônica em uma planície de inundação subtropical, bem como qual a contribuição dos locais (LCBD) e grupos funcionais (SCBD) para a diversidade beta e quais os fatores intervenientes. Foram testadas três hipóteses:

(i) O barramento e períodos hidrológicos extremos reduzem a diversidade beta funcional. É esperado que barramentos irão reduzir a diversidade beta, pois podem apresentar homogeneização ambiental e biótica; e que em períodos de seca ocorra maior heterogeneidade ambiental e biótica devido a menor conectividade entre os ambientes.

(ii) O barramento reduz a contribuição local para a diversidade beta e a riqueza funcional. Nesse caso, é esperado que locais situados em regiões influenciadas por barramento terão menor LCBD, enquanto locais de regiões não influenciadas por barramento ou com influência indireta terão maior LCBD. Esses resultados são esperados porque

ambientes impactados por barramento podem apresentar homogeneização ambiental e consequentemente, biótica;

(iii) Períodos de cheia extrema favorecem a contribuição dos locais para a diversidade beta, associados a alta riqueza funcional. Períodos de secas extremas apresentarão menor contribuição para a diversidade beta do que períodos de inundações extremas. Espera-se que períodos com intensas inundações permitirão que espécies fitoplanctônicas de ambientes distantes (*pool* regional) alcancem e colonizem os habitats, o que pode aumentar as contribuições locais para a diversidade beta. Enquanto em períodos de seca prolongada haverá menor variabilidade ambiental pois os ambientes ficam mais isolados e assim haveria dominância de grupos com traços funcionais adaptados a tais condições.

Por fim, identificar os fatores responsáveis pela variação da comunidade em cada período hidrológico e sub-bacia, e entender qual a contribuição dos grupos funcionais para diversidade beta (SCBD) e quais grupos foram importantes para cada período ou efeito de barramento.

## **2 METODOLOGIA**

### **2.1 Área de Estudo**

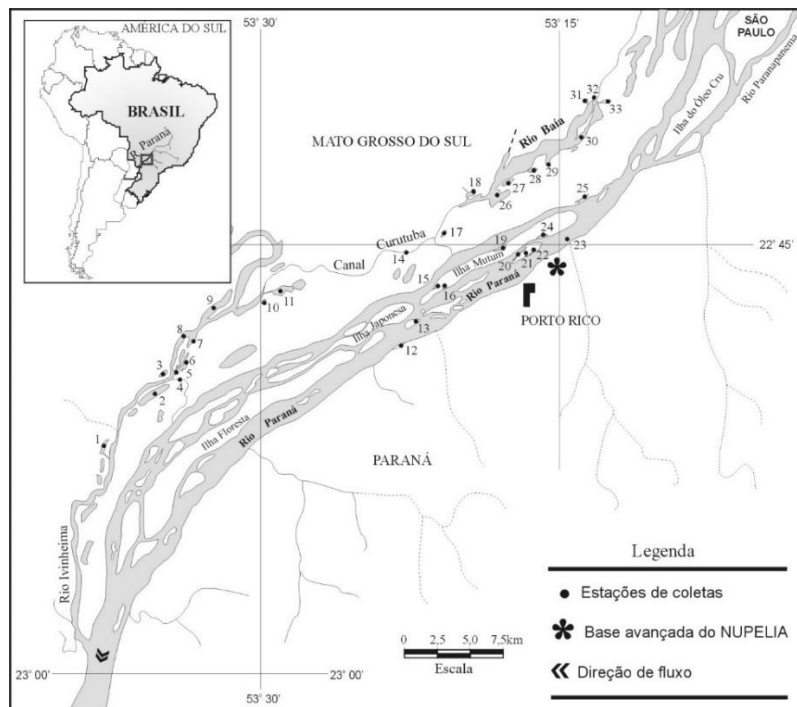
O estudo foi realizado na planície de inundação do alto rio Paraná (22°40'- 22°50'S e 53°10'-53°40'W), localizada no sul do Brasil. Esse ecossistema compreende três sub-bacias: a sub-bacia do rio Paraná, e dos seus principais tributários nessa região, rio Baía e rio Ivinhema, incluindo vários ambientes associados, como lagos conectados e isolados, áreas de remansos, canais e rios (Figura 1). O clima da região é classificado como tropical-subtropical (Cfa) de acordo com o sistema Köppen, com uma temperatura média anual de 22 °C e precipitação média anual de 1500 mm (Eletrosul, 1986).

O regime hidrológico do rio Paraná é caracterizado por um período de águas altas (novembro a maio) e um período de águas baixas (junho a outubro). Contudo, é amplamente regulado por uma série de reservatórios a montante, o que tem afetado a frequência, duração e intensidade das inundações (Souza-Filho *et al.*, 2004; Moi *et al.*, 2020). Estudos de longa duração realizados nessa planície têm mostrado que o rio Paraná teve aumento acentuado da transparência da água e redução das concentrações de nutrientes, além de frequentes pulsos de inundação de baixa magnitude, principalmente após a construção de Porto Primavera (Roberto, Santana & Thomaz, 2009; Souza-Filho, 2009).

Os rios Ivinhema e Baía são os principais tributários da margem direita do rio Paraná a jusante da barragem de Porto Primavera. Esses rios estão localizados na planície de inundação

do estado do Mato Grosso do Sul. O rio Ivinhema possui vazão intermediária, alta turbidez e alta concentração de fósforo (Thomaz, Agostinho & Hahn, 2004) e ainda apresenta condições pristinas, pois não possui barramento ao longo do seu curso. E o trecho mais baixo do rio Ivinhema está localizado em uma área de preservação ambiental “Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema”.

O rio Baía tem característica semi-lóticas, com características intermediárias entre o rio Paraná e os ambientes de várzea, com altas concentrações de nitrato, baixos valores de pH e altas concentrações de carbono dissolvido devido à presença de compostos húmicos (Thomaz *et al.*, 2004). Regiões dos rios Baía e Paraná, são influenciados mais diretamente pela manipulação dos níveis de água e retenção de nutrientes, causados pelos reservatórios a montante (Agostinho, Thomaz & Gomes, 2004b). A barragem de Porto Primavera afetou indiretamente o rio Baía, e diminuiu o volume do curso de água nesse rio. Para avaliar o efeito de barramento, as sub-bacias foram categorizadas como presença de barramento (sub-bacia Paraná; n = 11 ambientes), ausência de barramento (sub-bacia Ivinhema; n = 11 ambientes) e influência indireta de barramento (sub-bacia Baía; n = 11 ambientes).



**Figura 1.** Mapa da área de estudo e localização dos ambientes de amostragem nas três sub-bacias. Sub-bacia do rio Ivinhema: 1-Lagoa Peroba (PER); 2-Lagoa Ventura (VEN); 3-Lagoa do Zé do Paco (ZEP); 4-Canal do Ipoitã (CIP); 5-Lagoa Boca do Ipoitã (BIPO); 6-Lagoa dos Patos (PAT); 7-Lagoa Capivara (CAP); 8-rio Ivinhema (RIV); 9-Lagoa do Finado Raimundo (FRA); 10-Lagoa do Jacaré (JAC); 11-Lagoa Sumida (SUM); Sub-bacia rio Paraná: 12-Canal Cortado (COR); 13-Lagoa das Pombas (POM); 14- Ressaco do Manezinho (MAN); 15-Lagoa do Osmar (OSM); 16- Ressaco do Bilé (BILE); 17- Ressaco do Leopoldo (LEO); 18-Lagoa Clara (CLA); 19-Lagoa Pousada (POU); 20-rio Paraná (PAR); 21- Ressaco do Pau Véio (RPV); 22-Lagoa das Garças (GAR); Sub-bacia rio Baía: 23-Canal Curutuba (CUR); 24-Lagoa da Traíra (TR); 25-Lagoa do Guaraná (GUA); 26-rio Baía (RBA); 27-Lagoa Fechada (FEC); 28-Lagoa Pousada das Garças (PGAR); 29-Lagoa dos Porcos (POR); 30-Baía Canal (CBA); 31-Lagoa Maria Luiza (ML); 32-Lagoa do Gavião (GAV); 33-Lagoa da Onça (ONC).

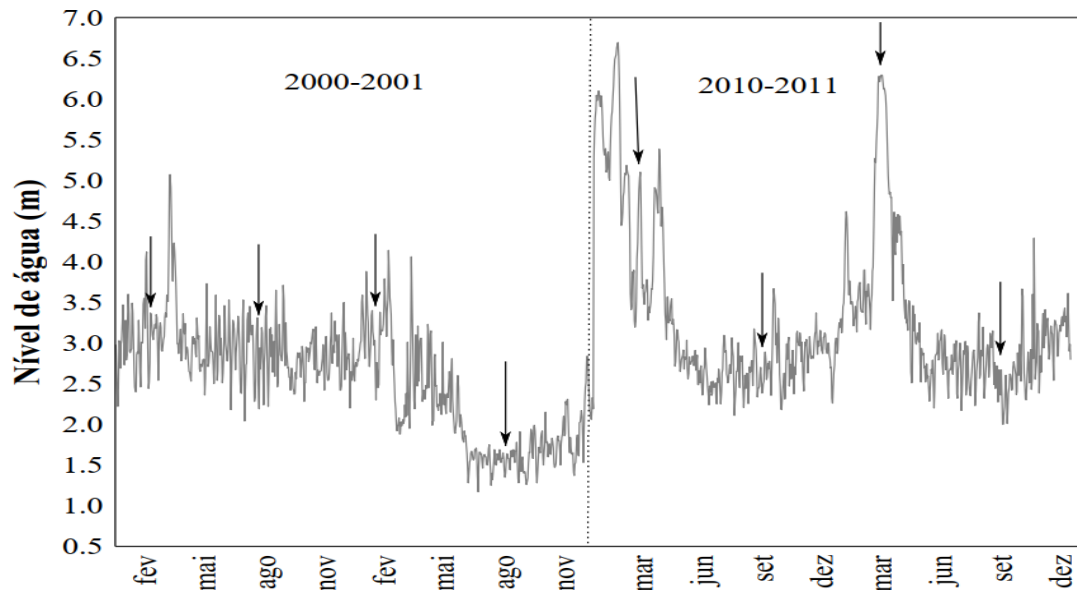


## 2.2 Metodologia de campo

O conjunto de dados compreende oito coletas realizadas nos rios Paraná, Baía e Ivinhema e seus distintos ambientes associados (33 locais - Figura 1), nos períodos hidrológicos extremos de seca (fevereiro e agosto de 2000-2001) e cheia (março e setembro de 2010-2011) (Figura 2). Foram mensuradas *in situ* a profundidade máxima de cada local (m), temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S.L}^{-1}$ ), alcalinidade ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), turbidez (NTU) e disco de Secchi (m). A zona eufótica (m) foi estimada a partir do disco de Secchi (m), e a relação zona eufótica:profundidade máxima ( $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{máx}}$ ) foi utilizada como medida de disponibilidade de luz na coluna de água. Foram coletadas amostras de água para posterior determinação das concentrações de nutrientes totais e dissolvidos (água filtrada) em laboratório. Os nutrientes determinados foram nitrogênio total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$  - MACKERETH; HERON; TALLING, 1978), fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), nitrato (N- $\text{NO}_3$  -  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), nitrito (N- $\text{NO}_2$  -  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), amônio (N- $\text{NH}_4$  -  $\mu\text{g.L}^{-1}$  - GINÉ et al., 1980), e ortofosfato (P- $\text{PO}_4$  -  $\mu\text{g.L}^{-1}$  - GOLTERMAN; CLYMO; OHNSTAD, 1978). A soma das concentrações de nitrato, nitrito e amônio foi considerada como nitrogênio inorgânico dissolvido (NID -  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ). Os dados dos níveis de água do rio Paraná foram fornecidos pela Itaipu Binacional.

Foram realizadas amostragens da comunidade fitoplânctônica, zooplâncton e variáveis ambientais, à aproximadamente 40 cm de profundidade, diretamente com frascos (exceto zooplâncton), na região limnética dos ambientes lênticos e na calha dos rios. As amostras de fitoplâncton foram fixadas *in situ* com solução de lugol acético 1%. O zooplâncton foi amostrado utilizando bomba motorizada e uma rede de plâncton (68  $\mu\text{m}$ ). O material coletado foi mantido em frascos com formalina a 4% tamponados com carbonato de cálcio (para mais detalhes ver BONECKER et al., 2020).

Os anos estudados foram categorizados como seca extrema (2000-2001) e cheia extrema (2010-2011), que a partir daqui será chamado “seca” e “cheia”. No período de seca, o nível de água médio do rio Paraná foi  $2,7 \pm 0,6\text{m}$ , com baixa intensidade e amplitude de águas altas (apenas 11 e 3 dias, respectivamente) e 355 (2000) e 362 (2001) dias de águas baixas. Neste período, a conectividade foi baixa, com variação de 0,01 a 0,03. No período de cheia extrema o nível de água médio do rio Paraná foi  $3,3 \pm 1,1\text{ m}$ , com níveis  $> 6\text{ m}$ , o índice de conectividade esteve entre 0,29 e 0,39 e 102 (2010) a 81 (2011) dias de águas altas (Neiff & Neiff, 2003).



**Figura. 2.** Variação diária do nível da água do rio Paraná nos períodos compreendido entre os anos de 2000-2001 (seca) e 2010-2011 (cheia). As setas indicam os períodos de amostragem, fevereiro e agosto de 2000 e 2011 e março e setembro de 2010 e 2011.

### 2.3 Metodologia de laboratório

A contagem dos indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) fitoplanctônicos seguiu o método de contagem em campos aleatórios (Lund, Kipling & Le Cren, 1958; Utermöhl, 1958). O cálculo da densidade foi realizado de acordo com (APHA, 2005), sendo o resultado expresso em indivíduos (por mililitro). O biovolume ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) foi calculado como o produto da densidade populacional ( $\text{ind} \cdot \text{L}^{-1}$ ) pelo volume de cada espécie. O volume de cada célula foi calculado a partir de formas geométricas aproximadas à forma das células (Hillebrand *et al.*, 1999; Sun & Liu, 2003).

Os táxons fitoplanctônicos foram agrupados em grupos funcionais de Reynolds – GFR (Reynolds *et al.*, 2002; Padisák, Crossetti & Naselli-Flores, 2009) a partir de traços que refletem a função de cada táxon, como presença de flagelos, mucilagem, demanda por sílica, bem como outras características que determinam sua presença ou ausência nos ambientes (Reynolds *et al.*, 2002). O número de GFR em cada amostra foi considerado como riqueza funcional.

Para a comunidade zooplanctônica, a identificação ocorreu por meio de sub-amostras de 1,5 mL cada, em câmaras Sedgwick-Rafter. Os táxons foram agrupados em grandes grupos (Rotifera, Copepoda, Cladocera e Tecameba), de acordo com a metodologia descrita em (Bonecker *et al.*, 2020). A utilização desses organismos zooplanctônicos, teve como objetivo representar a herbivoria.

As metodologias de amostragem foram padronizadas entre os ambientes e a

identificação das comunidades foram feitas pela mesma equipe de pesquisadores.

## 2.4 Análise de dados

Para explorar as potenciais diferenças entre os ambientes com distintas influências do barramento, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para cada período. Para isso foi utilizada uma matriz com as variáveis profundidade, temperatura, pH, condutividade, alcalinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, zona eufótica, nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo total, razão  $Z_{eu}:Z_{máx}$ , ortofosfato, nível da água do rio Paraná e densidade dos grupos do zooplâncton (Rotifera, Copepoda, Cladocera e Tecameba). Esta análise foi realizada a partir da função `prcomp` do pacote `stats` (R Development Core Team, 2021). Para avaliar o efeito barramento e períodos hidrológicos sobre a heterogeneidade ambiental, foi realizado um teste de homogeneidade de dispersão (PERMDISP; ANDERSON, 2006), utilizando a função `betadisper` no pacote `vegan`.

Com a finalidade de responder se a presença de barramento e períodos de seca e cheia afetam a diversidade beta funcional (Hipótese *i*), foi realizado o teste PERMDISP, com a função `betadisper`. Esse teste calcula um centróide para cada tipo de efeito de barramento e determina a distância de Bray-Curtis de cada ponto de amostragem ao centróide. Assim, uma maior média da distância ao centróide corresponde a uma maior dissimilaridade na composição de grupos funcionais (i.e., maior diversidade beta). Utilizando a mesma matriz de dissimilaridade usada na PERMDISP, um teste de análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA; Anderson, 2001) foi aplicado para testar diferenças significativas na composição de características funcionais entre os períodos, utilizando a função `adonis2`. Para a representação gráfica da variação das comunidades, foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCoA) utilizando a função `cmdscale`.

A fim de entender se o barramento afeta negativamente a contribuição local para a diversidade beta regional (LCBD) e a riqueza funcional (Hipótese *ii*) e se a cheia favorece a contribuição dos locais para a diversidade beta regional, associados a alta riqueza funcional (Hipótese *iii*), foi calculada a LCBD considerando todos os locais em cada coleta separadamente (variação espacial). Para o cálculo, foi utilizada uma matriz com dados de biovolume dos GFR, transformados pelo método de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001). A diversidade beta total (variação na composição dos grupos funcionais entre os locais estudados), foi calculada segundo Legendre & De Cáceres (2013), gerando uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. Utilizando a função `vegdist` do pacote `vegan` (Oksanen *et al.*, 2018). O valor de diversidade beta total foi particionado em índices de contribuição local

à diversidade beta (LCBD), utilizando a função `betadiv` do pacote `adespatial` (Dray *et al.*, 2018).

Para verificar o efeito de barramento ou período hidrológico sobre os valores de LCBD e riqueza funcional (número de GFR), um Modelo Linear Misto Generalizado (GLMM) foi realizado. Essa análise foi realizada para cada tipo de efeito de barramento (presença, ausência ou influência indireta de barramento), utilizando matrizes com os valores de LCBD e de RF, em relação aos períodos de cheia e seca como efeito fixo. Para todos os modelos, os pontos de coleta foram usados como efeito aleatório para evitar problemas com testes de pares múltiplos (Bolker *et al.*, 2009). Foi considerada a família de distribuição de erros Beta para os dados de LCBD, pois os valores oscilam entre 0 e 1. Para os modelos que avaliaram a variação da RF, foi usada a família de distribuição Poisson, que é adequada para dados de contagem. Esta análise foi realizada utilizando o pacote `glmmTMB` (Brooks *et al.*, 2017). A suposição de linearidade dos resíduos foi analisada e satisfeita por meio de um diagrama de dispersão entre a variável resposta e a preditora, utilizando o pacote `Dharma`. A função `Anova` do pacote `car` (Fox *et al.*, 2021) foi utilizada para expressar os resultados dos modelos em uma tabela tipo ANOVA. A fim de relacionar LCBD e RF foi realizado um modelo linear, utilizando a função `lm`.

A contribuição dos grupos funcionais para a diversidade beta (SCBD) foi calculada seguindo o princípio da partição da diversidade beta utilizado na LCBD, utilizando a matriz de biovolume dos GFR. Para investigar se a contribuição dos GFR à diversidade beta esteve relacionada com a variação na biomassa dos GFR nos períodos extremos, foi realizado o modelo aditivo generalizado (GAM) utilizando a função `gam`, entre os valores de SCBD e os coeficientes de variação da biomassa de cada GFR. Esse modelo permite avaliar relações não lineares entre as variáveis resposta e as variáveis explicativas (Zuur *et al.*, 2009). Foi considerada a família Beta, como distribuição do erro.

Para avaliar a heterogeneidade biótica funcional em cada sub-bacia, e o efeito da cheia e seca em cada coleta, foram tomados os valores da distância ao centróide a partir de uma matriz de Bray-Curtis. Posteriormente, foi avaliado o efeito do período climático sobre esses valores usando regressão beta.

Para investigar se GFR são indicadores de efeito de barramento e período hidrológico, foi realizada a Análise de Valor Indicador (IndVal –Dufrêne & Legendre, 1997), com o pacote `labdsv`, e função `indval`.

Por fim, para entender os fatores que controlam a diversidade beta foi utilizada a

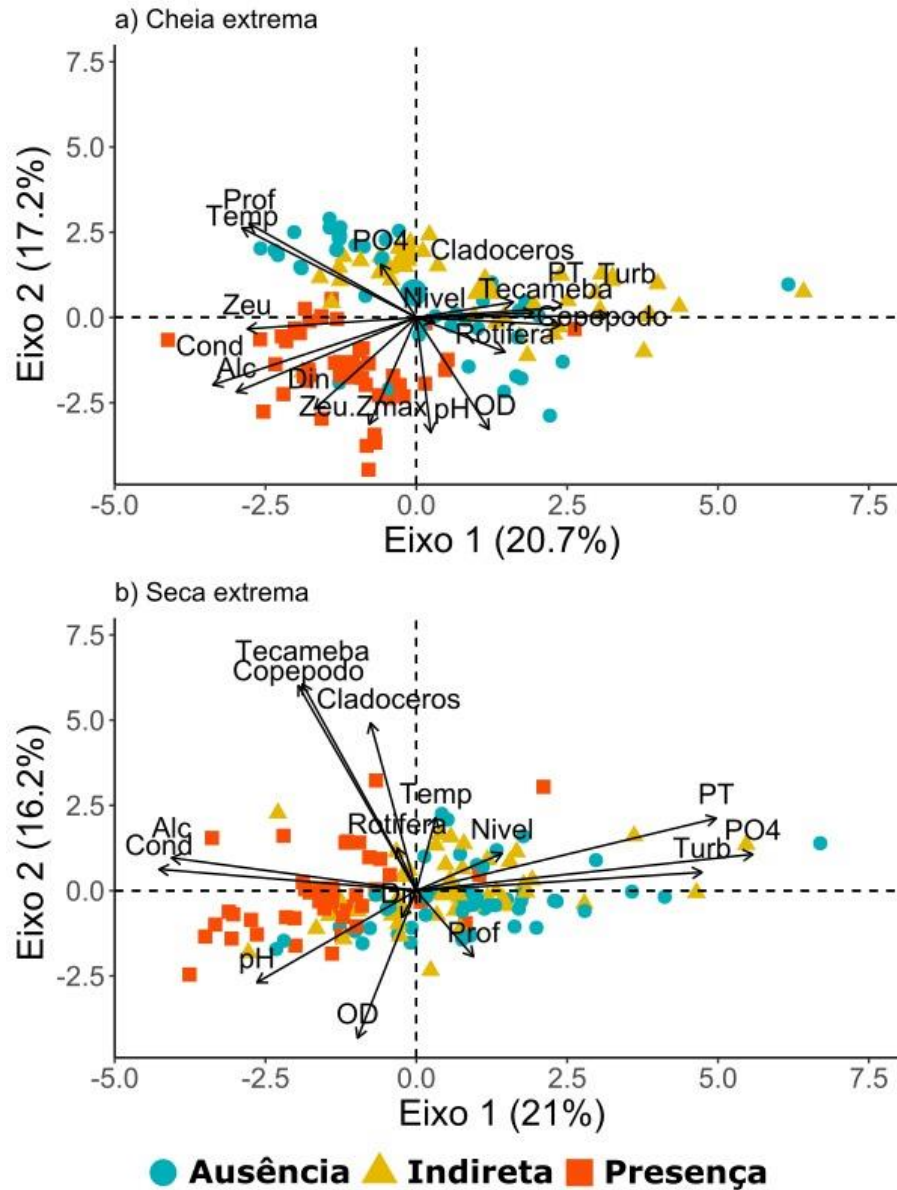
análise de redundância baseada em distância (db-RDA) (Legendre & Anderson, 1999), utilizando a função *capscale* do pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018). Como matriz resposta foi utilizada a matriz de distância (Bray-Curtis) baseada nos valores de biovolume ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) dos GFR. Como matriz explanatória foi utilizada uma matriz com as variáveis ambientais transformadas em log (exceto o pH e  $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{máx}}$ ), e como variável *dummy* o período e efeito de barramento. As db-RDAS foram realizadas separadamente para cada período e efeito de barramento, tendo como intuito analisar de forma geral o que controla os GFR em cada caso. Desta forma, foram realizadas no total cinco db-RDAS. Como critério de seleção das variáveis, foi investigada a colinearidade das variáveis usando o fator de inflação de variância (VIF). As variáveis que apresentaram valores de  $\text{VIF} > 10$  foram removidas (Borcard, Gillet & Legendre, 2011). Em seguida foi realizado uma ANOVA para testar a significância da relação e avaliado cada variável. Como valores de explicação do efeito das variáveis ambientais sobre a diversidade beta, foram retidos os valores de  $R^2$  e  $R^2$  ajustado. Este último não é influenciado pelo número de variáveis explanatórias, proporcionando resultados comparáveis (Peres-Neto *et al.*, 2006).

Todas as análises foram realizadas no programa R versão 4.1.0 (R Development Core Team, 2021). Os gráficos foram feitos utilizando o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Variabilidade Ambiental

Maior heterogeneidade ambiental foi observada na cheia (*Permdisp*,  $p=0,003$ ), enquanto na seca houve maior homogeneidade ambiental (*Permdisp*,  $p=0,974$ ). Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 38% da variabilidade ambiental na cheia e 37,2 % na seca (Figura 3<sup>a</sup>, b). Para ambos os períodos, os ambientes com influência indireta e sem influencia estiveram associados com maiores concentrações de fósforo, ortofosfato e turbidez e os ambientes com influência de barramento, com menores concentrações (Figura 3<sup>a</sup>, b). Os grupos zooplanctônicos apresentaram maiores valores associados à seca de maneira geral. NID e turbidez tiveram os maiores coeficientes de variação. Fósforo e ortofosfato tiveram maior variação no período de seca, nos ambientes com presença e influência indireta de barramento (Apêndice A).



**Figura 3.** Dispersão de escores para dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) realizado para as variáveis ambientais em relação aos efeitos de barramento, na (a) Cheia, em 2000-2001 e (b) Seca, em 2010-2011. (Turb-Turbidez; PT-Fósforo total; OD-Oxigênio dissolvido; pH; NID-Nitrogênio inorgânico dissolvido; Alc-Alcalinidade; Cond-Conduktividade; Zeu; Temp-Temperatura; Prof-Profundidade, Orto-Ortofosfato; Zeu:Z<sub>máx</sub>, Nível- nível de água do rio Paraná e Ivinhema, Rotífera, Cladocera, Copepoda e Tecameba).

### 3.2 Composição taxonômica e funcional

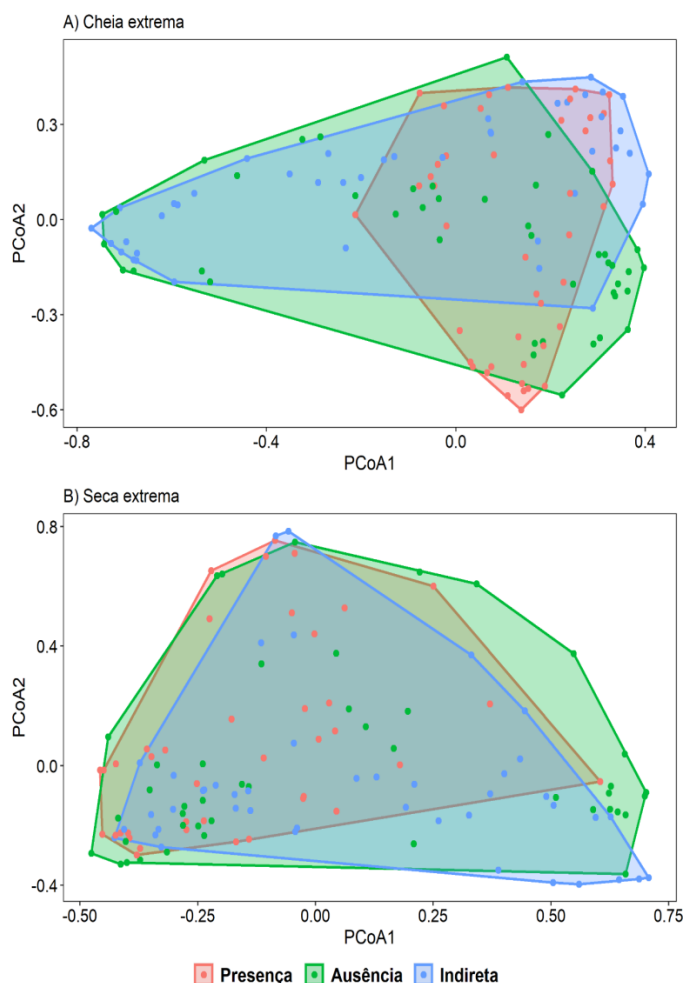
Foram registrados 598 táxons da comunidade fitoplanctônica. Ambientes com influência indireta de barramento (sub-bacia do rio Baía) apresentaram maior número de táxons (400). O período de cheias apresentou maior riqueza taxonômica e funcional (Tabela 1). Os táxons foram agrupados em 27 GFR. Os valores médios de biovolume foram maiores no período de cheia ( $3,03 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ), tanto em ambientes isolados ( $51,53 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ), quanto diretamente conectados ( $35,23 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ).

**Tabela 1.** Número de espécies e grupos funcionais (GFR) por ambientes e período.

Influência da barragem	Cheia		Seca		Total táxons	Total GFR
	Espécies	GFR	Espécies	GFR		
Indireta (Baía)	314	25	205	24	400	26
Ausência (Ivinhema)	297	25	185	22	371	26
Presença (Paraná)	207	22	274	23	359	25
<b>Total</b>	<b>465</b>	<b>25</b>	<b>377</b>	<b>25</b>	<b>598</b>	<b>27</b>

### 3.3 Diversidade beta

Foi observado mudança na estrutura da comunidade (composição e biovolume funcional) entre os períodos de cheia e seca (Figura 4 -PERMANOVA  $F_{(gl)} = 5,43$ ;  $P = 0,001$ ). Diferenças dos valores de heterogeneidade biótica entre sub-bacias foram evidenciados apenas para a cheia. Nesse período, a região com barramentos apresentou maior heterogeneidade do que a região com influência indireta (Tabela 2). Por outro lado, a região com ausência de barramento não se diferenciou das demais.



**Figura 4.** Variação espacial da comunidade fitoplanctônica nos períodos extremos (a – cheia, b - seca) em relação aos efeitos de barramento.

**Tabela 2.** Resultado da PERMDISP. Variação da biomassa (Bray-Curtis) dos grupos funcionais nos períodos extremos e efeito de barramento.

	Distância média ao centróide			Relação				
	Presença	Ausência	Indireta	F	p	Indireta- Ausência	Presença- Ausência	Presença- Indireta
<b>Cheia</b>	0,62	0,59	0,57	5,45	<b>0,005</b>	0,38	0,12	<b>0,003</b>
<b>Seca</b>	0,60	0,60	0,58	0,89	0,411	0,45	0,99	0,51

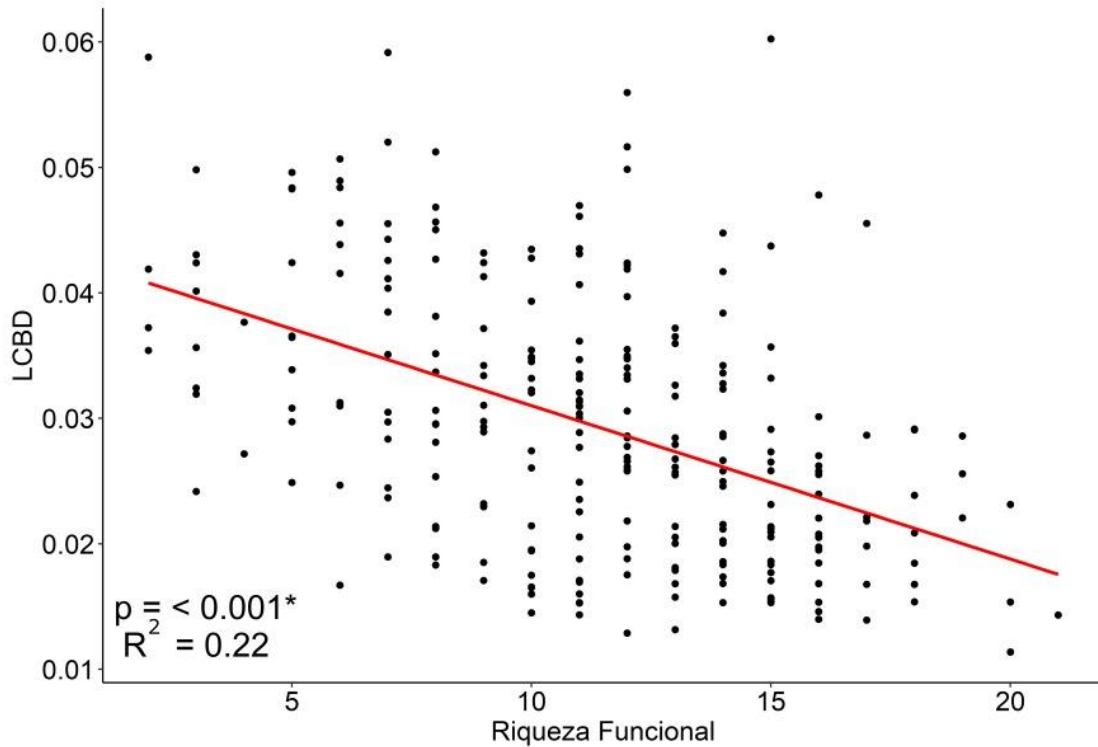
### 3.4 Contribuição local para diversidade beta (LCBD) e Riqueza Funcional (RF)

A relação entre RF e LCBD foi negativa (Figura 5). Locais com presença de barramento tiveram maior LCBD e menor RF (Figura 6; Tabela 3). O efeito dos períodos extremos foi diferente para cada sub-bacia, ambientes com ausência e influência indireta apresentaram os maiores valores de LCBD na seca e RF na cheia (Figuras 7 e 8). Ambientes com presença de barramento apresentaram maior RF na seca, e os valores de LCBD tenderam



a ser maiores na cheia ( $p= 0,058$  – Figura 9).

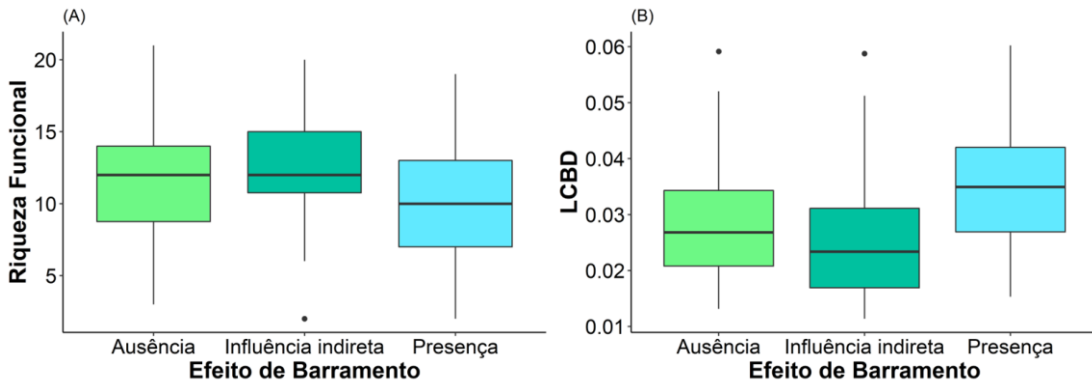
O efeito dos períodos hidrológicos sobre a heterogeneidade espacial biótica foi dependente de cada região. Enquanto na presença de barramento não teve influência, nas outras regiões foi verificada maior heterogeneidade biótica na seca (Figura 10, Tabela 4).



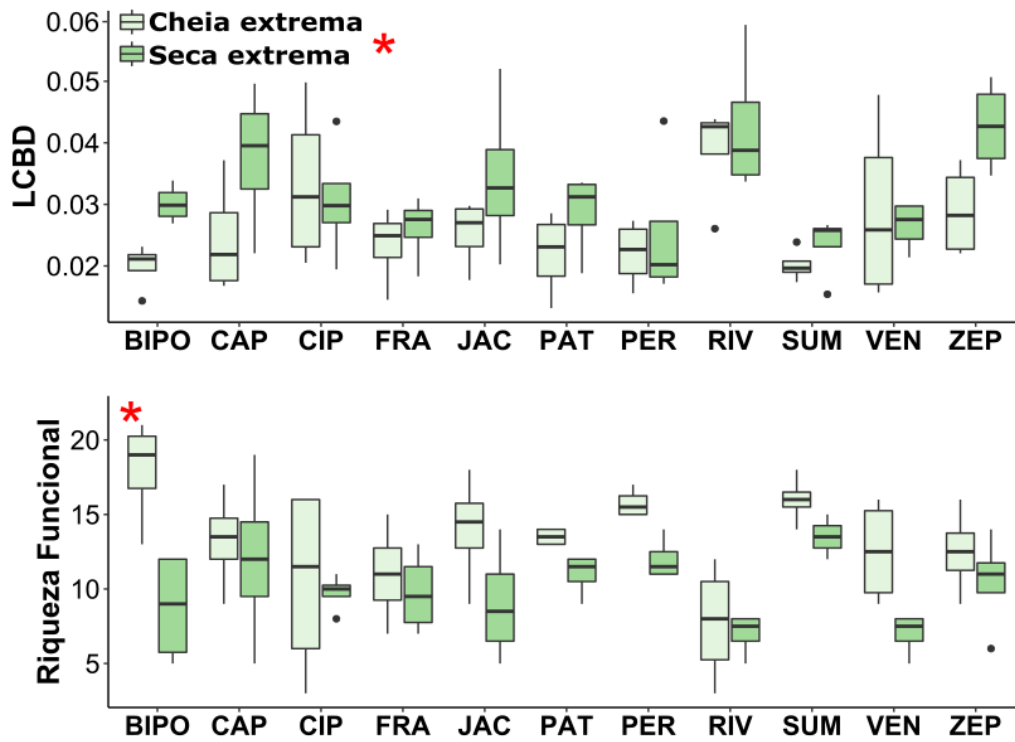
**Figura 5.** Relação entre valores de LCBD e riqueza funcional . Valores de  $p$  e  $R^2$  (modelo linear)\*.

**Tabela 3.** Efeito de barramento (Presença, Ausência e Influência indireta) e períodos hidrológicos extremos (Cheia e Seca) sobre Contribuição local para diversidade beta (LCBD) e Riqueza funcional (RF). Resultados do GLMM.

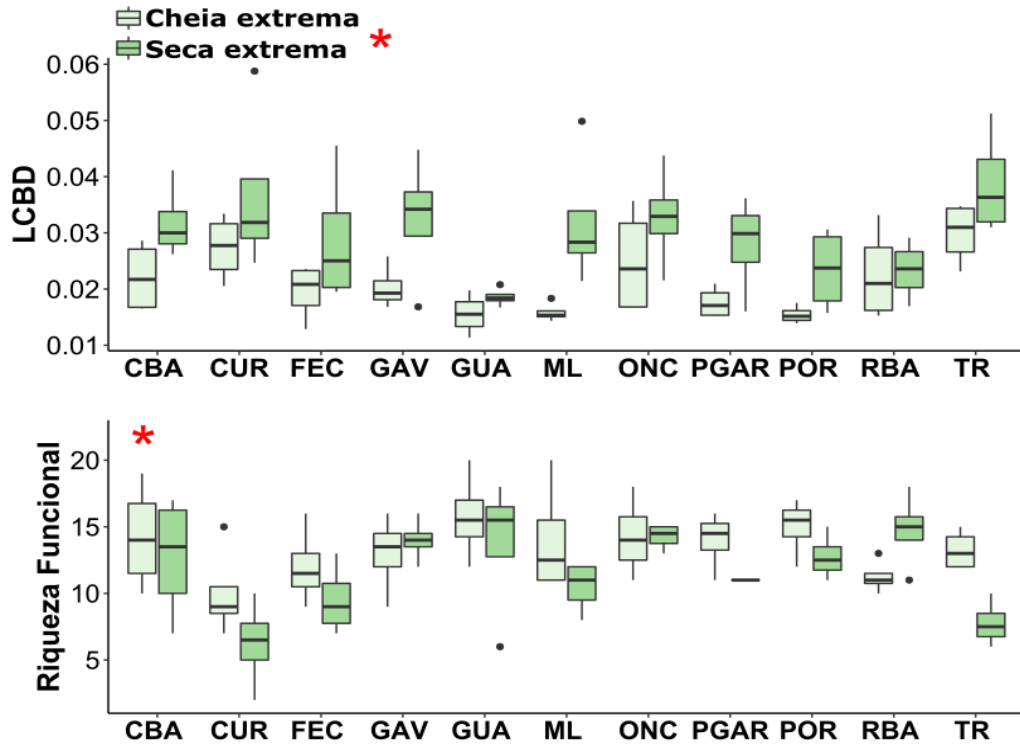
Atributo	Efeito	X <sup>2</sup>	Df	P
LCBD	Barramento	26,407	2	<0,001
	Período	10,955	1	<0,001
	Barramento: Período	25,398	2	<0,001
RF	Barramento	82,570	2	0,016
	Período	0,3332	1	0,563
	Barramento: Período	656,971	2	<0,001



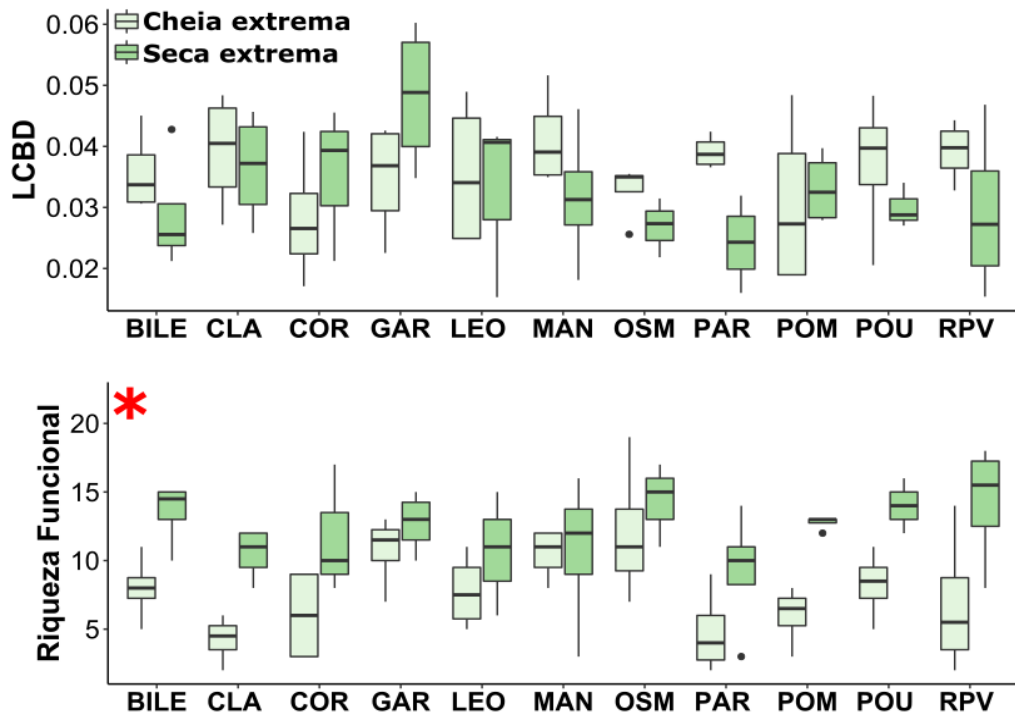
**Figura 6.** Riqueza funcional (a) e contribuição local para a diversidade beta – LCBD (b) em diferentes efeitos de barramento.



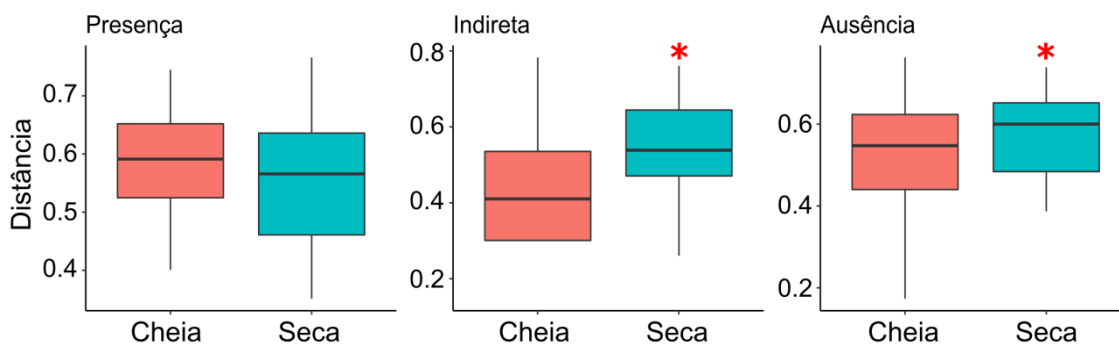
**Figura 7.** Valores de LCBD e RF nos ambientes com ausência de barramento, nos períodos de cheia e seca. \*Significância em relação ao GLMM.



**Figura 8.** Valores de LCBD e RF nos ambientes com influência indireta de barramento, nos períodos de cheia e seca.



**Figura 9.** Valores de LCBD e RF nos ambientes com presença de barramento nos períodos de cheia e seca.\* Significância em relação GLMM.



**Figura 10.** Efeito dos períodos hidrológicos na heterogeneidade biótica espacial em cada uma das regiões analisadas. A distância refere-se à distância ao centroide derivados de matrizes de distância de Bray-Curtis representados em uma PCoA. O teste foi realizado usando uma distribuição beta. O asterisco mostra os casos em que as diferenças foram significativas.

**Tabela 4.** Efeito dos períodos hidrológicos sobre a heterogeneidade biótica em cada uma das regiões estudadas.

Região	Pseudo-R2	F	P
Presença	0,01	1,017	0,313
Indireta	0,13	13,142	<0,001
Ausência	0,04	3,939	0,047

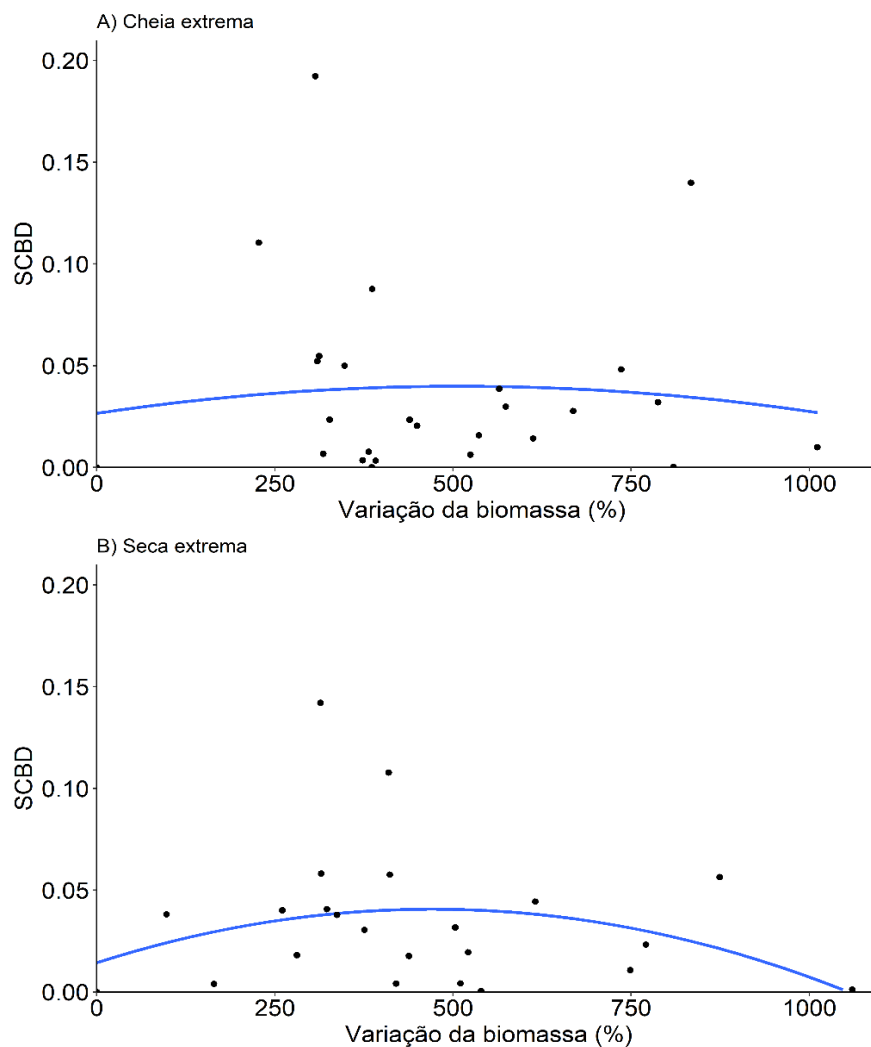
### 3.5 Contribuição dos grupos funcionais para diversidade beta (SCBD) e Valor indicador (IndVal)

Nos períodos extremos, os GFR com maior contribuição para a diversidade beta foram GFR H1 (cianobactérias N-fixadoras, tolerantes a baixas concentrações de nitrogênio e carbono e sensíveis a mistura da coluna de água e baixas condições de luz e fósforo), GFR P (diatomáceas filamentosas, tolerantes a luz moderada e deficiência de carbono e sensíveis a estratificação e depleção de Sílica), e GFR Lo (grandes cianobactérias coloniais tolerantes a estratificação térmica e química, sensíveis a deficiência de CO<sub>2</sub>, e mistura prolongada ou profunda) (Apêndice B).

A contribuição dos GFR à diversidade beta foi influenciada pela variação nos valores de biomassa – coeficiente de variação - (*GAM*  $p = 0,035$ ;  $z = 2,10$ ). Na cheia, os maiores valores de SCBD estiveram relacionados a baixos valores do coeficiente de variação (*GAM*,  $p = <0,003$ ;  $z = 2,89$ ; Figura 11a), o que sugere que a SCBD esteve mais relacionada à variação da frequência dos GFR. Na seca, maiores valores de SCBD estiveram associados com valores intermediários do coeficiente de variação da biomassa (*GAM*,  $p = 0,358$ ;  $z = 0,91$ ; Figura 11b).

A análise de valor indicador (IndVal) mostrou GFR indicadores das condições ambientais de cada efeito de barramento e período (Tabela 5). Nos ambientes com ausência de barramento, no período de cheia foram indicadores os GFR B (diatomáceas formadoras de cadeias, que toleram deficiência de luz, sensíveis ao aumento do pH, depleção de Si e

estratificação) e GFR Q (fitoflagelados típicos de ambientes húmicos, tolerantes a baixa transparência). No período seco a mesma região esteve associada com o GFR Z (picocianobactérias tolerantes a oligotrofia e sensíveis a baixa transparência e herbivoria). Ambientes com influência indireta de barramento, na cheia, estiveram relacionados ao GFR N (zignematofíceas que toleram deficiência de nutrientes e sensíveis a estratificação da coluna de água). O GFR P (diatomáceas unicelulares) foi indicador da seca. Ambientes com presença de barramento na seca, foram relacionados ao maior número de grupos indicadores, GFR S1 (cianobactérias filamentosas que toleram alta turbidez e sensíveis ao alto fluxo de água); GFR Sn (cianobactérias filamentosas N-fixadoras, tolerantes a baixa disponibilidade de luz e sensíveis ao alto fluxo); GFR F (tolerantes a oligotrofia e alta turbidez, sensíveis a deficiência de  $\text{CO}_2$ ); e GFR X1 (algas verdes e cianobactérias nano-planctônicas tolerantes a estratificação e sensíveis a deficiência de nutrientes e herbivoria).



**Figura 11.** Relação da contribuição das espécies a diversidade beta (SCBD) com o coeficiente de variação da biomassa dos grupos funcionais.

**Tabela 5.** Grupos indicadores das condições ambientais (valor indicador – VI) das regiões com presença de barramento, ausência e influência indireta, tanto no período de cheia como de seca extrema.

Categorias		B	Q	N	Z	P	S1	F	Sn	X1
<b>Ausência</b>										
Cheia	VI	0,378	0,335	-	-	-	-	-	-	-
	p	0,004	0,001	-	-	-	-	-	-	-
Seca	VI	-	-	-	0,078	-	-	-	-	-
	p	-	-	-	0,012	-	-	-	-	-
<b>Indireta</b>										
Cheia	VI	-	-	0,289	-	-	-	-	-	-
	p	-	-	0,003	-	-	-	-	-	-
Seca	VI	-	-	-	-	0,316	-	-	-	-
	p	-	-	-	-	0,007	-	-	-	-
<b>Presença</b>										
Cheia	VI	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	p	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Seca	VI	-	-	-	-	-	0,600	0,380	0,297	0,267
	p	-	-	-	-	-	0,001	0,008	0,001	0,003

### 3.6 Relação da diversidade beta e variáveis ambientais

A variação espacial e temporal dos GFR foi influenciada pela interação entre as variáveis ambientais, o efeito de barramento e os períodos extremos. As relações entre as variáveis e a variação da comunidade foram mais fortes para os ambientes sem influência e com influência indireta de barramento ( $R^2_{adj}$  – Tabela 6). O pH e nutrientes (PT, NID ou Ortof) foram importantes em todas as regiões e períodos. No período de cheia a turbidez foi importante. Na seca, a profundidade,  $Z_{eu}:Z_{max}$ , nível de água, turbidez, condutividade e alcalinidade tiveram maior influência sobre a dissimilaridade da comunidade.

**Tabela 6.** Resultados da análise de redundância baseada em distância (db-RDA) em relação a matriz de dissimilaridade de Bray-curtis entre os períodos hidrológicos extremos (Cheia e Seca) e Efeito de barramento (Presença, Ausência e Influência indireta); (Turb-Turbidez; PT-Fósforo total; OD-Oxigênio dissolvido; pH; NID-Nitrogênio inorgânico dissolvido; Alc-Alcalinidade; Cond-Conductividade; Zeu; Temp-Temperatura; Prof-Profundidade, Ortof-Ortofosfato;  $Z_{eu}:Z_{max}$ , Nível- nível de água do rio Paraná e Ivinhema).

Categoria	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	p	Variáveis selecionada
Cheia	0.15	0.08	<b>0.001</b>	pH + PT + OD + NID + Turb + Ortof
Seca	0.16	0.06	<b>0.001</b>	Prof + $Z_{eu}:Z_{max}$ + Cond + Alc + PT + OD + NID + Turb + Ortof + Nível
Ausência	0.16	0.08	<b>0.001</b>	pH + OD + NID + Nível
Indireta	0.18	0.08	<b>0.001</b>	pH + Alc + PT + OD + NID + Ortof
Presença	0.14	0.04	<b>0.001</b>	pH + NID + Ortof + Nível

## 4 DISCUSSÃO

A diversidade beta funcional fitoplanctônica foi influenciada pelo efeito de barramento e períodos extremos. Os resultados sugerem que existiu um sinergismo entre a influência do barramento e os períodos extremos sobre o LCBD, com maiores valores de LCBD associados a baixa riqueza funcional para ambientes com presença de barramento e em períodos de seca extrema.

### *Influência dos barramentos e períodos hidrológicos extremos sobre a diversidade beta funcional*

Embora o barramento tenha influenciado a estrutura da comunidade, o seu efeito na diversidade beta foi diferente do esperado. Por um lado, no período de cheia a presença de barramento esteve associada à maior diversidade beta quando comparado com ambientes influenciados indiretamente por barramento. Os maiores valores de diversidade beta registrados nos locais com efeito de barramento podem estar associados a alta heterogeneidade ambiental desse sistema, mesmo nos períodos de cheia. Embora as cheias tenham efeito homogeneizador (Thomaz *et al.*, 2007), em regiões que apresentam barramentos, seu efeito é menor devido à regulação do nível de água, pela operação dos reservatórios a montante (Agostinho *et al.*, 2004a). Ademais, o rio Paraná apresenta ambientes mais distintos entre eles, do que os ambientes associados a sub-bacia do rio Baía, com influência indireta de barramento (Borges & Train, 2009a; Bortolini *et al.*, 2016).

Por outro lado, não houve diferenças entre os distintos efeitos de barramento na seca. Este resultado pode estar associado às condições impostas pela seca, como baixa conectividade, que afetaram os ambientes independente do efeito de barramento. Um padrão semelhante foi observado para a mesma área de estudo ao nível de espécies, em que diferenças entre as sub-bacias dependeram do período hidrológico analisado (Borges & Train, 2009b).

### *Efeito de barramento sobre a contribuição dos locais à diversidade beta*

Diferente do esperado a maior contribuição à diversidade beta (LCBD) foi verificada em ambientes influenciados pelo barramento. No entanto, o maior LCBD esteve associado a baixa riqueza funcional. Estes resultados sugerem que ambientes dessa região apresentaram comunidades mais singulares funcionalmente. Isso poderia indicar um efeito positivo da presença do barramento sobre a diversidade regional, pois locais com maior LCBD podem

contribuir com espécies ou grupos que desempenham funções chaves para o ecossistema (Heino & Grönroos, 2017). Neste sentido, tais locais com alto LCBD poderiam ser priorizados para conservação (Tan *et al.*, 2019).

Porém, maiores valores de LCBD podem também estar associados com ambientes degradados, que são singulares por favorecerem um limitado número de organismos tolerantes e que impactam negativamente o ambiente (Legendre & De Cáceres, 2013; Da Silva & Hernández, 2014). Por exemplo, para os ambientes influenciados com barramento, essa singularidade esteve associada a GFR representantes de cianobactérias (Tabela 5). Nesse caso, os maiores valores de LCBD registrados sugerem que as condições ambientais dos locais com presença de barramento poderiam ser priorizadas em programas de recuperação. A alta representividade de cianobactérias nesses ambientes têm sido associada ao aporte de reservatórios situados a montante (Bovo-Scomparin, Train & Rodrigues, 2013; Bortolini *et al.*, 2017). Especialmente as condições ambientais dessas regiões de remanso de reservatórios, como alto tempo de residência da água e alta concentração de nutrientes, favorecem o desenvolvimento desse grupo (Reynolds, 1999; Paerl *et al.*, 2019).

#### ***Efeito dos períodos extremos sobre a contribuição dos locais à diversidade beta***

O efeito dos períodos extremos sobre o LCBD dependeu da presença de barramento. Os valores de LCBD nos ambientes sem influência e com influência indireta foram maiores na seca associados com menores valores de RF. Essa variação esteve relacionada com mudanças na heterogeneidade entre os períodos (Figura 10, Tabela 4). Maior heterogeneidade ambiental no período seco refletiu na alta heterogeneidade biótica. Essa variabilidade é natural de ambientes de planície de rios não regulados por barramentos.

Como discutido, a reduzida conectividade na seca, provavelmente limitou a dispersão e possibilitou maior biomassa de grupos funcionais tolerantes às condições de alta turbidez e altas concentrações de nutrientes, impostas nesse período (Pomati *et al.*, 2012). Neste período, poucas espécies são compartilhadas entre os locais, e, portanto, aumenta a singularidade ecológica.

Embora os resultados não tenham evidenciado diferença significativa entre os valores de LCBD para os períodos, na cheia houve uma tendência de maior contribuição dos ambientes com presença de barramento. Este resultado foi diferente do esperado, e pode ser relacionado a alta heterogeneidade biótica em ambos os períodos. Esses resultados mostraram uma novidade ao padrão de variabilidade ambiental e biótica, reconhecido para planícies, e determinado pela alternância de cheias e secas (Junk *et al.*, 1989). Aqui, a ausência de



diferenças na heterogeneidade espacial entre os períodos hidrológicos nos ambientes com barramento, evidenciaram a manutenção de alta heterogeneidade biótica mesmo em anos que tiveram cheias pronunciadas. Esses resultados estão provavelmente, relacionados a regulação do nível de água pelas barragens (Agostinho, Thomaz & Gomes, 2004c), que limita o papel homogeneizador das cheias na planície (Thomaz *et al.*, 2007), bem como seu efeito positivo na diversidade regional (Pineda *et al.*, 2019). Ademais, mesmo cheias mais intensas como a avaliada nesse estudo não causaram diminuição da heterogeneidade biótica.

Outro resultado interessante mostrado nesse estudo é que foram identificados locais com maior aporte a diversidade que poderiam ser considerados para conservação, como os ambientes com ausência de barramento e outros que deveriam ser restaurados, como os ambientes com presença de barramento. Uma evidência para saber se um local com alto valor de LCBD deveria ser conservado ou restaurado poderia ser o tipo de organismos que conformam sua comunidade. Como mencionado, os ambientes da região barrada estiveram associados com cianobactérias com o potencial de desenvolver expressivas populações o que poderia indicar a restauração, ou pelo menos, o monitoramento desses locais.

Longos períodos de seca extrema previstos para o futuro podem promover a homogeneização biótica fitoplanctônica, mesmo em áreas com alta heterogeneidade ambiental, como observado para outras comunidades (Bertoncin *et al.*, 2019). Por um lado, só uma porção das espécies do pool regional conseguem alcançar os locais. Por outro lado, a seca pode impor condições extremas que limitam o estabelecimento das espécies, e só aquelas com as características apropriadas poderão se estabelecer neste período (Ceron, Santana & Valente-Neto, 2020).

A variação espacial e temporal dos GFR foi influenciada pela interação entre as variáveis ambientais, o efeito de barramento e os períodos extremos. A relação do ambiente com a diversidade beta foi mais forte para os ambientes sem influência e com influência indireta de barramento. No período de cheia, o pH e turbidez foram mais importantes. Na seca, a disponibilidade de luz na coluna de água ( $Z_{eu}:Z_{max}$ ), nível de água, turbidez, condutividade e alcalinidade foram mais importantes para a variação da comunidade. Os nutrientes também estiveram relacionados com essa variação entre os locais para efeito de barramento e período climático (Tabela 8).

### ***Contribuição dos grupos funcionais para a diversidade beta (SCBD)***

Os grupos com maior contribuição à diversidade beta aparentam mostrar a variação ambiental entre as sub-bacias. O grupo H1, representado por cianobactérias N-fixadoras, por

exemplo, é favorecido por alta concentração de fósforo e mistura da coluna de água. Isso explica sua importância, pois a área de estudo apresenta ambientes com distinta intensidade de mistura, como rios e lagoas, e inclusive os nutrientes variam entre sub-bacias. Mas, pode ser que em alguns períodos as características ambientais não limitaram a ocorrência das espécies e sim sua biomassa, pois sua contribuição à diversidade beta esteve principalmente relacionada com a variação da sua biomassa. Um outro sinal da seleção de espécies (ou grupos funcionais) pelas condições impostas pela presença de barramento (ou ausência, ou influência indireta) e os períodos hidrológicos extremos, foi a seleção de grupos indicadores. Esses resultados em conjunto sugerem que a contribuição dos grupos à diversidade beta esteve relacionado à influência do ambiente, que limita ou favorece a distribuição e biomassa dos grupos funcionais.

## 5 CONCLUSÃO

A construção de barramentos associada ao cenário predito de aumento de eventos hidrológicos extremos afetam a variação da comunidade fitoplanctônica. E evidenciaram que locais com presença de barramento apresentaram maior singularidade ecológica, no entanto, relacionados a baixa riqueza de grupos funcionais. Entretanto, esse favorecimento da singularidade não é positivo, pois essas comunidades únicas estiveram associadas com organismos que podem causar problemas para a biodiversidade e qualidade de água, como as cianobactérias. E também indicam que os locais poderiam ser priorizados em programas de conservação e restauração como é o caso dos ambientes localizados na sub-bacia do rio Paraná e Baía, pois com os desafios preditos tendem a causar maiores impactos na comunidade fitoplanctônica. Ademais, foi verificado que os locais sem influência de barramento devem ser preservados por apresentarem maiores características funcionais, como o caso da sub-bacia do rio Ivinhema que está localizada dentro de uma área de preservação ambiental, o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho A.A., Gomes L.C., Veríssimo S. & Okada E.K. (2004a). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **14**, 11–19. <https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551-y>
- Agostinho A.A., Pelicice F.M. & Gomes L.C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68**, 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Agostinho A.A., Thomaz S.M. & Gomes L.C. (2004b). Threats for biodiversity in the

- floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology & Hydrobiology* **4**, 255–256
- Agostinho A.A., Thomaz S.M. & Gomes L.C.L.C. (2004c). The upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. (Eds S.M. Thomaz, A. Agostinho & N.S. Hanh), p. 394. Backhuys Publishers, Leiden.
- Amoros C. & Bornetti G. (2002). Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* **47**, 761–776
- Anderson M.J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* **62**, 245–253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- Anderson M.J. (2001). Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 626–639
- APHA (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation, Washington DC (USA).
- Bertoncin A.P. dos S., Pinha G.D., Baumgartner M.T. & Mormul R.P. (2019). Extreme drought events can promote homogenization of benthic macroinvertebrate assemblages in a floodplain pond in Brazil. *Hydrobiologia* **826**, 379–393. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3756-z>
- Bolker B.M., Brooks M.E., Clark C.J., Geange S.W., Poulsen J.R., Stevens M.H.H., *et al.* (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* **24**, 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- Bonecker C.C., Diniz L.P., Braghin L. de S.M., Mantovano T., da Silva J.V.F., Bomfim F. de F., *et al.* (2020). Synergistic effects of natural and anthropogenic impacts on zooplankton diversity in a subtropical floodplain: A long-term study. *Oecologia Australis* **24**, 524–537. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.20>
- Borcard D., Gillet F. & Legendre P. (2011). *Numerical Ecology with R*. Springer New York, New York.
- Borges P.A.F. & Train S. (2009a). Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian journal of Biology* **69**, 637–647. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300018>
- Borges P.A.F. & Train S. (2009b). Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian journal of Biology* **69**, 637–647. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300018>
- Bortolini J.C., Pineda A., Rodrigues L.C., Jati S. & Velho L.F.M. (2017). Environmental and spatial processes influencing phytoplankton biomass along a reservoirs-river-floodplain lakes gradient: A metacommunity approach. *Freshwater Biology* **62**, 1756–1767. <https://doi.org/10.1111/fwb.12986>
- Bortolini J.C., Train S. & Rodrigues L.C. (2016). Extreme hydrological periods: effects on phytoplankton variability and persistence in a subtropical floodplain. *Hydrobiologia* **763**, 223–236. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2378-y>
- Bovo-Scomparin V.M., Train S. & Rodrigues L.C. (2013). Influence of reservoirs on phytoplankton dispersion and functional traits: a case study in the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* **702**, 115–127. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1313-8>
- Brooks M.E., Kristensen K., van Benthem K.J., Magnusson A., Berg C.W., Nielsen A., *et al.* (2017). glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *R Journal* **9**, 378–400. <https://doi.org/10.32614/rj-2017-066>
- Ceron K., Santana D.J. & Valente-Neto F. (2020). Seasonal patterns of ecological uniqueness of anuran metacommunities along different ecoregions in Western Brazil. *PLoS ONE* **15**,

- 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0239874>
- Devercelli M. (2006). Phytoplankton of the Middle Paraná River during an anomalous hydrological period: A morphological and functional approach. *Hydrobiologia* **563**, 465–478. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0036-0>
- Dias R.M., Oliveira A.G., Baumgartner M.T., Angulo-Valencia M.A. & Agostinho Â.A. (2020). Functional erosion and trait loss in fish assemblages from Neotropical reservoirs: The man beyond the environment. *Fish and Fisheries*. <https://doi.org/10.1111/faf.12524>
- Dray S., Bauman D., Blanchet G., Borcard D., Clappe S., Guenard G., *et al.* (2018). Adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis. R package version 0.3-2.
- Dufrêne M. & Legendre P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species: the Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* **67**, 345–366
- Eletrosul (1986). Ilha Grande: a vegetação da área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica de Ilha Grande (PR/MS)
- Fox J., Weisberg S., Price B. & Adler D. (2021). Package car - Companion to Applied Regression
- Friberg N., Bonada N., Bradley D.C., Dunbar M.J., Edwards F.K., Grey J., *et al.* (2011). *Biomonitoring of Human Impacts in Freshwater Ecosystems: The Good, the Bad and the Ugly*.
- Giné M.F., Bergamin F H., Zagatto E.A.G. & Reis B.F. (1980). Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* **114**, 191–197
- Golterman H.L., Clymo R.S. & Ohnstad M.A. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*, 2<sup>a</sup>. NP Handbook, N. 8., Edinburgh, London.
- Heino J. & Grönroos M. (2017). Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* **183**, 151–160. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3754-7>
- Hillebrand H., Dürselen C.-D., Kirschtel D., Pollinger U. & Zohary T. (1999). Biovolume Calculation for Pelagic and Benthic Microalgae. *Journal of Phycology* **35**, 403–424. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x>
- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks R.E. (1989). The flood pulse concept in River. In: *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*. (Ed. D.P. Dodge), pp. 110–127.
- Legendre P. & Anderson M.J. (1999). Distance-based Redundancy Analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* **69**, 1–24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)
- Legendre P. & De Cáceres M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* **16**, 951–963. <https://doi.org/10.1111/ele.12141>
- Legendre P. & Gallagher E.D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* **129**, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Legendre P. & Gauthier O. (2014). Statistical methods for temporal and space-time analysis of community composition data. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **281**, 20132728. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2728>
- Lund J., Kipling C. & Le Cren E. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* **11**, 143–170
- Mackereth F.Y.H., Heron J. & Talling J.F. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*.
- Marren P.M., Grove J.R., Webb J.A. & Stewardson M.J. (2014). The potential for dams to impact lowland meandering river floodplain geomorphology. *The Scientific World Journal* **2014**
- Meerhoff M., Teixeira-de Mello F., Kruk C., Alonso C., González-Bergonzoni I., Pacheco J.P., *et al.* (2012). Environmental Warming in Shallow Lakes. pp. 259–349.

- Meißner T., Schütt M., Sures B. & Feld C.K. (2018). Riverine regime shifts through reservoir dams reveal options for ecological management. *Ecological Applications* **28**, 1897–1908. <https://doi.org/10.1002/eap.1786>
- Milly P.C.D., Dunne K.A. & Vecchia A. V. (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature* **438**, 347–350. <https://doi.org/10.1038/nature04312>
- Moi D.A., Ernandes-Silva J., Baumgartner M.T. & Mormul R.P. (2020). The effects of river - level oscillations on the macroinvertebrate community in a river – floodplain system. *Limnology* **21**, 219–232. <https://doi.org/10.1007/s10201-019-00605-y>
- Neiff J.J. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* **15**, 424–441
- Neiff J.J. & Neiff M. (2003). PULSO: software para análisis de fenómenos recurrentes.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., *et al.* (2018). *Vegan: Community Ecology Package*
- Opperman J.J., Luster R., McKenney B.A., Roberts M. & Meadows A.W. (2010). Ecologically functional floodplains: Connectivity, flow regime, and scale. *Journal of the American Water Resources Association* **46**, 211–226. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00426.x>
- Padisák J., Crossetti L.O. & Naselli-Flores L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* **621**, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0>
- Padisák J. & Naselli-Flores L. (2021). Phytoplankton in extreme environments: importance and consequences of habitat permanency. *Hydrobiologia* **848**, 157–176. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04353-4>
- Paerl H.W., Havens K.E., Xu H., Zhu G., Mccarthy M.J., Newell S.E., *et al.* (2019). Mitigating eutrophication and toxic cyanobacterial blooms in large lakes : The evolution of a dual nutrient ( N and P ) reduction paradigm. *Hydrobiologia*, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04087-y>
- Peres-Neto P.R., Legendre P., Dray S. & Borcard D. (2006). Variation partitioning of species data metrics: estimation and comparison of fractions. *Ecology* **87**, 2614–2625. <https://doi.org/10.2307/20069271>
- Petsch D.K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology* **101**, 113–122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>
- Pineda A., Caroline A., Paula M. De, Iatskiu P., Arnhold G., Souza Y.R., *et al.* (2020a). A protection area in a subtropical floodplain influenced the phytoplankton taxonomic and functional diversity. *Oecologia Australis* **24**, 505–523. <https://doi.org/10.4257/eco.2020.2402.19>
- Pineda A., Iatskiu P., Jati S., Paula A.C.M., Zanco B.F., Bonecker C.C., *et al.* (2020b). Damming reduced the functional richness and caused the shift to a new functional state of the phytoplankton in a subtropical region. *Hydrobiologia* **847**, 3857–3875. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04311-0>
- Pineda A., Peláez Ó., Dias J.D., Segovia B.T., Bonecker C.C., Velho L.F.M., *et al.* (2019). The El Niño Southern Oscillation (ENSO) is the main source of variation for the gamma diversity of plankton communities in subtropical shallow lakes. *Aquatic Sciences* **81**, 49. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00027-019-0646-z>
- Pomati F., Matthews B., Jokela J., Schildknecht A. & Ibelings B.W. (2012). Effects of re-oligotrophication and climate warming on plankton richness and community stability in a deep mesotrophic lake. *Oikos* **121**, 1317–1327. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.20055.x>
- Quist M.C., Hubert W.A. & Rahel F.J. (2005). Fish assemblage structure following

- impoudment of a great plains river. *Western North American Naturalist* **65**, 53–63
- R Development Core Team (2021). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing
- Reynolds C.S. (1999). Phytoplankton assemblages in reservoirs. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. (Ed. M. Tundisi, J.G., Straškraba), pp. 439–456. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos.
- Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* **24**, 417–428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>
- Roberto M.C., Santana N.N.F. & Thomaz S.M. (2009). Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* **69**, 717–725. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300025>
- Rodrigues L., Train S., Bovo-Scomparin V.M., Jati S., Borsalli C. & Marengoni E. (2009). Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* **69**, 501–516
- Rodrigues L.C., Simões N.R., Bovo-scomparin V.M.V.M., Jati S., Santana N.F., Roberto M.C., *et al.* (2015). Phytoplankton alpha diversity as an indicator of environmental changes in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators* **48**, 334–341. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.009>
- Santos A.M.C., Carneiro F.M. & Cianciaruso M. V. (2014). Predicting productivity in tropical reservoirs: The roles of phytoplankton taxonomic and functional diversity. *Ecological Indicators* **48**, 428–435. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.033>
- Santos N.C.L., de Santana H.S., Ortega J.C.G., Dias R.M., Stegmann L.F., da Silva Araújo I.M., *et al.* (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia* **802**, 245–253. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3274-4>
- Schmutz S. & Moog O. (2018). Dams: ecological impacts and management. In: *Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series, vol 8*. (Eds S. Schmutz & J. Sendzimir), pp. 111–127. Springer, Cham.
- Schneck F., Schwarzbald A., Rodrigues S.C. & Melo A.S. (2011). Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. *Austral Ecology* **36**, 839–848. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02224.x>
- Seneviratne S.I., Nicholls N., Easterling D., Goodess C.M., Kanae S. & Kossin J. (2012). Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In: *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Intergover.
- Da Silva P.G. & Hernández M.I.M. (2014). Local and regional effects on community structure of dung beetles in a Mainland-Island scenario. *PLoS ONE* **9**. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111883>
- Simões N.R., Nunes A.H., Dias J.D., Lansac-Tôha F.A., Velho L.F.M. & Bonecker C.C. (2015). Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia* **758**, 3–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2260-y>
- Sobral F.L. & Cianciaruso M.V. (2012). Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (Re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal* **28**, 617–631. <https://doi.org/10.3828/tpr.2012.6>

- Souza-Filho E.. (2009). Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian journal of Biology* **69**, 707–716
- Souza-Filho E.E., Rocha P.C., Comunello E. & Stevaux J.C. (2004). Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. In: *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. (Eds S.M. Thomaz, A. Agostinho & N.S. Hanh), pp. 55–74. Backhuys Publishers, Leiden.
- Sun J. & Liu D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* **25**, 1331–1346. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbg096>
- Tan L., Fan C., Zhang C. & Zhao X. (2019). Understanding and protecting forest biodiversity in relation to species and local contributions to beta diversity. *European Journal of Forest Research* **138**, 1005–1013. <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01220-3>
- Thomaz S.M., Agostinho Â.A. & Hahn N.S. (2004). *The Upper Paraná River and its Floodplain- Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Thomaz S.M., Bini L.M. & Bozelli R.L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* **579**, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>
- Utermöhl H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **9**, 1–38
- Wickham H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Winemiller K.O., McIntyre P.B., Castello L., Fluet-Chouinard E., Giarrizzo T., Nam S., *et al.* (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* **351**, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>
- Zeng L., Zhou L., Guo D.L., Fu D.H., Xu P., Zeng S., *et al.* (2017). Ecological effects of dams, alien fish, and physiochemical environmental factors on homogeneity/heterogeneity of fish community in four tributaries of the Pearl River in China. *Ecology and Evolution* **7**, 3904–3915. <https://doi.org/10.1002/ece3.2920>
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A. & Smith G.M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. In: *Statistics for Biology and Health*. (Eds M. Gail, K. Krickeberg, J.M. Samet, A. Tsiatis & W. Wong), pp. 101–142. Springer, New York.

## APÊNDICE A – Valores abióticos

Valores médios e coeficiente de variação (CV – em %) das variáveis limnológicas nas sub-bacias do rio Ivinhema (ausência de barramento), rio Baía (influência indireta de barramento) e rio Paraná (presença de barramento), nos períodos extremos de cheia (2010-2011) e seca (2000-2001). (Profundidade (Prof – m), Zona eufótica (Zeu -m), Relação zona eufótica ( $Z_{eu}:Z_{máx}$ ), Nível de água (m), Temperatura (Temp - °C), pH; Condutividade elétrica (Cond -  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), Alcalinidade (Alc –  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), Fósforo total (PT –  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) Oxigênio dissolvido (OD -  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), Nitrogênio inorgânico dissolvido (NID -  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), Turbidez (Turb – NTU) e Ortofosfato (Ortof -  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

	Ausência				Indireta				Presença			
	Cheia		Seca		Cheia		Seca		Cheia		Seca	
	Média	CV%	Média	CV%	Média	CV%	Média	CV%	Média	CV%	Média	CV%
Prof	4,66	40,46	3,,11	29,29	3,38	45,10	2,23	27,09	3,27	63,26	1,75	62,62
Zeu	3,44	55,22	1,68	<b>82,35</b>	3,29	52,19	2,23	59,31	3,27	67,35	1,75	58,39
$Z_{eu}:Z_{máx}$	0,79	50,10	0,56	79,08	1,04	54,19	1,06	55,35	1,84	43,56	1,82	37,27
Nível	3,09	27,54	1,75	31,65	4,27	35,57	2,37	31,97	3,89	42,78	1,65	33,71
Temp	26,03	10,86	23,75	19,00	25,88	10,58	24,23	17,70	25,43	8,89	25,59	17,14
pH	6,87	11,43	6,53	6,32	6,48	5,62	6,39	9,97	7,07	7,70	6,66	5,75
Cond	42,55	21,66	38,47	25,21	32,03	40,80	29,93	35,27	59,80	19,88	55,87	26,18
Alc	312,71	23,34	231,78	56,83	190,22	51,15	153,14	55,61	413,82	26,01	362,53	42,13
PT	35,04	42,69	54,43	<b>95,44</b>	48,21	<b>85,96</b>	60,55	<b>99,78</b>	31,38	<b>146,54</b>	34,52	<b>98,49</b>
OD	4,98	58,68	6,35	27,93	5,47	39,30	5,86	38,91	6,80	26,62	5,93	38,98
NID	31,17	<b>185,08</b>	92,11	<b>93,43</b>	30,28	<b>162,92</b>	46,42	<b>118,16</b>	192,74	59,46	107,80	<b>92,76</b>
Turb	12,26	<b>130,40</b>	40,40	<b>106,39</b>	13,00	<b>115,62</b>	20,52	<b>114,45</b>	6,57	<b>103,08</b>	16,68	<b>163,26</b>
Ortof	10,88	53,89	8,83	78,98	8,55	69,01	6,00	<b>88,31</b>	10,48	60,77	3,55	<b>89,81</b>



## APÊNDICE B – Descrição dos grupos funcionais

Principais grupos funcionais de Reynolds (GFR) com maiores valores de LCBD e biovolume, os indicadores (IndVal) nos períodos extremos e sub-bacias estudados (BRASIL; HUSZAR, 2011; PADISÁK et al., 2006; REYNOLDS, 1997; REYNOLDS et al., 2002).

GFR	Principais características*
H1	Organismos tolerantes a baixas concentrações de nitrogênio e carbono. Habitam lagos eutróficos, estratificados e rasos; sensíveis à mistura da coluna de água, e baixas condições de luz e fósforo. Representantes: Cianobactérias fixadoras de nitrogênio. Espécie com maior biovolume: <i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnthaler) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek.
Lo	Organismos tolerantes a condições de segregação de nutrientes na coluna de água; sensíveis à deficiência de CO <sub>2</sub> , mistura prolongada ou profunda. Habitam ambientes profundos e rasos, oligo a eutrófico, lagos médios a grandes, epilímnio de verão em lagos mesotróficos. Representantes: Cianobactérias coloniais. Espécie com maior biovolume: <i>Microcystis aeruginosa</i> Kützing.
P	Organismos tolerantes à luz moderada e deficiência de carbono, habitam águas rasas turvas incluindo rios, e epilímnio eutrófico; sensíveis à estratificação e depleção de Sílica. Representantes: Diatomáceas filamentosas. Espécie com maior biovolume: <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen
SN	Organismos tolerantes a baixas condições de luz e nitrogênio, e sensíveis ao escoamento. Habitam ambientes com mistura total da coluna de água. Representantes: Cianobactérias. Espécie com maior biovolume: <i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, Echenique & Salerno
E	Organismos tolerantes à escassez de nutrientes (recorrem à mixotrofia). Sensíveis à deficiência de CO <sub>2</sub> . Habitam geralmente lagos pequenos, rasos, oligotróficos, ambientes heterotróficos. Representantes: Fitoflagelados. Espécie com maior biovolume: <i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof
C	Organismos tolerantes à deficiência de luz e carbono, sensíveis à exaustão de Sílica, e estratificação. Habitam lagos eutróficos de pequeno a médio porte. Representantes: Diatomáceas. Espécie com maior biovolume: <i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen
W1	Organismos tolerantes à alta DBO e sensíveis à herbívora. Habitam pequenos lagos, mesmo temporários, ricos em matéria orgânica. Representantes: Fitoflagelados. Espécie com maior biovolume: <i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmerman
A	Organismos sensíveis ao aumento do pH. Habitam lagos claros, profundos ou frequentemente bem misturados, oligotróficos. Representantes: Diatomáceas. Espécie com maior biovolume: <i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Smith) Round & R.M. Crawford
Q	Organismos tolerantes a alta coloração da água. Representantes: Fitoflagelados. Espécie com maior biovolume: <i>Gonyostomum semen</i> (Ehrenberg).

<b>GFR</b>	<b>Principais características*</b>
<b>N</b>	Organismos tolerantes a condições de deficiência de nutrientes; sensíveis à estratificação. Representantes: Algas verdes unicelulares pertencentes às zignematófitas. Espécie com maior biovolume: <i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs ex Ralfs
<b>Z</b>	Organismos tolerantes a condições de escassez de nutrientes; sensíveis a deficiência de luz e herbivoria. Representantes: Picocianobactérias. Espécie com maior biovolume: <i>Synechococcus</i> sp.
<b>S1</b>	Organismos tolerantes a condições altamente deficientes de luz; sensíveis ao escoamento. Representantes: Algas verdes. Espécie com maior biovolume: <i>Pseudanabaena moliniformes</i> Kom. e Kling
<b>F</b>	Organismos tolerantes a condições escassez de nutrientes e alta turbidez; sensíveis a deficiência de CO <sub>2</sub> . Representantes: Algas verdes. Espécie com maior biovolume: <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood.
<b>X1</b>	Organismos tolerantes a estratificação; sensíveis a deficiência de nutrientes e herbivoria. Representantes: Algas verdes. Espécie com maior biovolume: <i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Kom.

#### APÊNDICE C – Resultados GLMM com valores de LCBD

Efeito de barramento (Presença, Ausência e Influência indireta) e períodos hidrológicos extremos (Cheia e Seca) sobre Contribuição local para diversidade beta (LCBD). Resultados do GLMM.

<b>Efeito</b>	<b>Efeito</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Z</b>	<b>P</b>
<b>Total</b>				
(Intercept)	-3,69954	0,0421	-87,871	<0,001
Ausência	0,1211	0,05041	2,402	0,016
Presença	0,3077	0,04909	6,268	<0,001
Seca extrema	0,11405	0,0399	2,859	0,004
<b>SECA EXTREMA</b>				
(Intercept)	-3,4859	0,05104	-68,302	<0,001
Ausência	0,06809	0,07046	0,966	0,334
Presença	0,08922	0,07181	1,242	0,214
<b>CHEIA EXTREMA</b>				
(Intercept)	-3,81143	0,04962	-76,805	<0,001
Ausência	0,17644	0,06692	2,636	0,008
Presença	0,52356	0,06272	8,348	<0,001
<b>RIO BAIA</b>				
(Intercept)	-3,80989	0,0505	-75,445	<0,001

<b>Efeito</b>	Efeito	Desvio Padrão	Z	P
Seca extrema	0,31175	0,06722	4,638	< <b>0,001</b>
<b>RIO PARANÁ</b>				
(Intercept)	-3,28249	0,04201	-78,128	< <b>0,001</b>
Seca extrema	-0,12037	0,06355	-1,894	0,058
<b>RIO IVINHEMA</b>				
(Intercept)	-3,62222	0,05124	-70,69	< <b>0,001</b>
Seca extrema	0,20237	0,06978	2,9	<b>0,003</b>

#### **APÊNDICE D** – Resultados GLMM com valores de riqueza funcional

Efeito de barramento (Presença, Ausência e Influência indireta) e períodos hidrológicos extremos (Cheia e Seca) sobre Riqueza Funcional (RF). Resultados do GLMM.

<b>Efeito</b>	Efeito	Desvio padrão	Z	P
<b>Total</b>				
(Intercept)	258,279	0,05794	44,57	< <b>0,001</b>
Ausência	-0,01508	0,08205	-0,18	0,8541
Presença	-0,54726	0,08915	-6,14	< <b>0,001</b>
Seca extrema	-0,14258	0,06057	-2,35	<b>0,0186</b>
Ausência:Seca extrema	-0,12968	0,08754	-1,48	0,1385
Presença:Seca extrema	0,60083	0,09315	6,45	< <b>0,001</b>
<b>SECA EXTREMA</b>				
(Intercept)	243,921	0,05812	41,97	< <b>0,001</b>
Ausência	-0,14179	0,08369	-1,69	0,09
Presença	0,05549	0,0825	0,67	0,5012
<b>CHEIA EXTREMA</b>				
(Intercept)	258,362	0,06099	42,36	< <b>0,001</b>
Ausência	-0,01777	0,0864	-0,21	0,837
Presença	-0,5533	0,09331	-5,93	< <b>0,001</b>
<b>RIO BAIA</b>				
(Intercept)	258,403	0,05464	47,29	< <b>0,001</b>
Seca extrema	-0,14258	0,06057	-2,35	<b>0,018</b>
<b>RIO PARANÁ</b>				
(Intercept)	203,499	0,06901	29,490	< <b>0,001</b>
Seca extrema	0,45839	0,07078	6,477	< <b>0,001</b>
<b>RIO IVINHEMA</b>				
(Intercept)	256,682	0,06049	42,43	< <b>0,001</b>
Seca extrema	-0,27226	0,0632	-4,31	< <b>0,001</b>