



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

TAYNÁ DE ALMEIDA DELGADO

**Diversidade beta taxonômica e funcional de Rotifera em quatro grandes
planícies de inundação neotropicais, Brasil**

Maringá
2023

TAYNÁ DE ALMEIDA DELGADO

Diversidade beta taxonômica e funcional de Rotifera em quatro grandes planícies de inundação neotropicais, Brasil

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

Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha
Coorientadora: Dr.^a Cláudia Costa Bonecker

Maringá
2023

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

D352d Delgado, Tayná de Almeida, 1996-
Diversidade beta taxonômica e funcional de Rotifera em quatro grandes planícies de inundação neotropicais, Brasil / Tayná de Almeida Delgado. -- Maringá, 2023.
65 f. : il. color.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2023.
Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha.
Coorientadora: Dr.^a Cláudia Costa Bonecker.

1. Rotifera (Zooplâncton) - Comunidades, Ecologia de - Diversidade beta taxonômica e funcional - Planícies de inundação - Brasil. 2. Rotíferos (Zooplâncton) - Comunidades, Ecologia de - Diversidade beta taxonômica e funcional - Planícies de inundação - Brasil. 3. Zooplâncton de água doce - Comunidades, Ecologia de - Diversidade beta taxonômica e funcional - Planícies de inundação - Brasil. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -592.5217820981

TAYNÁ DE ALMEIDA DELGADO

Diversidade beta taxonômica e funcional de Rotifera em quatro grandes planícies de inundação neotropicais, Brasil

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 Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá/PEA (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Tatiane Mantovano
Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP)

Dr.^a Susicley Jati
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá/Nupélia (UEM)

Prof. Dr. Gilmar Perbiche Neves
Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Dr. Jonathan da Rosa
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Pós-doutorando PEA/UEM)

Aprovada em: 15 de dezembro de 2023.

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

Dedico este trabalho a todos que me apoiaram e contribuíram para sua realização, em especial minha vó: Hilda, meu tio Antônio, minha mãe Joilda, meu padrasto Humberto, meu namorado Raphael e meu maravilhoso orientador e amigo Fábio Amodêo Lansac-Tôha.

AGRADECIMENTOS

Foram várias as pessoas que me ajudaram para que eu conseguisse chegar até aqui, a todos o meu imenso muito obrigado, sem vocês nada disso seria possível.

A Deus, por ter me dado forças para continuar e conseguir vencer.

A minha mãe Joilda, meu padrasto Humberto, minha vó Hilda, meu tio Antônio, por todo incentivo nos estudos, por sempre me apoiarem, por todo amor e compreensão. Amo vocês.

Ao meu namorado Raphael Duarte, por todo amor, ajuda, compreensão e incentivo com os estudos. Saiba que sem o seu apoio nada disso seria possível. Amo você e Jorel.

A minha sogra Nelma Cerqueira, por todo apoio e carinho durante esta jornada.

Ao meu tio Waldetário (*in memoriam*) e tia Silvia. Obrigada por sempre me apoiarem, pelos incentivos, conselhos e ajuda. Amo vocês eternamente.

Ao Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha, pela excelente orientação nesses dois anos de mestrado, pela recepção em Maringá, conselhos, pela imensa paciência, compreensão, ensinamentos transmitidos e pela amizade. Com toda certeza devo muito a você, Fabinho.

A Dr.^a Cláudia Costa Bonecker, pela coorientação neste trabalho, paciência e ensinamentos transmitidos desde a disciplina de Fundamentos em Ecologia na primeira semana de aula e pelos pacotes de feijão andu (risos).

A Dr.^a Susicley Jati, por ter aceito ser parecerista deste trabalho e contribuir com a melhoria do mesmo. Pela amizade e por todos os ensinamentos transmitidos durante a coleta do PELD.

A Prof.^a Dr.^a Tatiane Mantovano, por ter aceito ser parecerista deste trabalho e contribuir com a melhoria do mesmo. Agradeço a amizade, paciência e ensinamentos transmitidos durante manuscritos anteriores.

Ao Prof. Dr. Gilmar Perbiche Neves, por ter aceito ser suplente neste trabalho e por toda ajuda, amizade e conselhos durante o mestrado.

Ao Dr. Jonathan Rosa, por ter aceito ser suplente neste trabalho

Ao Dr. Fernando Lansac-Tôha, que me auxiliou desde o pré projeto deste trabalho á entrega final, ajudando na escrita e análises estatísticas. Fê, você é sensacional! Agradeço por toda paciência em ensinar as análises e todas as orientações.

Ao Prof. Dr. Sérgio Luiz Sonoda, que sempre me incentivou e me ensinou a amar a Limnologia desde a graduação. Obrigada, Serginho.

Ao Prof. Dr. Sidinei Magela e Prof. Dr. Roger Mormul, que com suas excelentes aulas e artigos,

tornaram tudo mais leve e facilitaram o aprendizado e escrita deste trabalho.

A Bete, que auxiliou em todo processo no PEA desde o início, sempre com muito carinho e amor.

Ao Celso Ikedo, pela amizade, risadas e pelas maravilhosas fotos no PELD e nos eventos do Nupélia.

A Gabriela Hein, pela amizade, risadas, companhia no PELD e nas saídas em Maringá.

Ao Ranulfo (Ranulfinho para os mais íntimos), pela maravilhosa amizade, tornando o processo de moradia em outra cidade mais leve e pelos maravilhosos conselhos.

Ao Alfredo, pela alegria e carinho durante a coleta do PELD.

Ao Dr. Cihelio Amorim, por todo incentivo desde a inscrição no mestrado ao final deste trabalho. Por toda ajuda com o Aquatic Ecology e demais grupos de divulgação científica.

Ao Alan Cleber e Natanael, pelo companheirismo no tempo de moradia em Maringá, conselhos, resenhas e ajuda.

À Lucinda Felicidade, por toda amizade, conselhos e ajuda no processo de adaptação em Maringá. Obrigada, Lu.

Ao Luddy Searom, que além do meu colega de sala se tornou um amigo que levarei pelo resto da vida. Saiba que sem você este trabalho não teria sido realizado! Agradeço por toda ajuda com a estatística, pela amizade, conselhos, ajuda na adaptação em outra cidade e pelas maravilhosas tardes de café na GoCoffe e 3h de conversa (risos). Sentirei saudades.

À Natália Mendes, pela maravilhosa amizade, desde a graduação ao final deste mestrado. Nati, te agradeço por todos os conselhos, conversas na madrugada, ensinamentos e desabafos. Obrigada por sempre me escutar e ta sempre disponível para ajudar. Amo você.

Aos meus amigos do League of Legends (LOL): Kelly Natally, Ione, Fernando, Ricardo, Guthierri, Anderson Germano e Murilo, pela amizade, conselhos e jogatinas duvidosas (risos). Vocês fizeram este processo mais fácil e melhoraram meus finais de noite.

Aos Amigos do laboratório de Zooplâncton (UEM/Nupélia): Sabrina, Fernanda e Wittan.

Ao Nupélia, pela infraestrutura e ao PEA pelo excelente curso e excelentes profissionais.

A CNPq, pelo apoio financeiro com a concessão da bolsa.

Seasons, they will change

Life will make you grow

Birds – Imagine Dragons

Diversidade beta taxonômica e funcional de Rotifera em quatro grandes planícies de inundação neotropicais, Brasil

RESUMO

A diversidade beta taxonômica e funcional de rotíferos em planícies de inundação pode auxiliar na compreensão das respostas frente às mudanças ambientais bem como a dinâmica do ecossistema. Analisou-se a diversidade beta taxonômica e funcional de rotíferos em quatro planícies de inundações neotropicais (Amazonas, Araguaia, Pantanal, rio Paraná), a fim de verificar se existem diferenças na composição e estrutura da comunidade de rotíferos nas diferentes planícies e dentro de cada planície entre os diferentes períodos. As diferenças na diversidade beta taxonômica e funcional foram testadas utilizando estatística multivariada. Foram identificadas 128 espécies de rotíferos, 84 no rio Paraná, Amazonas (78), Araguaia (77) e Pantanal (75). Espécies funcionalmente iguais foram agrupadas. As planícies dos rio Paraná e Amazonas foram as que apresentaram diferença significativa na diversidade beta taxonômica e funcional no período chuvoso. No período de seca as planícies que apresentaram diferença foram Araguaia e Amazonas e rio Paraná e Araguaia. A diversidade beta funcional não apresentou diferença significativa no período de seca. Mudanças na diversidade beta taxonômica podem resultar em perda de funções no ecossistema a longo prazo, podendo alterar o seu funcionamento. Portanto, o estudo da diversidade beta taxonômica deve ser seguida pela de diversidade beta funcional para melhor compreensão da dinâmica e funcionamento do ecossistema, bem como para a sua preservação.

Palavras-chave: comunidade de rotíferos; composição; dinâmica; ecossistema; preservação.

Beta taxonomic and functional diversity of rotifera in four large neotropical floodplains, Brazil

ABSTRACT

The taxonomic and functional beta diversity of rotifers in floodplains can help understand responses to environmental changes as well as ecosystem dynamics. The taxonomic and functional beta diversity of rotifers was analyzed in four neotropical floodplains (Amazonas, Araguaia, Pantanal, Paraná River), in order to verify whether there are differences in the composition and structure of the rotifer community in the different plains and within each plain between the different periods. Differences in taxonomic and functional beta diversity were tested using multivariate statistics. 128 species of rotifers were identified, 84 in the Paraná River, Amazonas (78), Araguaia (77) and Pantanal (75). Functionally equal species were grouped together. The plains of the Paraná and Amazon rivers were those that showed a significant difference in taxonomic and functional beta diversity during the rainy season. During the dry period, the plains that showed differences were Araguaia and Amazonas and the Paraná and Araguaia rivers. Functional beta diversity did not show a significant difference during the dry period. Changes in taxonomic beta diversity can result in long-term loss of ecosystem function, potentially altering its functioning. Therefore, the study of taxonomic beta diversity must be followed by functional beta diversity to better understand the dynamics and functioning of the ecosystem, as well as its preservation.

Keywords: rotifer community; composition; dynamics; ecosystem; preservation.

Dissertação elaborada e formatada
conforme as normas da publicação
científica *Hydrobiologia*.

Disponível em:

<https://link.springer.com/journal/10750>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	MATERIAIS E MÉTODOS	15
2.1	Área de estudos.....	15
2.2	Variáveis ambientais.....	18
2.3	Amostragem e identificação das espécies.....	18
2.4	Traços funcionais.....	19
2.5	Análise de dados.....	20
3	RESULTADOS	21
3.1	Caracterização espacial e ambiental das quatro planícies.....	21
3.2	Comunidade de rotíferos.....	23
3.3	Traços funcionais.....	23
3.4	Diversidade beta taxonômica e funcional.....	25
4	DISCUSSÃO	31
4.1	Caracterização espacial e ambiental da comunidade de rotíferos.....	31
4.2	Comunidade de rotíferos.....	32
4.3	Traços funcionais.....	33
4.4	Diversidade beta taxonômica e beta funcional.....	35
5	CONCLUSÃO	39
	REFERÊNCIAS	40
	APÊNDICE A - Tabela 1 Suplementar – Check-list das espécies de rotíferos.....	53
	APÊNDICE B - Tabela 2 Suplementar - Traços funcionais das espécies de rotífero que ocorreram nas quatro planícies de inundação (Amazonas, Araguaia, Pantanal e Paraná).....	57
	APÊNDICE C - Tabela 3 Suplementar – Permanovas e permutestes da diversidade beta taxonômica e beta funcional das quatro planícies de inundação (Amazonas, Araguaia, Pantanal e Paraná)	63

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, um dos principais focos dos ecólogos é procurar entender os padrões de distribuição dos organismos e seus condicionantes e, para tal, têm sido realizados estudos de distribuição espaciais, temporais, biogeográficos associados às variáveis ambientais (Brown & Lomolino, 1998). Esses estudos têm sido de fundamental importância para a preservação de nichos bem como para a conservação e preservação da diversidade (Brown & Lomolino, 1998; Simões & Sonoda, 2009; Lansac-Tôha et al., 2022). O padrão de distribuição dos organismos é variável e depende de vários fatores abióticos e bióticos, como barreiras geográficas, dispersão, migração e competição (Brown & Lomolino, 1998, Pedroso et al., 2021).

Dentre os atributos da diversidade, além da utilização de medidas de diversidade biológica tradicionais (Magurran, 2004), estudos têm considerado a diversidade beta (Braghin et al., 2018, 2021; Silva et al., 2020; Simões et al., 2020; Lansac-Tôha et al., 2022). A utilização da diversidade beta têm sido realizada com o intuito de entender a variação da composição da comunidade entre distintos ambientes e quais seriam os fatores influenciáveis, representando, assim, um aspecto chave para entender sistemas naturais e realizar predições (Anderson et al., 2006; Melo et al., 2011; Silva et al., 2020; Lansac-Tôha et al., 2021, 2022; Ribeiro et al., 2022).

Nota-se um crescente número de estudos de diversidade beta taxonômica e funcional em ambientes de planície de inundação, afim de compreender o funcionamento desse tipo de ecossistema, principalmente no que diz respeito às alterações do regime hidrológico (Braghin et al., 2021; Amaral et al., 2022; Lansac-Tôha et al., 2022). É de grande importância estudos que incluam essas duas abordagens de diversidade, podendo auxiliar em uma melhoria na avaliação das respostas dos organismos frente às mudanças ambientais (Petchey & Gaston, 2002, 2006; Cianciaruso et al., 2009).

A diversidade funcional é estimada utilizando características funcionais (traços funcionais), sendo que essas características representam os aspectos

morfológicos e fisiológicos de cada espécie que podem explicar e prever os impactos sofridos pelos organismos nos ecossistemas, bem como auxiliar nos serviços ecossistêmicos (Tilman, 2001; Petchey & Gaston, 2002, 2006; Deosti et al., 2021; Duré et al., 2021).

As planícies de inundação são ecossistemas com uma grande heterogeneidade ambiental, composta por lagos, canais e áreas alagáveis, comumente ocorrendo variação na composição das espécies devido ao pulso de inundação (Agostinho et al., 2002; Bonecker et al., 2009; Amaral et al., 2022). Em planícies de inundação tem-se notado que o pulso de inundação é um fator condicionante para uma menor diversidade beta taxonômica e funcional, uma vez que o período de cheia torna o ambiente mais homogêneo devido à conectividade entre as lagoas, enquanto no período de seca o ambiente torna-se mais heterogêneo, com perda de conectividade (Thomaz et al., 2007; Bozelli et al., 2015; Amaral et al., 2022). Também tem se notado que barreiras físicas como a construção de barragens, impactam diretamente a diversidade beta taxonômica e funcional das comunidades (Agostinho et al., 2008; Diniz et al., 2021). O barramento de um rio pode alterar a dinâmica do ecossistema, fazendo com que no período de seca as lagoas fiquem mais isoladas que o normal e no período chuvoso haja uma maior heterogeneidade ambiental (Thomaz et al., 2007; Bozelli et al., 2015).

Algumas das maiores planícies de inundação do Brasil são a da Amazonas, Araguaia, Pantanal e Paraná, cada uma possuindo características próprias. Essas planícies vêm sendo base de estudos com comunidades aquáticas, a fim de se obter informações sobre diversidade, abundância, riqueza e composição, bem como entender como as comunidades se comportam frente às mudanças limnológicas e ambientais (Bozelli et al., 2015; Lansac-Tôha et al., 2021; Braghin et al., 2021; Amaral et al., 2022; Lansac-Tôha et al., 2022).

Uma das comunidades que se têm realizados estudos com a finalidade de entender os padrões de distribuição, a diversidade beta taxonômica e funcional das espécies e os fatores condicionantes em planícies de inundação é a comunidade zooplantônica (Lansac-Tôha et al., 2021; Braghin et al.,

2021; Amaral et al., 2022; Lansac-Tôha et al., 2022). Dentre os componentes da comunidade zooplanctônica, os rotíferos são constituídos por organismos que vivem em diferentes regiões de um corpo de água, são oportunistas, cosmopolitas, possuem alta taxa de renovação, e alta tolerância às condições ambientais (Allan, 1976; Almeida et al., 2006; Bonecker et al., 2009; Fontaneto & Smet, 2015; Bonecker et al., 2016), resultando em um dos grupos que possuem maior diversidade em ecossistemas de planície de inundação (Lansac-Tôha et al., 2009; Braghin et al., 2021; Amaral et al., 2022; Lansac-Tôha et al., 2022). Por conta de lacunas ainda existentes a respeito dos padrões de distribuição e seus condicionantes em rotíferos, faz-se necessário ainda um maior conhecimento sobre a diversidade desses organismos em ambientes de planícies de inundação, com a finalidade de subsidiar medidas para a conservação do ecossistema e preservação da vida aquática.

Este estudo teve como objetivo analisar a diversidade beta taxonômica e funcional de rotíferos em quatro planícies de inundações neotropicais (Amazonas, Araguaia, Pantanal e Paraná), a fim de verificar se existem diferenças na composição e estrutura da comunidade de rotíferos entre distintas planícies de inundação, bem como dentro de cada planície entre os períodos de seca e chuva. Assim, as seguintes predições foram feitas: (i) a diversidade beta taxonômica e funcional será menor no período de chuva nas planícies do Amazonas, Araguaia e Pantanal, por se tratarem de ambientes com maior extensão úmida e com uma maior homogeneização ambiental; (ii) na planície de inundação do rio Paraná é esperada menor variação da diversidade beta taxonômica e funcional entre os períodos hidrológicos, devido ao represamento sofrido por essa planície. Por sua vez, as planícies do Amazonas, Araguaia e Pantanal terão maior variação entre os diferentes períodos (seca e chuva), sendo o período chuvoso o fator propulsor para essa diferença; (iii) espera-se uma maior diferença na composição e estrutura da comunidade de rotíferos entre e dentre as planícies (Amazonas, Araguaia, Paraná e Pantanal) nos diferentes períodos hidrológicos (chuva e seca) sendo o período de seca com maior diversidade de espécies; (iv) espera-se que as variáveis ambientais apresente uma maior variação no período de seca e uma

maior homogeneização ambiental nas variáveis para o período chuvoso.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Os locais estudados estão inseridos em quatro grandes planícies de inundação neotropicais (Amazonas, Araguaia, Pantanal e Paraná). A planície do rio Amazonas encontra-se mais ao Norte do Brasil e a do rio Araguaia mais na região central, ambas com clima mais quente quando comparadas com as planícies do Pantanal e rio Paraná, que se encontram mais ao Centro-Sul, com temperaturas mais baixas (Lansac-Tôha et al., 2021).

A planície de inundação do rio Amazonas, localizada na região Norte do Brasil ($3^{\circ}02'0''-3^{\circ}34'S$; $59^{\circ}38'-60^{\circ}50'W$), é considerada a maior bacia hidrográfica do mundo, com floresta inundada, possuindo uma das maiores áreas alagáveis e extensões úmidas contínuas, sendo a bacia do Rio Amazonas a maior bacia brasileira (Richey et al., 1989; Trigg et al., 2009)

A planície de inundação do rio Araguaia ($12^{\circ}49'-13^{\circ}25'S$; $50^{\circ}28'-50^{\circ}43'W$) está localizada inteiramente no Brasil em uma região de cerrado, possuindo uma das maiores e mais biodiversas planícies aluviais do mundo, com poucos barramentos, podendo ocorrer a inundação de florestas, fazendo com que abrigue áreas essenciais para a biodiversidade e conservação (Latrubesse et al., 2019; Martins et al., 2021; Pelicice et al., 2021).

A planície de inundação do Pantanal ($18^{\circ}46'-19^{\circ}34'S$; $56^{\circ}58'-57^{\circ}46'W$) é uma das maiores zonas úmidas do mundo com vegetação do tipo gramínea e encontra-se localizada na região Centro-Oeste do Brasil. Possui uma das maiores extensões úmidas contínuas, afetada por rios que drenam a bacia do alto rio Paraguai, sendo uma das planícies que possui maior diversificação de biomas e de *habitats* (De-Lamonica-Freire & Heckman, 1996; Oliveira & Calheiros, 2000; Embrapa, 2023).

A planície de inundação do rio Paraná está localizada na margem direita do trecho do alto rio Paraná entre os reservatórios de Porto Primavera e Itaipu. Ocupa terras baixas no Estado do Mato Grosso do Sul, no vale aluvial abandonado pelo rio Paraná (22°40'–22°50'S; 53°10'–53°30'W). Possui uma grande biodiversidade regional, com alta heterogeneidade de *habitats*, vegetação do tipo gramínea, considerada a segunda maior bacia brasileira, e é utilizada por diversos usos antrópicos como agricultura, pecuária, pesca, mineração e turismo. Além disso, é uma planície que sofre as consequências de um maior número de represamentos, sendo fortemente influenciada pela construção da barragem de Porto Primavera (Agostinho et al., 1997; Thomaz et al., 2007; Souza-Filho, 2009; Osório & Rodrigues, 2021) (Fig. 1).

O material utilizado neste trabalho é proveniente de amostragens feitas durante a execução do Programa Nacional de Pesquisa e Biodiversidade (SISBIOTA BRASIL), financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação Araucária do Estado do Paraná.

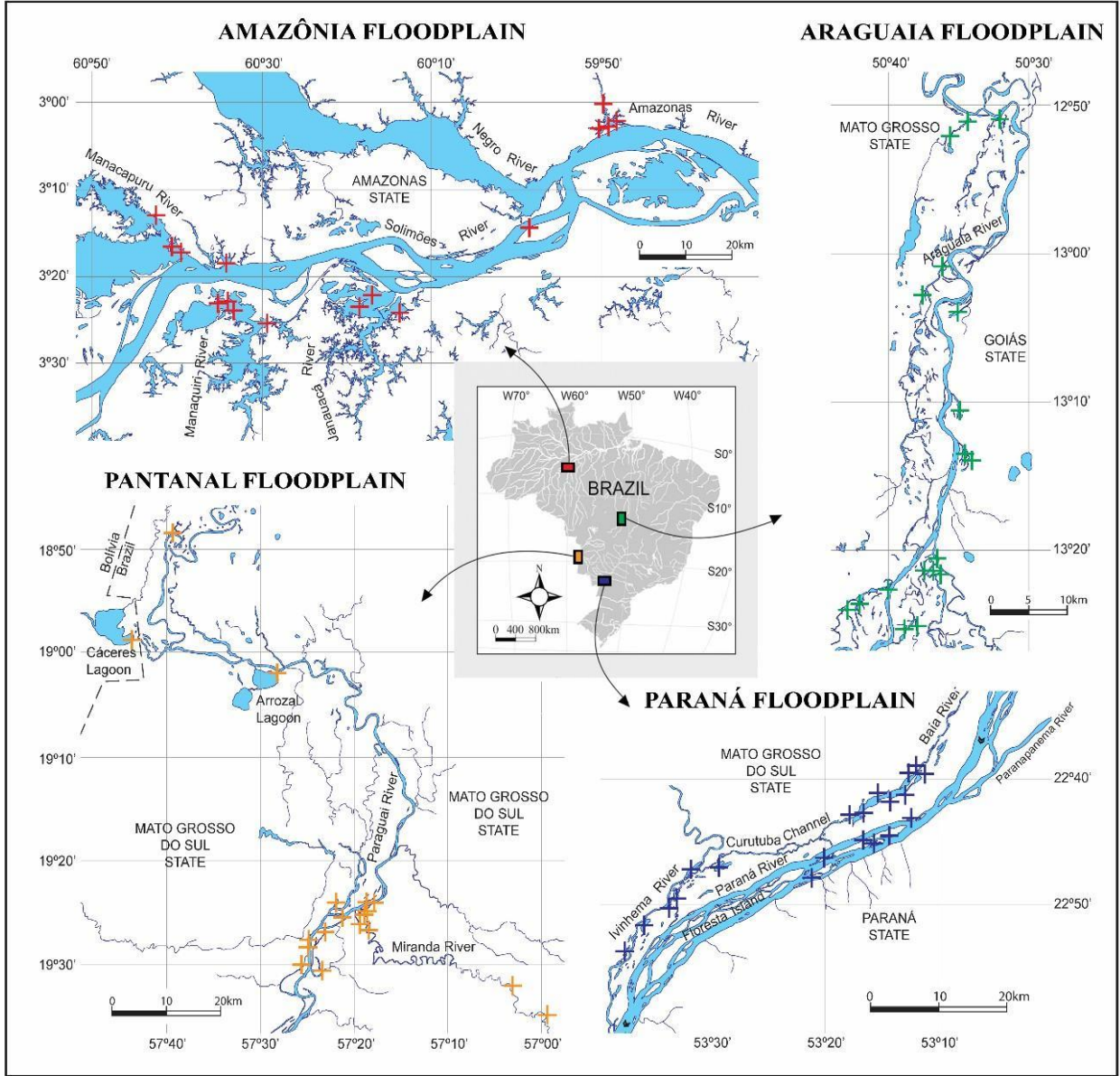


Fig. 1 – Mapa com a localização das quatro planícies de inundação – Fonte: Lansac-Tôha et al. (2021).

2.2 Variáveis ambientais

Foram medidas as seguintes variáveis ambientais: temperatura da água (C), concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) (oxímetro digital portátil YSI, 550A, YSI Inc., Yellow Springs, OH, EUA), transparência e profundidade da água com Disco de Secchi, turbidez (NTU) – turbidímetro portátil, condutividade elétrica (mEq.L^{-1}) - potenciômetro digital portátil (digimed), nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$), fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), fosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$), pH portátil digital, Digimed DM – 2, Digimed, Brasil e Clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$). O nitrogênio total e amônia ($\mu\text{g.L}^{-1}$) foram analisados seguindo a metodologia de Mackereth et al. (1978). As concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e Clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) foram determinadas de acordo com o método de Golterman et al. (1978). No período de seca, as coletas ocorreram em setembro de 2011 (rio Paraná), outubro de 2011 (rio Amazonas), novembro de 2011 (rio Araguaia) e março de 2012 (Pantanal). No período de chuva, as coletas foram realizadas em agosto de 2011 (Pantanal), fevereiro de 2012 (Paraná), março de 2012 (Araguaia) e maio de 2012 (Amazonas). Foram analisadas 16 lagoas na planície do Amazonas, 17 no Araguaia e Pantanal e 20 na planície de inundação do rio Paraná. Foram analisadas 65 lagoas no período de seca e 72 lagoas no período chuvoso. Algumas lagoas encontravam-se sem água no período de seca não sendo possível realizar as coletas.

2.3 Amostragem e identificação das espécies

Os rotíferos foram coletados na região limnética de lagoas conectadas ao rio principal ou afluentes das quatro planícies. Os rotíferos foram coletados com auxílio de bomba motorizada, sendo filtrados 500L por amostra para cada lagoa, com a utilização de uma rede de 68 μm de abertura de malha. As amostras coletadas foram transferidas para frascos de polietileno e fixadas com formol 4% (tamponado com carbonato de cálcio). A identificação das espécies foi realizada utilizando literatura específica (Koste, 1978; Segers, 2007; Joko, 2011; Jersabeck et al., 2013). A contagem

dos rotíferos foi feita em câmara de Sedgewick-Rafter com auxílio de microscópio óptico. A contagem foi realizada em conjunto de três subamostras obtidas com uma pipeta Hensen-Stempel (7,5 mL de cada amostra no total), sendo contabilizados até pelo menos 50 indivíduos por amostra (modificado de Bottrell et al., 1976). A abundância total foi determinada em termos de indivíduos por metro cúbico (ind. m³).

2.4 Traços funcionais

As espécies de rotíferos foram classificadas em quatro traços funcionais – tamanho do corpo, *habitat*, tipo de alimentação (Guildas tróficas) e presença ou ausência de lorica (Tabela 1). Para obtenção do tamanho corporal de cada espécie, foi realizada uma média do tamanho corporal dos indivíduos, a partir de dados obtidos na literatura (Tabela 2 suplementar).

Tabela 1– Traços funcionais utilizados na caracterização da comunidade de rotíferos das quatro planícies (Amazonas, Araguaia, Pantanal e rio Paraná).

Atributos funcionais	Tipos	Importância dos atributos
Tamanho corporal (µm)	Contínuo	O tamanho do corpo abrange várias funções ecológicas como alimentação, crescimento, reprodução e sobrevivência, sendo fundamental para entender a dinâmica do ecossistema (Brown et al., 2007; Sodr�e et al., 2017; Gomes et al., 2019).
Guildas tróficas: Filtrador; Sugador ou Predador.	Catagórico	As guildas tróficas (tipo de alimentação) são comumente utilizadas para auxiliar na compreensão da dinâmica biológica do meio ambiente (Obertegger et al., 2011; Moreira et al., 2016; Wen et al., 2017). O modo de alimenta�o além de determinar o tipo de alimento ingerido está relacionado ao processo de coleta dos alimentos (Salt et al., 1978; Karabin, 1985; Obertegger et al., 2011).
Tipo de <i>habitat</i> (Litorâneo ou <i>Limn�tico</i>)	Catagórico	O tipo de <i>habitat</i> está ligado ao comportamento dos rotíferos sendo que algumas famílias possuem habito litorâneo devido � dificuldade de locomo�o e outros vivem em região limnética (Almeida et al., 2006). E define onde a espécie pode ser encontrada (Braghin et al., 2018).

Presença ou ausência de lorica	Categórico	A presença de lorica auxilia na proteção dos rotíferos contra predadores visto que o tegumento é mais rígido do que nos aloricados, muitas vezes possuindo estruturas de defesa que saem da lorica (Roche, 1987). A presença da lorica possibilita uma maior fluuabilidade devido a presença de gases dentro da mesma quando comparada a fluuabilidade dos aloricados. Dessa forma, as espécies lorizadas podem sobreviver por mais tempo quando o ambiente está desfavorável, visto que a lorica pode servir de proteção contra a dessecação e também como um suporte estrutural ao atuar como um esqueleto externo bem como para a locomoção. Por sua vez, as espécies sem lorica podem ser mais suscetíveis a predadores, devido não possuírem a carapaça protetora e terem mais dificuldade para a locomoção (Almeida et al., 2006; Fontaneto & Smet, 2015).
--------------------------------	------------	--

Fonte: (Koste, 1978; Bonecker et al., 1998; Mohr & Adrian, 2000; Jersabeck et al., 2003; Segers, 2007; Sodré et al., 2017; Bonecker et al., 2016; Braghin et al., 2018, Braghin, 2019; Braghin et al., 2021).

2.5 Análise de Dados

Para caracterizar as plan cias de acordo com as variáveis ambientais, foi realizado uma PCA (Análise de Componentes Principais), a fim de verificar quais variáveis são relacionadas para cada uma das quatro plan cias, entre os diferentes períodos hidrológicos e dentro de cada uma delas. As variáveis foram estandarizadas. Foi realizada uma PCoA (Análise de Coordenadas Principais), a fim de verificar a composi o da comunidade de rotíferos em cada planície, entre os diferentes períodos (seca e chuva) e entre as diferentes plan cias, utilizando dados de abundância e distância de Bray-curtis. Uma Análise Permutacional Multivariada de Variância (PERMANOVA; fun o adonis do pacote vegan) foi realizada para testar diferenças na composi o e estrutura entre plan cias e dentro de cada planície nos diferentes períodos hidrológicos (Anderson et al., 2006)

Antes de se realizar os c culos da diversidade beta funcional, as características funcionais dos rotíferos (espécies x traços funcionais) foram utilizadas para calcular a distância par a par entre as espécies baseada em seus traços funcionais, com base no  ndice de Gower, usando a fun o gowdis do pacote “FD” (Podani & Schmera, 2006; Laliberté et al., 2014). Em seguida, essa matriz de dissimilaridade foi submetida a um agrupamento hierárquico usando a fun o hclust do pacote “stats”. Por fim, o agrupamento funcional, conjuntamente com a matriz taxonômica (ambientes x espécies), foi utilizado no calculo

da diversidade beta funcional, utilizando a função beta do pacote R “BAT ” (Podani & Schmera, 2011; Cardoso et al., 2015), também com dados de abundância das espécies e índice de Bray-Curtis. Para testar se ocorria diferenças significativas entre os padrões espaciais e temporais da diversidade beta taxonômica e funcional entre as planícies e os períodos hidrológicos, foi realizado o teste de Homogeneidade de Dispersões multivariadas (PERMDISP; Anderson et al., 2006). A significância desse teste foi realizada por meio de um teste de permutação. Os padrões que apresentaram diferenças significativas foram submetidos ao teste par a par. O teste foi realizado a partir da função betadisper do pacote vegan. Para todos os testes estatísticos foi adotado nível de significância de 0,05. Todos os pós-testes foram incluídos no material suplementar. Todas as análises foram realizadas no software R v. 4.2.2 (R Core Team, 2022). Para testar o efeito das variáveis ambientais sobre a diversidade beta taxonômica e funcional foi utilizada a análise de redundância baseada em distância (db-RDA; função dbrda do pacote vegan) (Legendre & Anderson, 1999).

3 RESULTADOS

3.1 Caracterização espacial e ambiental das quatro planícies

A PCA (eixo 1 – 35,7%, eixo 2 – 15,27%) (Fig. 2) mostrou que a planície do rio Amazonas foi caracterizada principalmente pelos maiores valores de amônia, turbidez e clorofila *a* no período de seca, enquanto temperatura da água e temperatura do ar foram maiores no período de chuva. A planície de inundação do rio Araguaia apresentou maior profundidade máxima no período chuva e maiores valores de amônia, turbidez e clorofila *a*. A zona eufótica e a transparência foram maiores no Pantanal no período de chuva, enquanto a temperatura da água e temperatura do ar foram maiores nessa planície no período de seca. Na planície de inundação do rio Paraná as variáveis nitrato, condutividade elétrica e pH foram maiores no período de chuva enquanto fosfato, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e fósforo total foram maiores no período de seca. É possível observar que as planícies dos rios Amazonas e Araguaia possuem uma similaridade nas variáveis ambientais, o mesmo ocorre para o rio Paraná e

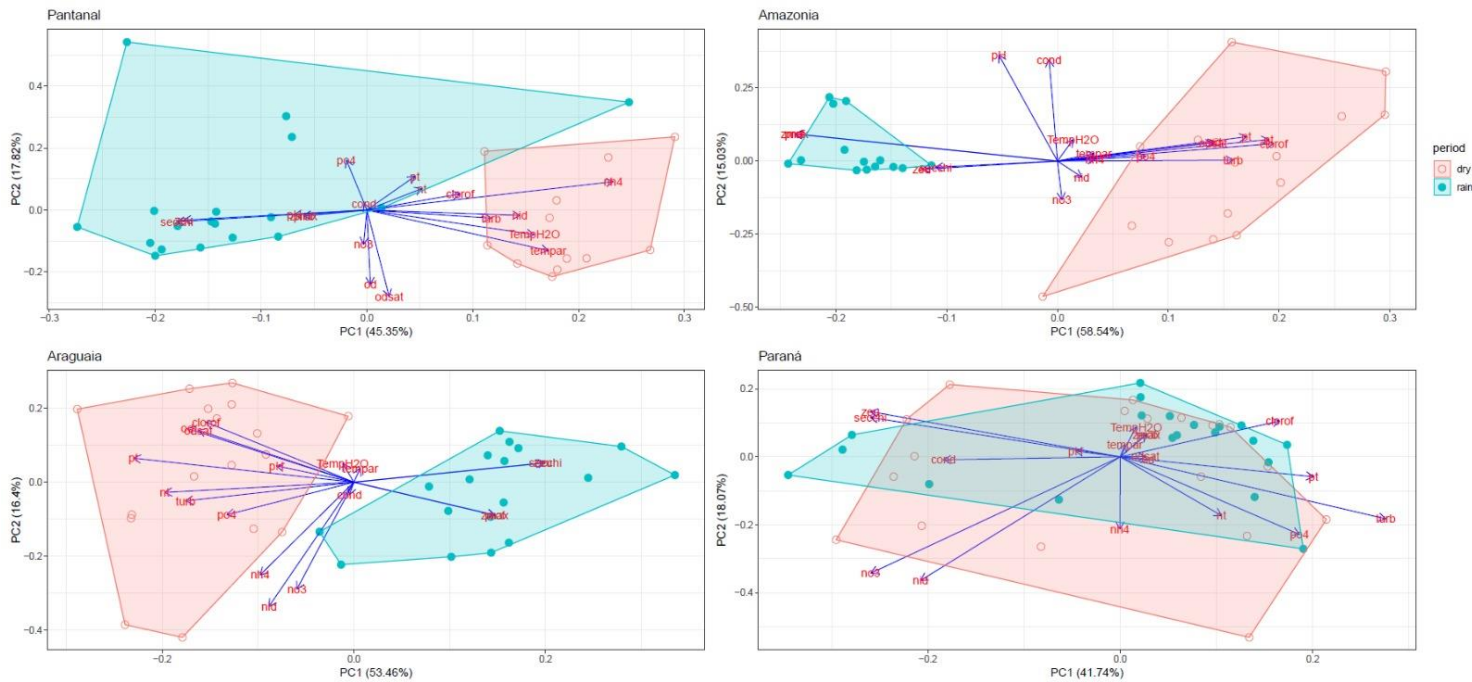


Fig. 3 – PCA (Análise de componentes principais) ambiental separadamente, das quatro planícies de inundação (Amazonas, Araguaia, Pantanal e rio Paraná) nos diferentes períodos (seca e chuva)

3.2 Comunidade de rotíferos

Foram identificadas 128 espécies de rotíferos, pertencentes a 22 famílias. Brachionidae foi a família mais bem representativa, com o maior número de espécies (25), seguida por Lecanidae (14). Dentre as planícies, o rio Paraná foi a que apresentou maior número de espécies registradas (84), seguida pelas planícies do Amazonas (78), Araguaia (77) e Pantanal 75 (Tabela 1 –Suplementar).

3.3 Traços funcionais

Das 128 espécies identificadas nas quatro planícies, 80 espécies possuem habitat litorâneo e 48 espécies são limnéticas. As espécies apresentam três tipos de hábitos alimentares, sendo eles: Filtrador (91 espécies) , Sugador (25 espécies) e Predador (12 espécies) (Figura 1 Suplementar). A maioria das espécies (85) possui lorica e 43 espécies são aloricadas. O tamanho corporal das espécies variou de 61 μm a 660 μm . Algumas espécies da mesma família apresentaram características funcionais similares e espécies que não são da mesma família formaram um agrupamento devido seu *habitat*,

tamanho corporal e tipo de alimentação similares (Fig. 4).

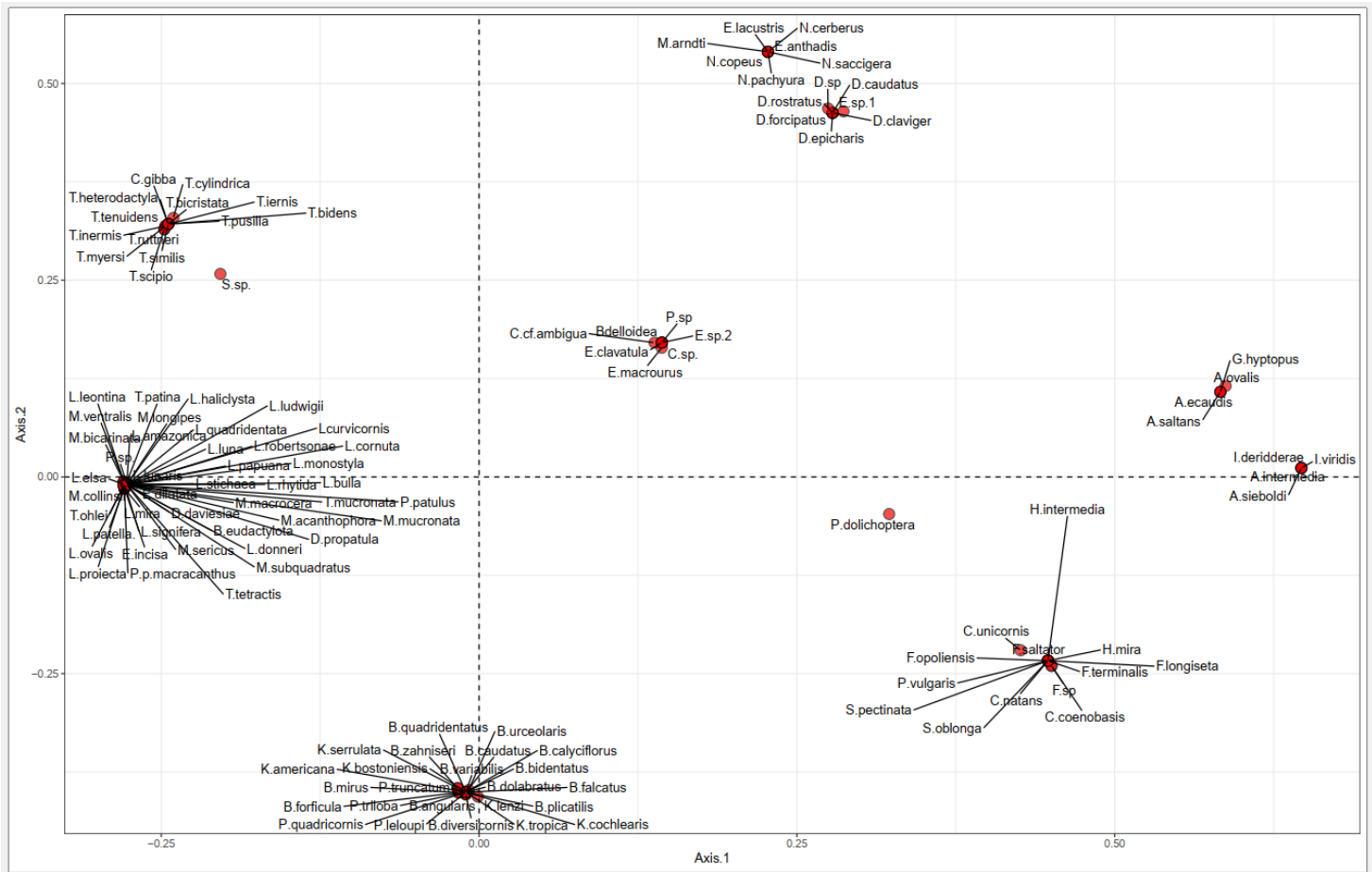


Fig. 4 – Agrupamento das espécies de rotíferos funcionalmente similares

3.4 Diversidade beta taxonômica e beta funcional

Na PCoA (Fig. 5 a permanova mostra (função adonis) que mostra espacialmente a comunidade de rotíferos nos diferentes períodos (seca e chuva), pode-se observar que a planície de inundação do rio Amazonas possui uma composição similar com a planície de inundação do rio Paraná. A composição da comunidade de rotíferos no Amazonas é diferente nos períodos de seca e chuva. A planície de inundação do Pantanal possui uma composição similar com a planície do Araguaia. A planície de inundação do Araguaia possui composição distinta nos diferentes períodos hidrológicos, diferente da planície de inundação do rio Paraná que possui composição de espécies mais similares nos diferentes períodos (seca e chuva). A diversidade beta funcional das planícies não apresentou diferença significativa ($P>0,05$) (Fig. 6 e Tabela 3 - suplementar).

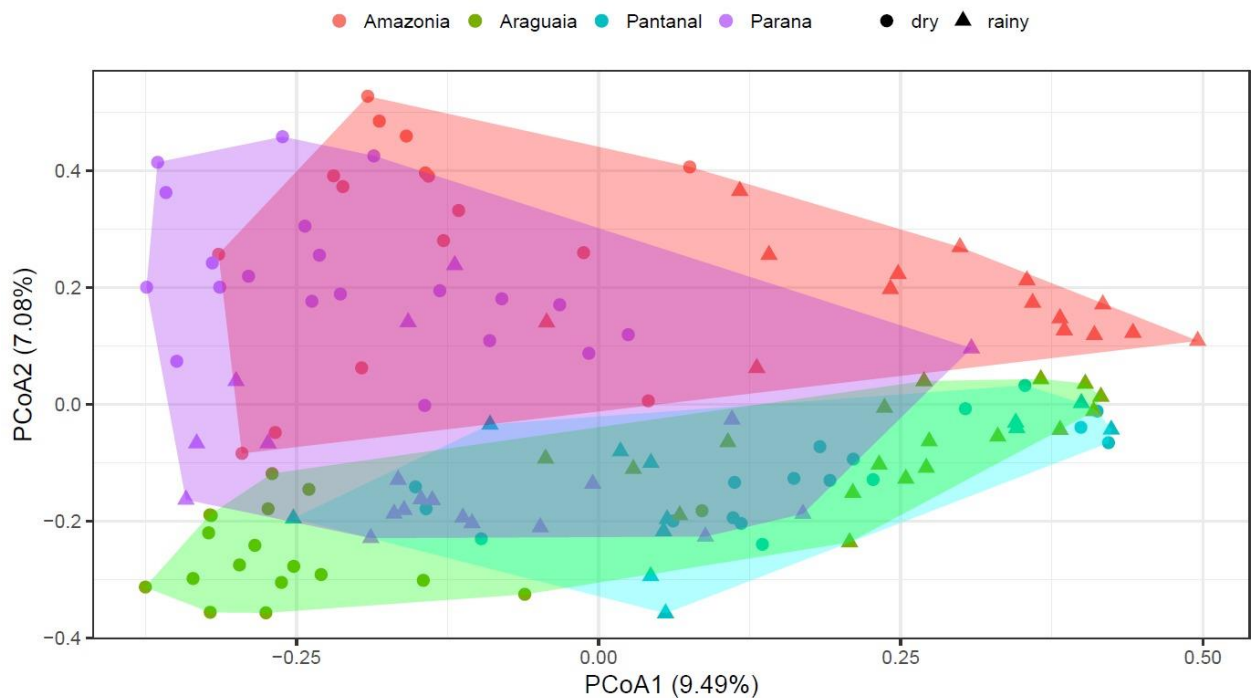


Fig. 5 – PCoA (Análise de Coordenadas Principais) espacial da diversidade beta taxonomica da comunidade de rotíferos das quatro planícies de inundação (Amazonas, Araguaia, Pantanal e rio Paraná) nos diferentes períodos hidrológicos

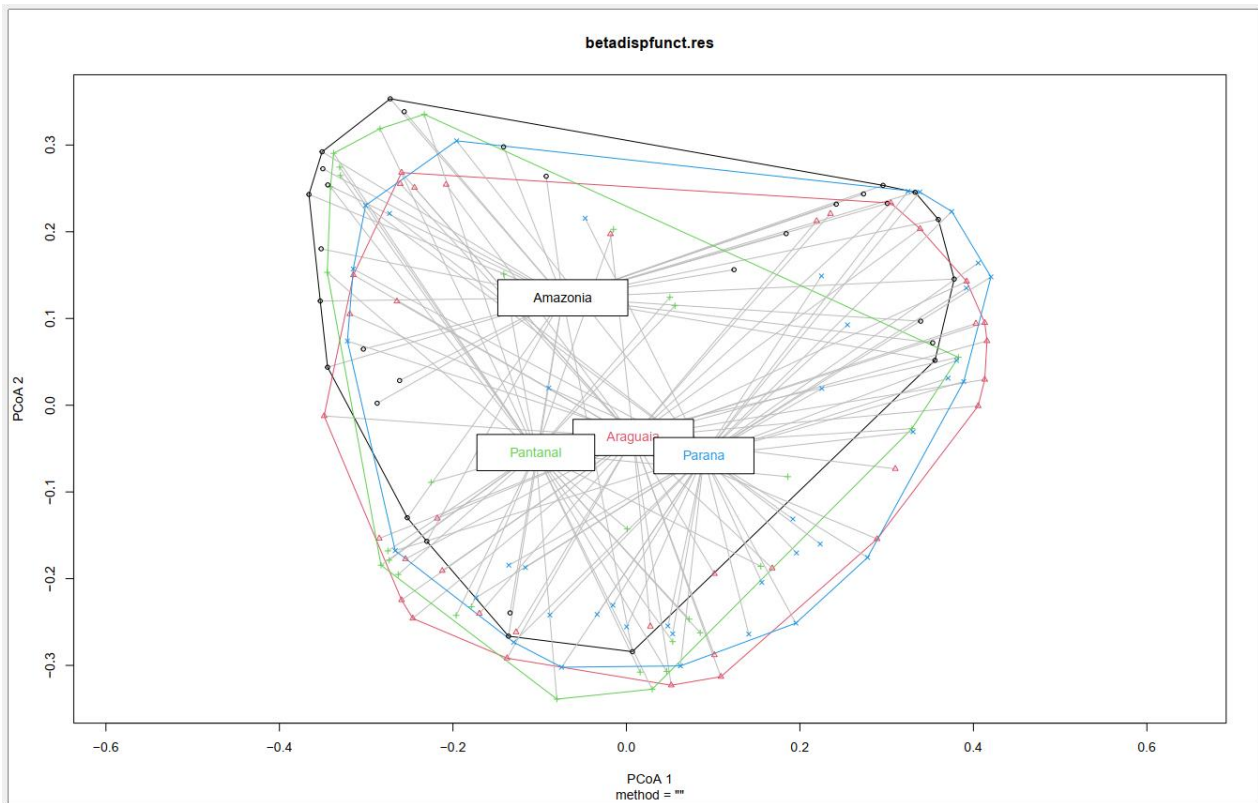


Fig. 6 – PcoA da variação na composição da diversidade beta funcional dos rotíferos nas quatro planícies (Amazonas, Araguaia, Pantanal e rio Paraná).

Ao se analisar a PCoA de cada planície separadamente, nos diferentes períodos hidrológicos (Fig. 7), é possível observar que a composição das espécies de rotíferos se diferencia em todas as planícies tanto no período de chuva, quanto no período de seca, exceto no Pantanal, onde a sua composição é similar nos dois períodos. As planícies que possuem composições mais diferentes nos período de chuva e seca são as planícies do Amazonas e Araguaia. As Permanova da diversidade beta funcional das planícies e por períodos hidrológicos apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$), bem como a interação entre planícies e períodos (seca e chuva) (Tabela 3 -Suplementar). A planície de inundação dos rios Amazonas e Araguaia apresentaram maior diferença na diversidade beta funcional entre o períodos seco e chuvoso, sendo esses ambientes mais heterogêneos, enquanto a planície do Pantanal e a do rio Paraná possuem uma maior similaridade, sendo essas consideradas mais homogêneas (Fig. 8).

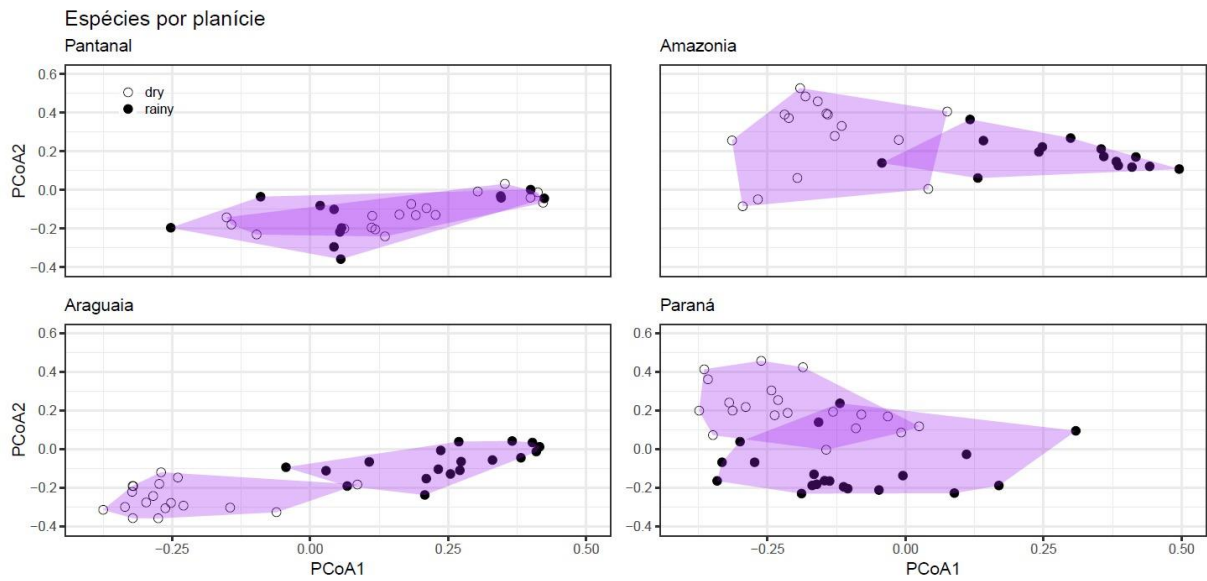


Fig. 7 – PCoA (Análise de coordenadas principais) da comunidade de rotíferos nas quatro planícies de inundação (Amazônia, Araguaia, Pantanal e rio Paraná) nos diferentes períodos hidrológicos

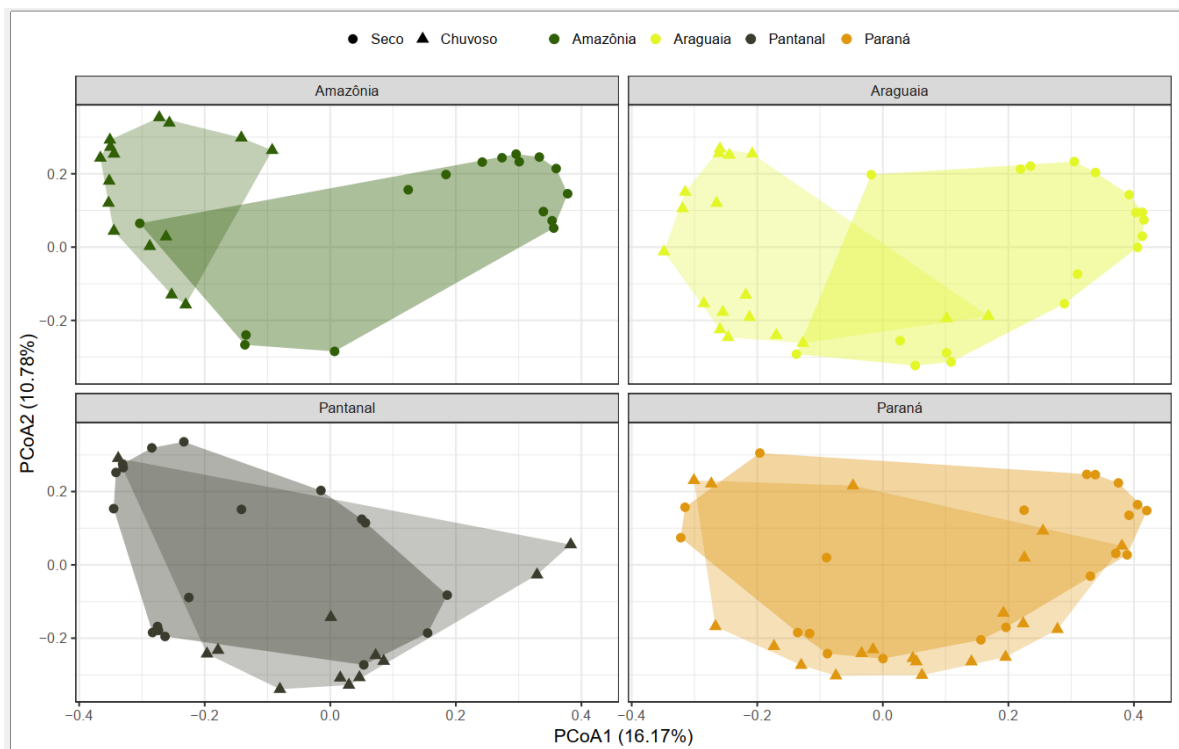


Fig. 8– PcoA da Diversidade beta funcional dos rotíferos nas quatro planícies (Amazonas, Araguaia, Pantanal e rio Paraná) nos diferentes periodos hidrológico.

A Análise Permutacional Multivariada de Variância (PERMANOVA) indicou que existe diferença significativa ($P < 0,05$) entre as planícies de inundação, sendo que essa diferença depende do período hidrológico. (Tabela 2)

Tabela 2 – Resultado da Análise Permutacional Multivariada de Variância (PERMANOVA) para as diferentes planícies e nos diferentes períodos hidrológicos.

Df: graus de liberdade; Sum of sqs: soma de quadrados; R^2 : Proporção da variabilidade, na variável dependente; F: estatística F e Pr (>F): P valor associado a estatística F.

AMBIENTES + PERÍODO HIDROLÓGICO	Df	SumOfSqs	R^2	F	Pr (>F)
Planície	3	7.653	0.17287	120.217	0.001 *
Período hidrológico	1	3.777	0.08532	177.996	0.001 *
Planície*Período hidrológico	3	5.467	0.12349	85.882	0.001 *
Residual	129	27.373	0.61832		
Total	136	44.269	100.000		

È possível observar que todas as planícies apresentaram os períodos hidrológicos bem delineados, exceto a planície do rio Paraná, que apresentou espécies taxonomicamente iguais ocorrendo nos períodos de seca e chuva, quando a turbidez apresentou maiores valores, e clorofila *a* e oxigênio dissolvido menores concentrações. No período de seca as variáveis ambientais que mais influenciaram na diversidade beta taxonômica foram fósforo total, oxigênio dissolvido, clorofila *a*, turbidez e amônia. No período de chuva foram o pH, fosfato total, condutividade elétrica, Secchi, zona eufótica e nitrato (Fig. 9). Para as planícies dos rios Amazonas e Araguaia as principais variáveis que influenciaram na

diversidade beta funcional no período de chuva foram profundidade, condutividade elétrica e nitrato. No período de seca foram nitrogênio total, oxigênio dissolvido e fósforo total nas planícies dos rios Paraná, Amazonas e Araguaia (Fig. 10). Todas as variáveis apresentaram valor significativo ($P < 0,05$) exceto temperatura da água. Na Permanova da diversidade beta taxonômica, é possível verificar que existe diferença ($P < 0,05$) na composição da comunidade de rotíferos em relação ao período, planície e na interação entre ambos (Tabela 3 - suplementar).

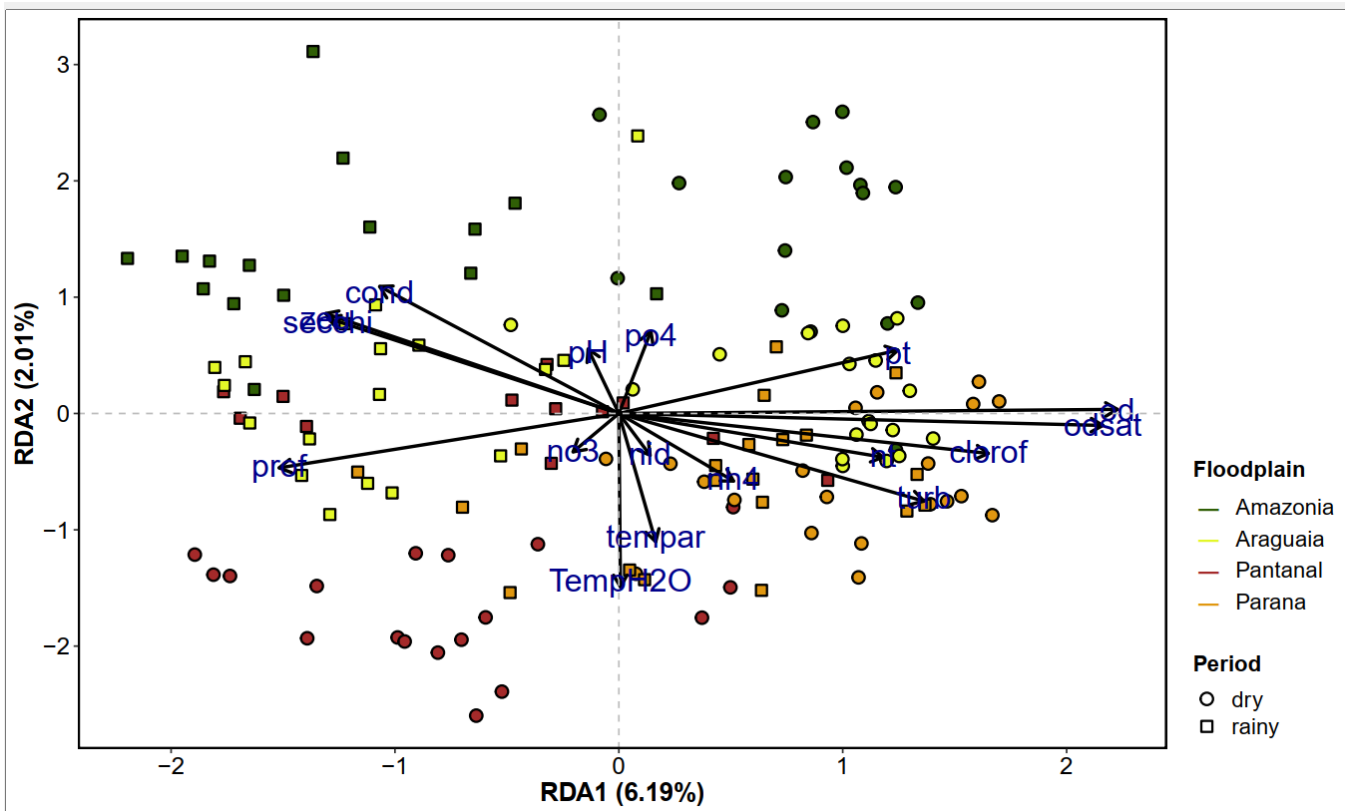


Fig. 9 – RDA da Diversidade beta taxonômica das quatro planícies (Amazonas, Araguaia, Pantanal e rio Paraná) nos diferentes períodos hidrológicos. Variáveis: TempH2O (temperatura da água); Cond (Condutividade elétrica); pH (Potencial hidrogeniônico); po4 (Fosfato total); Prof (profundidade do ambiente); Tempar (temperatura do ar); nh4 (Amônia); turb (Turbidez); Od e Odsat (Oxigênio dissolvido e saturado); Zeu (Zona eufótica); Secchi (Profundidade da zona eufótica), No3 (Nitrato total); pt (Fósforo total), Clorof (Clorofila *a*) e Nt (Nitrogênio total).

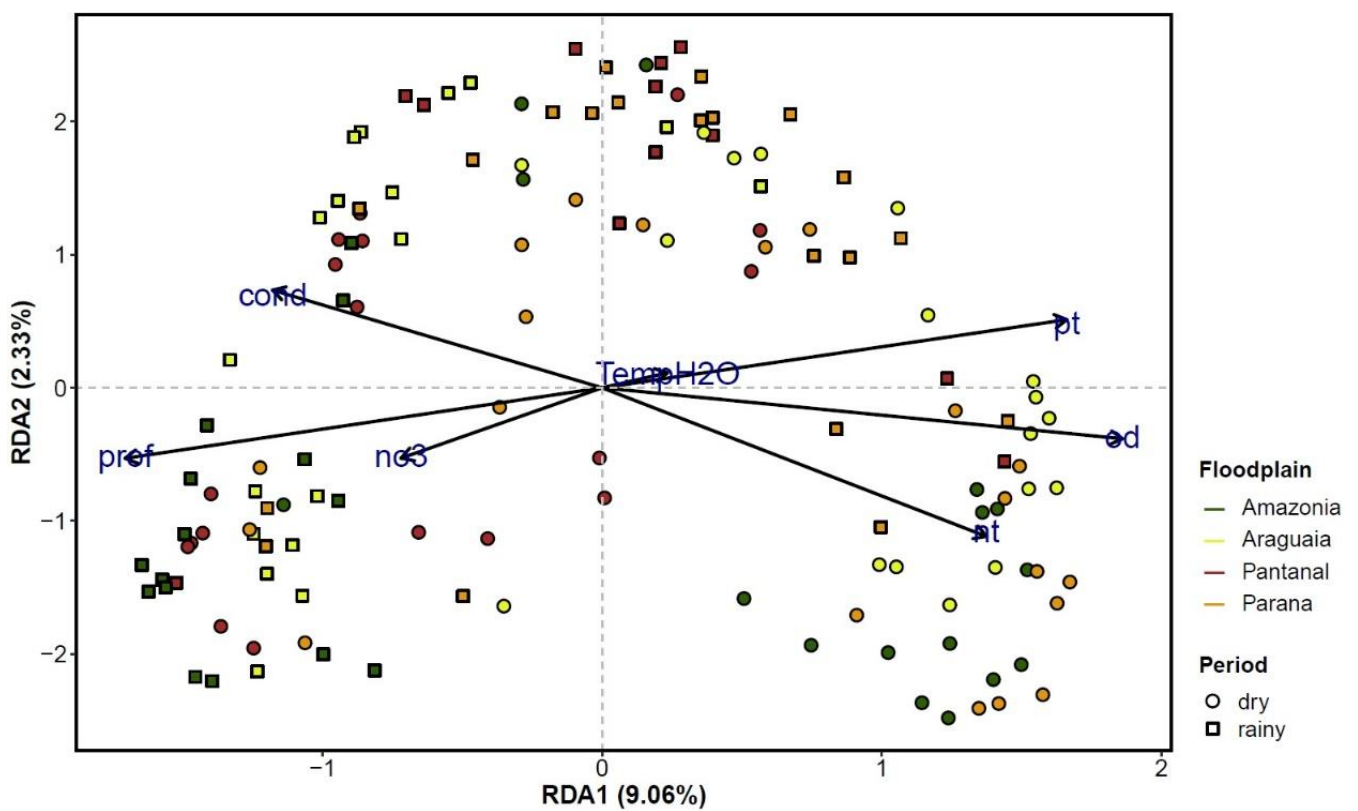


Fig. 10 – RDA da diversidade beta funcional de rotíferos mostrando a relação com as variáveis ambientais nas quatro planícies de inundação (Amazonas, Araguaia, Pantanal e rio Paraná) e nos diferentes períodos hidrológicos. Variáveis: Cond (Condutividade elétrica); Temp H2O (Temperatura da água); pt (Fósforo total); Od (Oxigênio dissolvido); nt (Nitrogênio total); Prof (Profundidade do ambiente); no3 (Nitrato total).

4.0 DISCUSSÃO

4.1 Caracterização espacial e ambiental da comunidade de rotíferos

Analisando as Permanova e a PCA é possível observar que existe diferença na composição da comunidade de rotíferos entre os períodos hidrológicos, bem como entre as planícies. Estudos demonstram que os rotíferos respondem rapidamente às variações do regime hidrológico, sendo que muitos possuem preferência ou se reproduzem mais em locais com maior concentração de matéria orgânica e material em suspensão, fazendo assim com que esses sejam considerados oportunistas (Almeida et al., 2006; Zade & Sitre, 2007).

Os maiores valores de turbidez e clorofila *a* no período de seca nas planícies dos rios Amazonas e Araguaia podem indicar que vários fatores ocorrendo nesses ambientes, como: produtividade primária intimamente ligada ao aumento na clorofila *a* (Braga et al., 2015). Com a chuva, pode acontecer que em ambientes mais profundos não ocorra o revolvimento da água com tanta facilidade, fazendo com que a zona eufótica seja maior. Por outro lado, em ambientes mais rasos a ação da chuva pode acarretar em aumento da turbidez, resultando em que a zona eufótica seja menor (Esteves & Meirelles-Pereira, 2011).

Trabalhos têm mostrado que a concentração de amônia foi maior durante meses chuvosos, o que foi corroborado neste trabalho no período de chuva na planície do rio Paraná. A amônia é parte inicial da decomposição do nitrogênio orgânico, estando presente como indicador dessa decomposição (Esteves & Amado, 2011).

Maiores concentrações de fósforo total, nitrogênio total, fosfato e oxigênio dissolvido no período de seca podem estar associados a processos internos como fixação de nitrogênio, decomposição de macrófitas e ressuspensão de material particulado (Garcia, 2000). Maiores concentrações de nitrato no período de chuva nas planícies estudadas devem-se ao fato de que com o revolvimento da água partículas que se encontravam em decomposição no fundo da lagoa são ressuspensas. Além disso, a ação do vento pode auxiliar na homogeneização do ambiente (Esteves & Meirelles-

Pereira, 2011). Maior concentração de nitrato na água é indicativo de decomposição biológica sobre o nitrogênio amoniacal, podendo ser procedente de material orgânico vegetal ou animal (Esteves & Amado, 2011). Algumas lagoas são mais profundas fazendo com que não ocorra um revolvimento da água. Dessa forma, no período chuvoso a ação da precipitação dilui os nutrientes presentes, aumentando a transparência da água e, conseqüentemente, a presença de uma maior zona eufótica (Pompêo, 1999).

4.2 Comunidade de rotíferos

Neste estudo realizado na planície de inundação do rio Amazonas o número de espécies de rotíferos registrados (78 espécies) está dentro da faixa de espécies encontradas por outros autores nessa planície, onde a riqueza de espécies variou de 38 a 81 espécies (Keppeler et al., 2003; Keppeler e Hardy, 2004; Andrade-Sossa et al., 2011; Santos et al., 2013; Keppeler et al., 2018). Apenas no trabalho realizado por Santos et al. (2013) o número de espécies foi superior ao atual estudo (81 espécies). Nos demais trabalhos que apresentaram menor riqueza, o esforço amostral foi menor, com alguns deles realizados em apenas uma lagoa. Segundo Magurran (2004), quanto maior o esforço amostral, maior a probabilidade de encontrar espécies diferentes.

Na planície de inundação do Araguaia, o número de rotíferos registradas (77 espécies), também está dentro da faixa de outros trabalhos realizados nesta planície (61 a 91 espécies) (Vieira et al., 2015; Vieira et al., 2017). No primeiro trabalho (Vieira et al., 2015) ocorreu uma maior riqueza de espécies (91), se comparado ao de Vieira et al. (2017), com 61 espécies. Considerando que os trabalhos nessa planície com rotíferos ainda são escassos, futuros trabalhos com maior esforço amostral podem levar a um aumento da biodiversidade de rotíferos (Magurran, 2004).

Na planície de inundação do Pantanal, o número de espécies registadas no atual estudo (75 espécies) foi inferior a outros trabalhos realizados também nessa planície (79 a 138 espécies) (Neves et al., 2003; Branco et al., 2018). Esses trabalhos mostram que a amostragem é um fator importante para o maior conhecimento da riqueza de espécies, uma vez que mais pontos amostrais e em diferentes locais tendem a aumentar o número de espécies (Magurran, 2004).

Na planície de inundação do rio Paraná o número de espécies de rotíferos registradas no atual trabalho (86 espécies) está dentro do número registrados em outros estudos nessa planície que variaram de 59 a 198 espécies (Lansac-Tôha et al., 1997; Bonecker et al., 1998; Serafim et al., 2003; Lansac-Toha et al., 2004; Aoyagui et al., 2004). Fazendo um compilado de todos os estudos com rotíferos nessa planície, Bonecker et al. (2020) registraram 323 espécies.

Deve-se destacar o registro de *Kellicotia bostoniensis* em quase todas as planícies estudadas, sendo esta considerada uma espécie exótica e com potencial de invasão (Bomfim et al., 2016; Gomes et al., 2022), não sendo registrada nesse estudo apenas na planície do Pantanal. Essa espécie apresenta alta tolerância, plasticidade morfológica e alta capacidade de dispersão (Gomes et al., 2022).

As planície de inundação dos rios Paraná e Amazonas, Araguaia e Pantanal são similares entre si, mesmo possuindo localizações distintas. A planície de inundação do rio Paraná possui maior similaridade na composição de espécies nos dois períodos hidrológicos e este resultado pode ser explicado devido ao fato dos represamento feitos na bacia do rio Paraná. A dispersão de espécies por aves migratórias (Lopes et al., 1997; De Moraes-Junior et al., 2019), estratégia reprodutiva e estágios de resistência a seca (ovos de resistência), além do curto ciclo de vida e maturação rápida, facilitam a dispersão em grandes distâncias, favorecendo a ocorrência das mesmas espécies em diferentes locais, além serem cosmopolitas (Dumont, 1980; Nogrady et al., 1993; Paggi & Koste, 1995; Lucinda, 2003; Bonecker et al., 2020).

4.3 Traços funcionais

O maior número de espécies de hábitos litorâneos, mesmo com amostragens realizadas em regiões limnéticas, deve-se á ocorrência das famílias Lecanidae, Trichocercidae e Euchlanidae características de região litoranêa (Aoyagui et al., 2004; Almeida et al., 2006). Essas espécies vivem associadas principalmente a bancos de macrófitas, podendo ser carreadas para a coluna de água.

Os rotíferos possuem em seu aparato alimentar uma faringe muscular, o mástax,

que é composto por um conjunto de músculos e pelo trofos. Estas são as principais partes do aparato utilizado pelos rotíferos na alimentação (Wallace et al., 2015; Bonecker et al., 2016; Ribeiro, 2019). O predomínio de espécies filtradoras neste estudo deve-se a maior riqueza de espécies pertencentes a Lecanidae e Brachionidae, cujos representantes possuem trofos do tipo Maleado, o qual é considerado o tipo mais básico e onde todas as partes são bem desenvolvidas, com ramos maciços e dentes dentro da margem interna, que permitem que o material alimentar capturado seja agarrado, moído e sugado para dentro do esôfago (Bonecker et al., 2016). Entre as espécies filtradoras registradas nas planícies, destacam-se aquelas pertencentes à família Brachionidae, que são micrófagas, alimentando de uma variedade de itens alimentares. Em estudos recentes em distintos ambientes lênticos da planície de inundação do rio Paraná, Palazzo et al. (2021) também registraram maior número de espécies filtradoras.

Outra estratégia de captura de alimentos pelos rotíferos pode ocorrer nas espécies que têm o trofos do tipo Virgado, especializado em rasgar a parede das algas e sugar ou engolir o seu conteúdo, facilmente observado nas espécies de Trichocercidae (Obertegger et al., 2011; Bonecker et al., 2016). As espécies predadoras podem ter o trofos do tipo Forcipado, trofos a qual é alongada e comprimida dorsoventralmente, atuando como um fórceps, o qual é projetado para fora da boca para agarrar ou rasgar o alimento, sendo restrita para Dicranophoridae.

O corpo dos rotíferos é revestido por um tegumento, que pode ser apenas uma fina camada ou uma carapaça cuticular rígida. Quando esse tegumento torna-se mais rígido e menos flexível, as espécies de rotíferos com esse tipo de tegumento são chamados de loricados, já os rotíferos que têm tegumentos mais finos e flexíveis são chamados de aloricados (Bonecker et al., 2016). A presença ou ausência de lorica é um traço importante visto que auxilia na locomoção dos rotíferos, fazendo com que muitos indivíduos loricados ocorram tanto em região litorânea quanto limnética (Fontaneto & Smet, 2015). Neste trabalho, foram registradas maior número de espécies loricadas, visto que as famílias com maior número de espécies nas planícies, Lecanidae e Brachionidae e outras, possuem lorica. As espécies loricadas conseguem sobreviver e persistir por mais tempo no ambiente visto que o tegumento além de auxiliar na locomoção, auxilia também na proteção contra predadores por se tratar de

um tegumento mais rígido, muitas vezes possuindo estruturas de defesa e serve de proteção contra dessecação (Roche, 1987; Almeida et al., 2006; Fontaneto & Smet, 2015).

Ao analisarmos o agrupamento das espécies, é possível verificar que foram formados nove grupos com características funcionais iguais, sendo cada grupo deste composto por espécies com características funcionalmente iguais e alguns grupos com indivíduos com dois tipos de alimentação distintos. Os grupos formados são de espécies i) litorâneas, filtradoras e com lorica; ii) limnéticas, filtradoras, com lorica; iii) limnética, filtradoras e sem lorica; iv) limnéticas, sugadoras, sem lorica; v) litorâneas, sugadoras e sem lorica; vi) litorâneas, predadoras e sem lorica; vii) limnéticas, predadoras e sem lorica; viii) litorâneas, filtradoras e sem lorica; e ix) litorâneas, sugadoras e sem lorica. Segundo Mayfield & Levine (2010) e Bernard-Verdier et al. (2012), a semelhança nas características das espécies esta ligada a filtragem ambiental que irá selecionar as espécies com características semelhantes, entretanto, a competição também pode levar a esse padrão.

4.4 Diversidade beta taxonômica e beta funcional

No período chuvoso as planícies que apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$) na diversidade beta taxonômica foram as dos rios Paraná e Amazonas ambas com grande variação na composição. As planícies dos rios Amazonas, Araguaia e Pantanal possuem menos barramentos se comparadas com a do rio Paraná, portanto, represamentos na planície do rio Paraná podem ter influenciado na manutenção da comunidade no período chuvoso. Perturbações ambientais, promovem a homogeneização taxonômica (Simões et al., 2020) e alterações causadas por barragens podem atuar como filtros ambientais (Agostinho et al., 2008; Roberto et al., 2009; Zuijdggeest et al., 2015). As planícies respondem de forma positiva às perturbações pois são ecossistemas com alta variabilidade natural (Junk et al., 1989; Neiff, 1990).

Como a planície do rio Amazonas quase não possui barramentos, os períodos de seca e chuva são bem marcados (Richey et al., 1989; Trigg et al., 2009; Osório & Rodrigues, 2021). A planície do rio Paraná, além de possuir a barragem de Porto Primavera a montante, possui mais ações antrópicas no seu entorno. Com barramento

do rio, os períodos de seca e chuva nessa planície não são bem delineados, devido ao represamento da água para geração de energia, com abertura das comportas quando a mesma atinge a capacidade máxima de retenção. Por outro lado, a bacia do rio Amazonas por quase não possuir represamentos as lagoas se conectam com maior facilidade, ocasionando assim a homogeneização do ambiente, o que provavelmente pode ter resultado nas diferenças da diversidade beta funcional entre essas duas planícies (Agostinho et al., 1997; Thomaz et al., 2007; Agostinho et al., 2008). As planícies do Araguaia e Pantanal não apresentaram diferença significativa ($P > 0,05$).

Amazonas e Paraná apresentaram variação na diversidade beta funcional no período chuvoso e apresentaram similaridade com as planícies do Araguaia e Pantanal. Como o zooplâncton é um conjunto de organismos cosmopolitas e, como comentado anteriormente, a riqueza e composição destas planícies são similares, estes fatores podem ter influenciado na ocorrência de espécies com características iguais ou as mesmas espécies nessas planícies, o que auxiliou na similaridade entre elas (Lopes et al., 1997; Almeida et al., 2006; De Moraes-Junior et al., 2019). Segundo Bozelli et al. (2015), a variação sazonal no nível da água pode resultar em grandes mudanças na composição e abundância dos organismos.

No período de seca a variação na diversidade beta taxonômica foi diferente quando comparadas as quatro planícies entre si. As planícies que apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$) foram Araguaia e Amazonas, e Paraná e Araguaia. No período de seca os baixos níveis de água podem ter reduzido a conectividade e favorecido a seca em algumas lagoas, o que pode ter gerado ambientes distintos e isolados, fazendo, assim, com que as planícies tornarem-se mais heterogêneas, explicando a diferença entre elas. Assim como a homogeneização é importante em planícies de inundação, a heterogeneidade ambiental tem apresentado relação positiva com a diversidade beta taxonômica (Astorga et al., 2014; Zorzal-Almeida et al., 2017).

Diferentemente da diversidade beta taxonômica no período de seca, a diversidade beta funcional não apresentou diferença significativa ($P > 0,05$). Ambientes mais isolados tendem a ser mais heterogêneos e ambientes com maior heterogeneidade ambiental possuem espécies diferentes (Thomaz et al., 2007). Entretanto, diferentemente do esperado, a diversidade beta funcional entre as planícies e o período de seca apresentaram similaridade ($P > 0,05$). No período de seca não ocorre conexão entre as lagoas, o que favorece a heterogeneidade ambiental (Thomaz et al., 2007). A

similaridade entre as lagoas das diferentes planícies para este período pode acontecer devido a dispersão de ovos de resistência através de aves migratórias para as planícies (Lopes et al., 1997; De Moraes-Junior et al., 2019). Além disso, a seca pode ter ocasionado a manutenção da comunidade (Lansac-Tôha et al., 2016). Em planícies de inundação a baixa conectividade entre lagoas no período de seca resulta em alta heterogeneidade ambiental, o que limita a dispersão (Lansac-Tôha et al., 2022).

A variação na composição na diversidade beta taxonômica entre as planícies dos rios Amazonas e Paraná são similares entre os períodos hidrológicos se comparado com as demais planícies. Como visto anteriormente, a riqueza de espécies dessas duas planícies é similar. Se compararmos as quatro planícies geograficamente, a planície do rio Paraná ficou mais próxima das planícies do Araguaia e Pantanal. Os rotíferos assim como o zooplâncton em geral, são animais cosmopolitas (Almeida et al., 2006) e muito pequenos, o que facilita a sua dispersão e fuga da predação (De Bie et al., 2012).

A diversidade beta taxonômica pode ser influenciada por vários fatores, como heterogeneidade ambiental, isolamento de *habitat*, grau de conectividade, limitação da dispersão, ações antrópicas, como barramento, e até mesmo eventos históricos (Agostinho et al., 2008; Roberto et al., 2009; Fernandes et al., 2014; Diniz et al., 2021), sendo estes fatores responsáveis por atuar como filtros ambientais e influenciar os padrões de diversidade beta em ecossistemas altamente dinâmicos (Fernandes et al., 2014; Diniz et al., 2021). Diferenças na diversidade beta taxonômica podem ser induzidas pela perda de espécies que possuem características específicas, podendo resultar na perda de funções ecossistêmicas levando ao funcionamento alterado do ecossistema (Braghin et al., 2018).

As planícies de inundação dos rios Amazonas e Araguaia apresentaram maior diferença na diversidade beta funcional entre os diferentes períodos, com períodos bem delineados, enquanto o Pantanal e rio Paraná possuem uma homogeneização funcional entre os diferentes períodos. As planícies de inundação do Amazonas e Araguaia quase não possuem barreiras físicas como as existentes na planície do rio Paraná, sendo estas consideradas de fluxo contínuo, o que possibilita a heterogeneidade ambiental (Richey et al., 1989; Trigg et al., 2009; Osório & Rodrigues, 2021). Como discutido anteriormente, a planície do rio Paraná possui a barragem de Porto Primavera a montante, que é responsável pela geração de energia e

retém boa parte da água das chuvas, mantendo assim a comunidade de rotíferos por mais tempo (Agostinho et al., 1997; Thomaz et al., 2007; Souza-Filho, 2009; Osório & Rodrigues, 2021). A planície do Pantanal é de fluxo livre e o que pode explicar a homogeneização funcional desta planície entre os diferentes períodos é a dispersão de espécies mesmo que seja em escala pequena dentro da própria planície entre as lagoas. A limitação da dispersão pode ser um importante preditor, principalmente quando se tratam de ambientes isolados (Lansac-Tôha et al., 2016).

Para a diversidade beta taxonômica levando em conta as variáveis ambientais e o período hidrológico, todas as planícies encontraram-se heterogêneas nas variáveis ambientais exceto a planície do rio Paraná. As diferenças na diversidade beta taxonômica podem ocorrer devido uma substituição de espécies por outras (rotatividade) ou diferença na riqueza das espécies, onde espécies de uma comunidade são subconjunto de espécies de outra comunidade (aninhamento), podendo também ocorrer as duas ações (Baselga & Leprieur, 2015; Braghin et al., 2018). O represamento também pode causar a perda de espécies raras e disseminação de espécies comum, podendo as espécies comuns, que são mais adaptadas às condições ambientais distintas, ocorrer em diferentes locais (McKinney & Lockwood, 1999; Braghin et al., 2018), influenciando em uma homogeneização no ambiente. Sabe-se que os rotíferos são animais oportunistas, favorecendo-se de ambientes com grande quantidade de nutrientes para a sua reprodução (Almeida et al., 2006). As condições do ambiente podem favorecer algumas espécies, selecionando quais podem sobreviver ou persistir em um determinado *habitat*. As variáveis ambientais podem influenciar na distribuição e abundância das espécies, sendo essas variáveis responsáveis por atuar como filtro ambiental e selecionar espécies com características adequadas aquelas condições locais, fazendo assim com que estas consigam sobreviver e colonizar o ambiente (Cadotte et al., 2011).

Diferentemente da diversidade beta taxonômica, a db-RDA que analisa a diversidade beta funcional em relação aos períodos e planícies, demonstrou uma maior heterogeneidade ambiental com os períodos hidrológicos bem delineados. A diversidade beta funcional utilizando características funcionais tende a ser mais sensível a perturbações ambientais se comparada com a diversidade beta taxonômica, o que possibilita conduzir a remediação de perturbações ambientais antes de ocorrer perda de espécies (Braghin et al., 2018; Oliveira et al., 2018; Simões et al., 2020). Diaz

& Cabido (2001) constataram que a diversidade de características funcionais aumenta a eficiência na utilização de recursos em ambientes heterogêneos. A diversidade funcional vem sendo utilizada a fim de compreender como a riqueza ou diversidade das espécies se relaciona com a função do ecossistema (Petchey et al., 2004; Cadotte et al., 2009; Flynn et al., 2011) e sua resposta ao estresse ou perturbação ambiental (Norberg et al., 2001; Suding et al., 2008). Mesmo com as planícies aluviais respondendo mais positivamente às perturbações ambientais, possuem mecanismos que podem amortecer essas perturbações (Simões et al., 2013). Um exemplo disso é o tempo de retorno após uma perturbação (resiliência) (Pimm, 1984; Fischer et al., 2001). Assim como para a diversidade beta taxonômica, na diversidade beta funcional as variáveis ambientais também atuam como filtros ambientais selecionando quais espécies podem sobreviver ou persistir/resistir no ambiente (Liu et al., 2023).

5 CONCLUSÃO

Conforme os resultados, as variáveis ambientais são capazes de selecionar quais espécies podem persistir e resistir em um determinado ambiente. As variáveis ambientais influenciaram mais na diversidade beta taxonômica do que na diversidade beta funcional. A maioria das planícies analisadas (Amazonas, Araguaia e Pantanal) apresentaram heterogeneidade ambiental nos diferentes períodos hidrológicos, ao passo que a planície do rio Paraná apresentou maior homogeneização ambiental nos diferentes períodos. Como discutido anteriormente, este fato pode ter ocorrido devido os represamentos e maiores ações antrópicas nesta planície. As diferentes características funcionais podem mostrar respostas individuais a diferentes gradientes, ou seja, mudanças na diversidade podem ocorrer com alterações mínimas na riqueza, por isso é importante estudar a diversidade beta taxonômica e beta funcional em conjunto. É de suma importância continuar realizando o monitoramento destas planícies visto que estas são as quatro maiores planícies do Brasil e abrigam uma imensa biodiversidade. Portanto faz-se necessário mais estudos que incluam as análises ambientais, afim de se obter uma melhor resposta sobre o ambiente. Existem previsões teóricas de que a função do ecossistema aumenta com a diversidade beta funcional. Mudanças na diversidade beta taxonômica podem resultar em perda de

funções no ecossistema a longo prazo, podendo alterar o seu funcionamento. Alguns autores propõem que a diversidade beta funcional seja utilizada juntamente com a diversidade beta taxonômica para se compreender melhor os impactos humanos nos ecossistemas e assim prever medidas de proteção e conservação.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A, H.F, Júlio Junior, L.C. Gomes, L.M, Bini., & Agostinho, C.S., 1997. Composição, abundância e distribuição espaço temporal da ictiofauna. In: Vazzoler, A. E. A. M., A.A. Agostinho & N.S. Hahn, eds. A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: Eduem: Nupélia, 179-208.
- Agostinho, A. A, S. M. Thomaz., & K. Nakatani., 2002. A planície de inundação do Alto rio Paraná - Site 6. In: Seeliger, U.; C. Cordazzo. & F. A. R. Barbosa. (Ed.). Os Sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração. Belo Horizonte: UFMG. Programa PELD, 101-124.
- Agostinho, A., F.M. Pelicice & L.C, Gomes., 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>
- Allan, J. D., 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110: 165–180.
- Almeida, V. L. dos S., M. E. L. de Larrazábal, A. do N. Moura., & M. de Melo Júnior., 2006. Rotifera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia Museu de Ciências Naturais*, 96: 445–451. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212006000400009>
- Amaral, D. C., F. F. Bomfim., & F. A. Lansac-Tôha., 2022. Environmental heterogeneity drives the distribution of copepods (Crustacea: Copepoda) in the Amazon, Araguaia, Pantanal, and Upper Paraná floodplains. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* Academia Brasileira de Ciências, 94 (2). <https://doi.org/10.1590/0001-3765202220191260>
- Anderson, M. J., K.E, Ellingsen., & B. H, McArdle., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683–693. [https://doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x](https://doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x)
- Andrade-Sossa, C. M., C.A, García-Folleco, S.R, Rodríguez-Munar, Duque ., & E. Realpe., 2011. Efectos de la fluctuación del nivel del agua sobre la estructura del ensamblaje de rotíferos en el lago largo (Sistema Yahuaraca - Llanura de inundación del Río Amazonas - Colombia). *Limnologia, Caldasia*, 33(2): 519-537.
- Aoyagui, A. S. M., C. C. Bonecker, F. A. Lansac-Tôha., & L. F. M. Velho., 2003. Estrutura e dinâmica dos rotíferos no reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 25: 31–39. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v25i1.2079>

- Astorga, A., R. Death., F., Paavola, R., M. Chakraborty., & T. Muotka., 2014. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: The case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution*, 4: 2693–2702. <https://doi.org/10.1002/ece3.1124>
- Baselga, A., & F. Leprieur., 2015. Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6: 1069-1079. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12388>
- Bernard-Verdier, M., M. L. Navas, M. Vellend, C. Violle, A. Fayolle., & E. Garnier., 2012. Community assembly along a soil depth gradient: contrasting patterns of plant trait convergence and divergence in a Mediterranean rangeland. *Journal of Ecology*, 100: 1422–1433. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12003>
- Bomfim, F. D. F., T. Mantovano, L. T. F. Schwind, F. Palazzo, C. C. Bonecker., & F. A. Lansac-Tôha., 2016. Geographical spread of the invasive species *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879) and *K. bostoniensis* (Rousselet, 1908): A scientometric approach. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 38: 29-36. <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v38i1.28252>
- Bonecker, C. C , F. A. Lansac-Toha., & JC.Y. Joko., 2016. Rotifera. In: Fransozo, Adilson; Negreiros-Fransozo, Maria Lúcia. (Org.). *Zoologia de Invertebrados*. 1ed. Rio de Janeiro-RJ: Editora Roca, 1:195-207.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha, & D. C. Rossa., 1998. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, state of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology Instituto*, 41: 447–456. <https://doi.org/10.1590/S1516-89131998000400009>
- Bonecker, C.C, L. P. Diniz, L. de S. M. Braghin, T. Mantovano, J. V. F. da Silva, F. de F. Bomfim, D. A. Moi, S. Deosti, G. N. T. dos Santos, D. A. das Candeias, A. J. de M. M. Mota, L. F. M. Velho., & F. A. Lansac-Tôha., 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>
- Bonecker, C.C, F.A, Lansac-Tôha., & Jr, H. F. Júlio., 2009. A origem e a consolidação do conceito de ecossistema. In: F. A, Lansac Tôha; E. Benedito; E. F. de Oliveira (Org.). *Contribuição da história da ciência e das teorias ecológicas para Limnologia*. Maringá: Eduem, 361-38
- Bozelli, R. L, S.M,Thomaz, A.A, Padial, P.M, Lopes., & L.M, Bini., 2015. As inundações diminuem a diversidade beta do zooplâncton e a heterogeneidade ambiental em um sistema de várzea amazônica. *Hydrobiologia*, 753: 233-241. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-015-2209-1>
- Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hilbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson., & T. Weglenska., 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 21: 477–483.(Impress)

Braghin, L. S. M. Estruturação funcional do zooplâncton no espaço e no tempo em uma planície de inundação Neotropical, 2019. Trabalho de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Maringá: Universidade Estadual de Maringá.

Braghin, L. de S. M., B. de A. Almeida, D. C. Amaral, T. F. Canella, B. C. G. Gimenez., & C. C. Bonecker., 2018. Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology*, 63: 721–730. DOI: [10.1111/fwb.13117](https://doi.org/10.1111/fwb.13117)

Braghin, L., J. Dias, N. Simões., & C. Bonecker., 2021. Food availability, depth, and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain. *Aquatic Sciences*, 83: 10. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00763-7>

Braga, G.G., V. Becker, J.N.P, de Oliveira, J.R, Mendonça-Junior, A.F.M, Bezerra, L.M, Torres, A.M.F, Galvão., & A. Mattos., 2015. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27, 15-23. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2214>

Branco, W. C.C., R. De Moraes Lima Silveira., & M. Manzi Marinho., 2018. Flood pulse acting on a zooplankton community in a tropical river (Upper Paraguay River, Northern Pantanal, Brazil). *Fundamental and Applied Limnology*, 192: 23–42. Doi: [10.1127/fal/2018/1155](https://doi.org/10.1127/fal/2018/1155)

Brown, J.H & M.V, Lomolino., 1998. *Biogeography*. 2 ed. Sunderland Massachusetts: Sinauer Associates, Inc,704.

Brown, J. H., A. P. Allen & J. F. Gillooly., 2007. The metabolic theory of ecology and the role of body size in marine and freshwater ecosystems. In Hildrew, A. G., D. G. Raffaelli & R. E. Brown (eds), *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge: 1–15.

Cadotte, M.W., J. Cavender-Bares, D. Tilman., & T.H. Oakley., 2009. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. *PLoS ONE*, 4: 5695. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005695>

Cadotte, M. W., K. Carscadden., & N. Mirotchnick, 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>

Cardoso, P., F. Rigal., & J.C, Carvalho., 2015. BAT - Biodiversity Assessment Tools, an R Package for the Measurement and Estimation of Alpha and Beta Taxon, Phylogenetic and

Functional Diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6: 232–236. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12310>

Cianciaruso, M. V., I. A. Silva, & M.A Batalha., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9: 93–103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>

De-Lamonica-Freire, E. M., & C.W.Heckman., 1996. The Seasonal Succession of Biotic Communities in Wetlands of the Tropical Wet-and-Dry Climatic Zone: III. The Algal Communities in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil, with a Comprehensive List of the Known Species and Revision of two Desmid Taxa. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 81: 253–280.

Deosti, S., F. Bomfim, F. Lansac-Tôha, B. Quirino, C. Bonecker., & F. Lansac-Tôha., 2021. Zooplankton taxonomic and functional structure is determined by macrophytes and fish predation in a Neotropical river. *Hydrobiologia* , 848: 1–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04527-8>

De Bie, T., L De Meester, L Brendonck, K Martens, B Goddeeris, D Ercken, H Hampel, L Denys, L Vanhecke, K Van der Gucht, J Van Wichelen, W Vyverman., & S A J Declerck., 2012. Body Size and Dispersal Mode as Key Traits Determining Metacommunity Structure of Aquatic Organisms. *Ecology Letters*,15: 740–747. [Doi: 10.1111/j.1461-0248.2012.01794.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01794.x)

De Moraes-Junior, C. S., M. De Melo-Júnior, T. Gonçalves-Souza., & R. M. De Lyra-Neves., 2019. Zoochory of zooplankton: seasonality and bird morphological diversity can influence metacommunity dynamics of temporary ponds. *Journal of Plankton Research*, 41: 465–477. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0816>

Diniz, L. P., D. K. Petsch., & C. C. Bonecker., 2021. Zooplankton β diversity dynamics and metacommunity structure depend on spatial and temporal scales in a Neotropical floodplain. *Freshwater Biology*, 66: 1328–1342. <https://doi.org/10.1111/fwb.13719>

Diaz, S., & M. Cabido., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 646–655. [Doi: https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

Dumont, H.J. Workshop on taxonomy and biogeography., 1980. *Hydrobiologia*, 73: 205-206.

Duré, G. A. V., N. R. Simões, L. de S. M. Braghin., & S. M. M. S. Ribeiro., 2021. Effect of eutrophication on the functional diversity of zooplankton in shallow ponds in Northeast Brazil. *Journal of Plankton Research*, 43: 894–907. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbab064>

Esteves, F.A. & F. Meirelles-Pereira., 2011. Eutrofização artificial. *Fundamentos de*

Limnologia. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 625-55

Esteves, F. A., & A. A. Amado., 2011. Nitrogênio. Esteves. F. A. (Org.). Fundamentos de Limnologia. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 239-258.

EMBRAPA - O PANTANAL - <https://www.embrapa.br/pantanal/apresentacao/o-pantanal>. Acessado em: 25/03/2023.

Fernandes, I. M., R. Henriques-Silva, J. Penha, J. Zuanon., & P.R. Peres-Neto., 2014. Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: The case of floodplain-fish communities. *Ecography*, 37, 464–47. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00527.x>

Fischer, J. M., T. M. Frost., & A. R. Ives., 2001. Compensatory dynamics in zooplankton community responses to acidification: measurement and mechanisms. *Ecological Application*, 11: 1060–1072. <https://doi.org/10.2307/3061012>

Flynn, D.F.B., N. Mirotchnick, M, Jain, M. I, Palmer., & S, Naem., 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity-ecosystem function relationships. *Ecology*, 92(8):1573-81 [Doi: 10.1890/10-1245.1](https://doi.org/10.1890/10-1245.1)

Fontaneto, D., & W. H, De Smet., 2015. Rotifera, Chapter 4. In: Schmidt-Rhaesa (editor). *Handbook of Zoology. Volume 3, Gastrotricha and Gnathifera*. Berlin: De Gruyter GmbH, 217-300.

Garcia, F. C., 2000. Caracterização físico-química de lagoas da planície de alagamento do Alto Rio Paraguai, sepotuba e cabaçal, em cáceres, mato grosso. III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal - os desafios do novo milênio.

Gomes, A. C. A. M., R. L. Macêdo, L. F. Gomes, L. F. M. Velho, O. Rocha, & L. C. G. Vieira., 2022. Range expansion of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) throughout a biogeographic boundary between the Brazilian savanna and the Amazon. *Aquatic Sciences*, 84:28. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00861-8>

Gomes, L. F., H. R. Pereira, A. C. A. M. Gomes, M. C. Vieira, P. R. Martins, I. Roitman., & L. C. G. Vieira., 2019. Zooplankton functional-approach studies in continental aquatic environments: a systematic review. *Aquatic Ecology*, 53: 191–203. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09682-8>

Golterman, H. L.; R. S, Clymo., & M. A, Ohstad., 1978. *Methods for physical & chemical analysis of freshwater*. 2a ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 231.

Jersabeck, C.D., & M. F, Leitner. *The Rotifer World Catalog*. Publicação eletrônica da World

Wide Web. 2013. Disponível em:<<http://www.rotifera.hausdernatur.at/>>. Acesso em novembro de 2020.

Jersabeck, C.D, H. Segers., & B.J, Dingmann., 2003. The Frank J. Myers Rotifera collection. The whole collection in digital images. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Special Publications. Philadelphia.

Joko, C. Y. Taxonomia de rotíferos monogonontas da planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR), 2016. Trabalho de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Maringá: Universidade Estadual de Maringá.

Junk, W. J., P. B. Bayley., & R. E. Sparks., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110–127. (Impress)

Koste, W. Rotatoria., 1978. Die Rädertiere Mittel-europas, 2.ed. Gebrüder Borntraeger, Berlim and Stuttgart. (Impress)

Keppeler, E. C., 2003. Comparative study of the zooplankton composition of two lacustrine ecosystems in Southwestern Amazonia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 25(2): 467-477. (Impress)

Keppeler, E. C., & E. R. Hardy., 2004. Abundance and composition of Rotifera in an abandoned meander lake (Lago Amapá) in Rio Branco, Acre, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21: 233–241. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752004000200011>

Keppeler, E. C., A. J. Serra, L. J. S. Vieira., & J. de O. Pereira., 2018. Seasonal fluctuations of Rotifera in a tropical lake in Amazonia (Acre River floodplain, Brazil) Fluctuación estacional de Rotifera de un lago tropical en la Amazonia (llanura de inundación del Río Acre, Brasil). *Hidrobiológica*, 28(3): 335-347. [Doi: 10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2018v28n3/Cassiano](https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2018v28n3/Cassiano)

Karabin, A., 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. II. Modifying effect of biotic agents. *Ekologia Polska*, 33: 617–644. (Impresso).

Lansac-Tôha, F.A, C.C, Bonecker, L.F.M, Velho., & A.F, Lima., 1997. Comunidade zooplanctônica. In: Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & N.S, Hahn (Eds). *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Eduem, 117-155.

Lansac-Toha, F. A., C.C, Bonecker., & L.F.M, Velho., 2004. Composition species richness and abundance of the zooplanktonic community. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds) *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, 145-190

Lansac-Tôha, F.A., C. C. Bonecker, L. F. M. Velho, N.R. Simões, J. D. Dias, G. M. Alves., & E.M, Takahashi.,2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology*, 69: 539–549. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300009>

Lansac-Tôha, F. M., B.R, Meira, B.T, Segovia, F.A, Lansac-Tôha., & L.F.M, Velho.,2016. Hydrological connectivity determining metacommunity structure of planktonic heterotrophic flagellates. *Hydrobiologia*, 7811: 81–94. [Doi:10.1007/s10750-016-2824-5](https://doi.org/10.1007/s10750-016-2824-5)

Lansac-Tôha, F. M., L. Bini, M., Heino, J., B.R, Meira, B.T, Segovia, C.S, Pavanelli, C.C, Bonecker, C. P, de Deus, E. Benedito, G.M, Alves, G.I, Manetta, J.D, Dias, L.C.G, Vieira, L.C, Rodrigues, M. do Carmo Roberto, M.R, Brugler, M.J, Lemke, M. Tessler, R. De Salle, R.P, Mormul, S. Amadio, S.F, Lolis, S. Jati, T. Siqueira, W.M, Silva, J. Higuti, F.A, Lansac-Tôha, K. Martens., & L.F.M, Velho., 2021. Scale-dependent patterns of metacommunity structuring in aquatic organisms across floodplain systems. *Journal of Biogeography*, 48: 872–885. [Doi: 10.1111/jbi.14044](https://doi.org/10.1111/jbi.14044)

Lansac-Tôha, F. M., J. Heino, L. M. Bini, O. Peláez, M. T. Baumgartner, B. A. Quirino, A. Pineda, B. R. Meira, F. M. Florêncio, F. R. Oliveira, F. F. Bomfim, M. J. Silveira, M. S. Dainez-Filho, R. Campos, R. M. Dias, C. C. Bonecker, J. Higuti, R. P. Mormul, E. Benedito, C. S. Pavanelli, L. C. Rodrigues, S. Jati, K. Martens, F. A. Lansac-Tôha., & L. F. M. Velho, 2022. Cross-Taxon Congruence of Taxonomic and Functional Beta-Diversity Facets Across Spatial and Temporal Scales. *Frontiers in Environmental Science*, 10:903074. [Doi: 10.3389/fenvs.2022.903074](https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.903074)

Latrubesse, E. M., E. Arima, M. E. Ferreira, S. H. Nogueira, F. Wittmann, M. S. Dias, F. C. P. Dagosta., & M. Bayer., 2019. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, 1. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/csp2.77>.

Laliberté, E., P. Legendre, B. Shipley., & M.E, Laliberté., 2014. Package ‘FD’. Measuring Functional Diversity from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology. R package version 1.0-12.1.

Legendre, P & M. J. Anderson., 1999. Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments, 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)

Liu, P., T. Wang, H. Li, X. Zhang, L. Wang, E. Jeppesen, & B.-P. Han., 2023. Functional diversity and redundancy of rotifer communities affected synergistically by top-down and bottom-up effects in tropical urban reservoirs. *Ecological Indicators*, 155: 111061. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111061>

- Lopes, R.M, F.A, Lansac-Tôha, R.D, Vale., & M. Serafim-Júnior., 1997. Comunidade zooplânctônica do reservatório de Segredo. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Eduem: Maringá, 39-60
- Lucinda, I. 2003. Composição de rotífera em corpos d' água da bacia do Rio Tietê - São Paulo, Brasil. Trabalho de Dissertação, São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 182p.
- Martins, P. R., E. E. Sano, E. S. Martins, L. C. G. Vieira, L. F. Salemi, V. Vasconcelos, & A. F. Couto Júnior., 2021. Terrain units, land use and land cover, and gross primary productivity of the largest fluvial basin in the Brazilian Amazonia/Cerrado ecotone: The Araguaia River basin. *Applied Geography*, 127: 102-379. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102379>
- Magurran, A, 2004. *Measuring Biological Diversity*. Malden: Blackwell Science Ltda.
- Mackereth, F.I.H, J. Heron., & J.F. Talling., 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. London: Freshwater Biological Association, 121. (Impresso)
- Melo, A. S., F. Schneck, L. U. Hepp, N. R. Simões, T. Siqueira, & L. M. Bini., 2011. Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23: 318–331. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000010>
- Mohr, S., & R. Adrian., 2000. Functional responses of the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus rubens* feeding on armored and unarmored ciliates. *Limnology and Oceanography*, 45: 1175–1180. (Impress)
- Moreira, F.W.A, M.G.P, Leite, M.A.G, Fujaco, F.P.C, Mendonça, L.P, Campos., & Eskinazi-Sant'Anna., 2016. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28:7. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0816>
- Mayfield, M. M., & J. M. Levine., 2010. Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. *Ecology Letters*, 13: 1085–1093. <https://doi.org/10.1111/j.14610248.2010.01509.x>
- McKinney, M. L., & J. L. Lockwood., 1999. Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 450–453. (Impress)
- Nogrady, T, R. L, Wallace., & T. W., 1993 *Rotifera: biology, ecology and sytematics*. In: DUMONT, H. J. F. (Coord.). *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands: SPB Academic Publishing. 1 (Impress)
- Norberg, J., D.P, Swaney, J. Dushoff, J.Lin, R. Casagrandi., & S.A, Levin., 2001. Phenotypic diversity and ecosystem functioning in changing environments: a theoretical framework.

Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 98:11376–11381. [Doi: 10.1073/pnas.171315998](https://doi.org/10.1073/pnas.171315998)

Neves, I. F., O. Rocha, K. F. Roche, & A. A. Pinto., 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the River Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 329–343. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200018>

Neiff, J. J., 1990. Aspects of primary productivity in the lower Paraná and Paraguay riverine system. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 3: 77-113. (Impress)

Obertegger, U., H. A. Smith, G. Flaim, & R. L. Wallace., 2011. Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. *Hydrobiologia*, 662: 157–162. [Doi:10.1007/s10750-010-0491-5](https://doi.org/10.1007/s10750-010-0491-5)

Oliveira, A. G., M. T. Baumgartner, L. C. Gomes, R. M. Dias & A. A. Agostinho., 2018. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biology*, 63: 293–305. <https://doi.org/10.1111/fwb.13064>

Oliveira, M. D., & D. F. Calheiros, 2000. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*, 427: 101–112. <https://doi.org/10.1023/A:1003951930525>

Osório, N. C., & L. Rodrigues., 2021. Upper Paraná River floodplain: synthesizing knowledge over time. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 33: 103. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X9420>

Pellicice, F. M., A. A. Agostinho, A. Akama, J. D. Andrade Filho, V. M. Azevedo-Santos, M. V. M. Barbosa, L. M. Bini, M. F. G. Brito, C. R. dos Anjos Candeiro, É. P. Caramaschi, P. Carvalho, R. A. de Carvalho, L. Castello, D. B. das Chagas, C. C. Chamon, G. R. Colli, V. S. Daga, M. S. Dias, J. A. F. Diniz Filho, P. Fearnside, W. de Melo Ferreira, D. A. Z. Garcia, T. K. Krolow, R. F. Kruger, E. M. Latrubesse, D. P. Lima Junior, S. de Fátima Lolis, F. A. C. Lopes, R. D. Loyola, A. L. B. Magalhães, A. Malvasio, P. De Marco, P. R. Martins, R. Mazzoni, J. C. Nabout, M. L. Orsi, A. A. Padial, H. R. Pereira, T. N. A. Pereira, P. B. Perônico, M. Petreire, R. T. Pinheiro, E. F. Pires, P. S. Pompeu, T. C. G. Portelina, E. E. Sano, V. L. M. dos Santos, P. H. F. Shimabukuro, I. G. da Silva, L. B. e Souza, F. L. Tejerina-Garro, M. P. de Campos Telles, F. B. Teresa, S. M. Thomaz, L. H. Tonella, L. C. G. Vieira, J. R. S. Vitule, & J. Zuanon., 2021. Large-scale Degradation of the Tocantins-Araguaia River Basin. *Environmental Management*, 68: 445–452. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01513-7>

Paggi, S. J. de & W. Koste., 1995. Additions to the checklist of Rotifers of the Superorder Monogononta recorded from Neotropis. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 80:133-140. (Impress)

Palazzo, F., F. F. Bomfim, J. D. Dias, N. R. Simões, F. A. Lansac-Tôha, & C. C. Bonecker., 2021. Temporal dynamics of rotifers' feeding guilds shaped by chlorophyll-a, nitrate, and

environmental heterogeneity in subtropical floodplain lakes. *International Review of Hydrobiology*, 106: 95–105.

<https://doi.org/10.1002/iroh.201902037>

Petchey, O. L., & K. J. Gaston., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9: 741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>

Petchey, O., & K. Gaston., 2002. Functional diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters*, 5: 402–411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>

Petchey, O.L., Hector, A. & Gaston, K.J., 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology*, 85: 847–857. <https://doi.org/10.1890/03-0226>

Pedroso, C., F. Miranda Lansac-Tôha, T. Mantovano, & F. A. Lansac-Tôha., 2021. Mechanistic approach and elements of metacommunity structure of the zooplankton of palm swamps in the Neotropical region. *International Review of Hydrobiology*, 106: 217–225. <https://doi.org/10.1002/iroh.202102092>

Pimm, S. L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307: 321–326.

Podani, J., & D. Schmera., 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, 115:179–185. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15048.x>

Podani, J., & D. Schemera., 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. *Oikos*, 120: 1625–1638. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x>

Pompêo, M. L. M, 1999. O disco de Secchi. *Bioikos*. 13: 40-45. (Impress)

Ribeiro, B. I. O., L. de S. M. Braghin, F. M. Lansac-Tôha, F. F. Bomfim, B. A. Almeida, C. C. Bonecker, & F. A. Lansac-Tôha., 2022. Environmental heterogeneity increases dissimilarity in zooplankton functional traits along a large Neotropical river. *Hydrobiologia*, 849: 3135–3147. [Doi: 10.1007/s10750-022-04917-6](https://doi.org/10.1007/s10750-022-04917-6)

Ribeiro, T. A., 2019. Taxonomia, ecologia e distribuição espacial de Rotifera no Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos.

Richey, J. E., L. A. K. Mertes, T. Dunne, R. L. Victoria, B. R. Forsberg, A. C. N. S. Tancredi, & E. Oliveira, 1989. Sources and routing of the Amazon River Flood Wave. *Global Biogeochemical Cycles*, 3: 191–204 (Impress)

Roche, K. E, 1987. Post-encounter vulnerability of some rotifer prey types to predation by the copepod *Acanthocyclops robustus*. *Hydrobiologia*, 147: 229–233. (Impress)

Roberto, M. C., N.N, Santana., & S.M, Thomaz., 2009. Limnology in the Upper Parana 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>

R CORE TEAM, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Santos, M. J. A., E. C. Keppeler, L. J. Soares Vieira, A. J. Serra, & A. S. Ferraudo., 2013. Composición del zooplankton en cinco lagos de la parte alta del río Juruá, Estado de Acre, Brasil. *Revista Peruana de Biología*, 20: 137–144. [Doi:10.15381/rpb.v20i2.2677](https://doi.org/10.15381/rpb.v20i2.2677)

Salt, G. W., 1987. The components of feeding behavior in rotifers. *Hydrobiologia*, 147: 271–281. (Impress)

Serafim Jr, M., C.C, Bonecker, D.C, Rosa, F.A, Lansac-Tôha., & C.L, Costa., 2003. Rotifers of the Upper Paraná River floodplain: addition to the checklist. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 207-212. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200005>

Segers, H., 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa*, 1564: 1–104. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1564.1.1>

Silva, N., F. M. A. Lansac-Tôha, F. Lansac-Tôha, P. Sales, & J. Rocha., 2020. Beta diversity patterns in zooplankton assemblages from a semiarid river ecosystem. *International Review of Hydrobiology*, 106: 29-40. [Doi:10.1002/iroh.201902018](https://doi.org/10.1002/iroh.201902018)

Sodré, E. de O., M. P. Figueiredo-Barros, F. Roland, F. de A. Esteves, & R. L. Bozelli, 2017. Complimentary biodiversity measures applied to zooplankton in a recovering floodplain lake. *Fundamental and Applied Limnology Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung*, 279–298. [Doi: 10.1127/fal/2017/1064](https://doi.org/10.1127/fal/2017/1064)

Simões, N., L. Braghin, G. Duré, J. Santos, S. Sonoda, & C. C. Bonecker., 2020. Changing taxonomic and functional β -diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. *Hydrobiologia*, 847: 3845-3856. [Doi:10.1007/s10750-020-04234-w](https://doi.org/10.1007/s10750-020-04234-w)

Simões, N.R, J.D, Dias, M, Meerhoff, F. A. Lansac-Tôha, L. M. Bini & C. C. Bonecker., 2022. Drivers of zooplankton beta diversity in natural shallow lakes and artificial reservoirs in the Neotropics. *Hydrobiologia*, 849: 3705–3717. [Doi:10.1007/s10750-022-04825-9](https://doi.org/10.1007/s10750-022-04825-9)

Simões, N. R., F. A. Lansac-Tôha & C. C. Bonecker, 2013. Drought disturbances increase temporal variability of zooplankton community structure in floodplains. *International Review of Hydrobiology*, 98: 24–33. <https://doi.org/10.1002/iroh.201201473>

- Simões, N. R., & S. L. Sonoda, 2009. Estrutura da assembléia de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) em um reservatório do semi-árido Neotropical, Barragem de Pedra, Estado da Bahia, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 31(1): 89-95. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v31i1.538>
- Souza Filho, E. E., 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, 69: 707–716. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300024>
- Suding, K.N., S. Lavorel, F.S, Chapin, J.H.C, Cornelissen, S. Diaz, E. Garnier, D. Goldberg, D.U, Hooper, S.T, Jackson., & M.L, Navas., 2008. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology*, 14: 1125-1140. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01557.x>
- Thomaz, S. M., L. Bini, & R. Bozelli., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579:1-13. [Doi:10.1007/s10750-006-0285-y](https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y)
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In: *Encyclopedia of biodiversity*. Elsevier, 587–596. [DOI:10.1016/B0-12-226865-2/00132-2](https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00132-2)
- Trigg, M. A., M. D. Wilson, P. D. Bates, M. S. Horritt, D. E. Alsdorf, B. R. Forsberg., & M. C. Vega., 2009. Amazon flood wave hydraulics. *Journal of Hydrology*, 374: 92–105. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.004>
- Vieira, L. C. G., A. A. Padiá, L. F. M. Velho, P. Carvalho., & L. M. Bini., 2015. Concordance among zooplankton groups in a near-pristine floodplain system. *Ecological Indicators*, 58: 374–381. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.049>
- Vieira, L. C. G., M. V. C. Vital, A. P. C. Fernandes, C. C. Bonecker, J. C. Nabout, C. N. Kraus, J. V. E. Bernardi, L. F. M. Velho., & L. M. Bini., 2017. Sampling sufficiency for estimating zooplankton diversity in neotropical floodplain lakes. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 22: 190–196. <https://doi.org/10.1111/lre.12176>
- Wen, X., P. Zhai, R. Feng, R. Yang, & Y. Xi., 2017. Comparative analysis of the spatio-temporal dynamics of rotifer community structure based on taxonomic indices and functional groups in two subtropical lakes. *Scientific Reports Nature Publishing Group*, 7: 578. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00666-y>
- Wallace, R. L., T.W, Snell., & H.A, Smith., 2015. Chapter 13: Phylum Rotifera. In Thorp, J. H. *Ecology and General Biology*. 4th Ed. Boston: Academic Press, 225–271.
- Zade, S. B., & S. R. Site, 2007. Water Quality Assessment of a Polluted Urban Lake with respect to Zooplankton. *Environment Conservation Journal*, 8, 67–71. <https://doi.org/10.36953/ECJ.2007.080316>

Zorzal-Almeida, S., L.M, Bini., & D.C, Bicudo., 2017. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia*, 800(7):16. [Doi:10.1007/s10750-017-3117-3](https://doi.org/10.1007/s10750-017-3117-3)

Zuijggeest, A. L., R. Zurbrugg, N. Blank, R. Fulcri, D.B, Senn., & B. Wehrli., 2015. Seasonal dynamics of carbon and nutrients from two contrasting tropical floodplain systems in the Zambezi River basin. *Biogeosciences*, 12: 7535–7547. <https://doi.org/10.5194/bg-12-7535-2015>

APÊNDICE A - Tabela 1 Suplementar – Check-list das espécies de rotíferos das quatro planícies de inundação (Amazonas, Araguaia, Pantanal e rio Paraná), nos diferentes períodos hidrológicos (seca e chuva).

Espécies	Planícies							
	Araguaia		Amazônia		Pantanal		Paraná	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Família Lecanidae Remane, 1933								
<i>Lecane amazonica</i> (Murray, 1913)	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	1	1	1	1	1	1	0	1
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lecane haliclysta</i> Harring & Myers, 1926	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	0	1	0	0	1	0	1	1
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Lecane mira</i> (Murray, 1913)	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lecane monostyla</i> (Daday, 1897)	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane robertsonae</i> Segers, 1993	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Lecane rhytida</i> Harring & Myers, 1926	0	0	1	0	1	1	0	0
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913	0	0	1	1	0	1	1	0
Família Brachionidae Ehrenberg, 1838								
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838	0	0	1	0	1	1	0	1
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus dolabratus</i> Harring, 1914	1	1	1	1	1	0	1	1
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Brachionus forficula</i> Wierzejski, 1891	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	1	1	1	1	1	1	0	1
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Brachionus mirabilis</i> Daday, 1897	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Brachionus zahniseri</i> Ahlstrom, 1934	0	1	1	1	0	1	0	0
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	0	1	0	1	0	0	1	1
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	1	1	1	1	1	0	1	1
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Keratella lenzi</i> Hauer, 1953	0	1	1	0	0	0	1	0

<i>Keratella serrulata</i> (Ehrenberg, 1838)	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	1	1	1	1	0	1	1	1
<i>Plationus patulus macracanthus</i> (Daday, 1905)	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Platyias leloupi</i> Gillard, 1957	0	1	1	1	1	0	1	1
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	1	1	1	1	1	1	1	1

Família Trichocercidae Harring, 1913

<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks, 1912)	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Trichocerca chathoni</i> (Beauchamp, 1907)	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Trichocerca heterodactyla</i> (Tschugunoff, 1921)	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Trichocerca iernis</i> (Gosse, 1887)	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Trichocerca myersi</i> (Hauer, 1931)	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca rutneri</i> Donner, 1953	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Trichocerca scipio</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	1	1	1	0	0	0	1	1
<i>Trichocerca similis grandis</i> Hauer, 1965	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca tenuidens</i> (Hauer, 1931)	0	0	0	1	0	0	0	0

Família Euchlanidae Ehrenberg, 1838

<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	0	1	1	1	1	1	1	0
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Diplois daviesiae</i> Gosse, 1886	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1830	0	1	1	1	1	0	1	1
<i>Euchlanis incisa</i> Carlin, 1939	0	1	1	0	1	0	0	1
<i>Euchlanis incisa f. mucronata</i> Ahlstrom, 1934	0	0	0	0	0	1	0	0

Família Mytilinidae Harring, 1913

<i>Mytilina acanthophora</i> Hauer, 1938	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Mytilina bicarinata</i> (Perty, 1850)	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina macrocera</i> (Jennings, 1894)	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	0	1	0	0	0	1	1	0
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	1	1	1	1	1	1	1	1

Família Testudinellidae Harring, 1913

<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	0	1	0	0	1	1	0	1
<i>Testudinella ohlei</i> Koste, 1972	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pompholyx triloba</i> Pejler, 1957	0	0	0	0	0	0	1	0

Família Trochosphaeridae Harring, 1913

<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Filinia saltator</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	0	0	1	1	0	0	1	1

Família Synchaetidae Hudson & Gosse, 1886

<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894)	0	0	1	1	0	0	1	0
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	1	1	1	1	1	0	0	1
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	0	1	1	1	1	0	1	1
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832	0	0	1	0	0	0	1	1
Família Flosculariidae Ehrenberg, 1838								
<i>Floscularia</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Ptygura</i> sp	0	0	0	0	1	0	0	0
Família Notommatidae Hudson & Gosse, 1886								
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	0	1	1	1	1	0	1	1
<i>Enteroplea lacustris</i> Ehrenberg, 1830	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Eosphora anthadis</i> Harring & Myers, 1922	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Monommata arndti</i> Remane, 1933	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Notommata cerberus</i> (Gosse, 1886)	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg, 1834	0	1	1	1	0	0	0	1
<i>Notommata pachyura</i> (Gosse, 1886)	0	1	0	1	0	0	1	1
<i>Notommata saccigera</i> Ehrenberg, 1830	0	1	0	0	0	0	0	0
Família Lepadellidae Harring, 1913								
<i>Lepadella donneri</i> Koste, 1972	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)	0	1	0	1	0	1	1	0
Família Conochilidae Harring, 1913								
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	1	0	1	0	1	0	1	1
<i>Conochilus natans</i> (Seligo, 1900)	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	0	0	1	0	0	0	1	0
Família Gastropodidae Harring, 1913								
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	0	1	1	0	1	0	1	1
<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	0	1	1	0	0	0	1	1
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1838)	0	1	0	1	0	0	1	1
Família Proalidae Harring & Myers, 1924								
<i>Proales</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0
Família Dicranophoridae Harring, 1913								
<i>Dicranophoroides caudatus</i> (Ehrenberg, 1834)	0	1	1	1	1	0	0	0
<i>Dicranophoroides claviger</i> (Hauer, 1965)	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Dicranophorus epicharis</i> Harring & Myers, 1928	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dicranophorus forcipatus</i> (Müller, 1786)	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dicranophorus rostratus</i> (Dixon-Nuttall & Freeman, 1902)	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranophorus</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Encentrum</i> sp	0	0	0	0	1	0	0	0
Família Trichotriidae Harring, 1913								
<i>Macrochaetus collinsii</i> (Gosse, 1867)	0	1	0	1	0	0	1	0
<i>Macrochaetus longipes</i> Myers, 1934	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Macrochaetus sericus</i> (Thorpe, 1893)	0	1	0	0	0	0	0	1

APÊNDICE B -Tabela 2 Suplementar - Traços funcionais das espécies de rotíferos que ocorreram nas quatro planícies de inundação (Amazonas, Araguaia, Pantanal e Paraná)

Espécies	Tamanho corporal (µm)	Habitat	Tipo de alimentação	Lorica
<i>Lecane amazonica</i> (Murray, 1913)	115	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	114.6	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	109.4	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	131.3	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	150	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane haliclysta</i> Harring & Myers, 1926	97.5	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	175	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	134.4	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	126.9	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	101.9	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane mira</i> (Murray, 1913)	145	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane monostyla</i> (Daday, 1897)	69	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	107.7	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956	113	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane robertsonae</i> Segers, 1993	98	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	162.5	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane rhytida</i> Harring & Myers, 1926	81	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)	113	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913	173	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	107.5	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus bidentatus</i> Anderson, 1889	368	Limnética	Filtrador	presente

<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838	368	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	201.2	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	270	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	107.5	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus dolabratus</i> Haring, 1914	167	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	430	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus forficula</i> Wierzejski, 1891	100	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	145	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus mirabilis</i> Daday, 1897	110	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	138.8	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	239	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	143.8	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773	187.5	Limnética	Filtrador	presente
<i>Brachionus zahniseri</i> Ahlstrom, 1934	250	Limnética	Filtrador	presente
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	113.9	Limnética	Filtrador	presente
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	159.7	Limnética	Filtrador	presente
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	107.2	Limnética	Filtrador	presente
<i>Keratella lenzi</i> Hauer, 1953	112.5	Limnética	Filtrador	presente
<i>Keratella serrulata</i> (Ehrenberg, 1838)	140	Limnética	Filtrador	presente
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	115.4	Limnética	Filtrador	presente
<i>Plationus patulus macracanthus</i> (Daday, 1905)	141.5	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	122.5	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Platylas leloupi</i> Gillard, 1957	218.8	Limnética	Filtrador	presente
<i>Platylas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	141.7	Limnética	Filtrador	presente
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	660	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks, 1912)	133.3	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	325	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca heterodactyla</i> (Tschugunoff, 1921)	135	Litorânea	Sugador	presente

<i>Trichocerca iernis</i> (Gosse, 1887)	88.5	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca chathoni</i> (Beauchamp, 1907)	225	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	175	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca myersi</i> (Hauer, 1931)	175	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	85.5	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca ruttneri</i> Donner, 1953	250	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca scipio</i> (Gosse, 1886)	140	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca similis grandis</i> Hauer, 1965	300	Litorânea	Sugador	presente
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	408	Litorânea	Sugador	presente
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	760	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	508	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Diplois daviesiae</i> Gosse, 1886	190	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1830	187.8	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Euchlanis incisa f. mucronata</i> Ahlstrom, 1934	229.3	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Euchlanis incisa</i> Carlin, 1939	100	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Mytilina acanthophora</i> Hauer, 1938	164	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Mytilina bicarinata</i> (Perty, 1850)	175	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Mytilina macrocera</i> (Jennings, 1894)	320	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	212.5	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	175	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	181.5	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Testudinella ohlei</i> Koste, 1972	140	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	350	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Pompholyx triloba</i> Pejler, 1957	83.5	Limnética	Filtrador	presente
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	140.6	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	220.2	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Filinia saltator</i> (Gosse, 1886)	149	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	138.3	Limnética	Filtrador	ausente

<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894)	131.5	Limnética	Filtrador	presente
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	96.5	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	115.3	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	86	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832	110.4	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Floscularia</i> sp.	112.5	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Ptygura</i> sp	350	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	114	Litorânea	Sugador	presente
<i>Enteroplea lacustris</i> Ehrenberg, 1830	431.5	Litorânea	Sugador	ausente
<i>Eosphora anthadis</i> Harring & Myers, 1922	312	Litorânea	Sugador	ausente
<i>Monommata arndti</i> Remane, 1933	210	Litorânea	Sugador	ausente
<i>Notommata cerberus</i> (Gosse, 1886)	355	Litorânea	Sugador	ausente
<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg, 1834	544.5	Litorânea	Sugador	ausente
<i>Notommata pachyura</i> (Gosse, 1886)	482	Litorânea	Sugador	ausente
<i>Notommata saccigera</i> Ehrenberg, 1830	271.5	Litorânea	Sugador	ausente
<i>Lepadella donneri</i> Koste, 1972	97	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	150	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)	145	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	112.5	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Conochilus natans</i> (Seligo, 1900)	75	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	175	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	170	Limnética	Sugador	ausente
<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)	176.5	Limnética	Sugador	ausente
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	165	Limnética	Sugador	ausente
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1838)	96.9	Limnética	Sugador	ausente
<i>Proales</i> sp.	120	Litorânea	Filtrador	ausente
<i>Dicranophoroides caudatus</i> (Ehrenberg, 1834)	310	Litorânea	Predador	ausente
<i>Dicranophoroides claviger</i> (Hauer, 1965)	187	Litorânea	Predador	ausente

<i>Dicranophorus epicharis</i> Haring & Myers, 1928	238	Litorânea	Predador	ausente
<i>Dicranophorus forcipatus</i> (Müller, 1786)	296	Litorânea	Predador	ausente
<i>Dicranophorus rostratus</i> (Dixon-Nuttall & Freeman, 1902)	258	Litorânea	Predador	ausente
<i>Dicranophorus sp</i>	325	Litorânea	Predador	ausente
<i>Encentrum sp</i>	176.5	Litorânea	Predador	ausente
<i>Macrochaetus collinsii</i> (Gosse, 1867)	250	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Macrochaetus longipes</i> Myers, 1934	87	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Macrochaetus sericus</i> (Thorpe, 1893)	112	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Macrochaetus subquadratus</i> Perty, 1850	157	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	295	Litorânea	Filtrador	presente
<i>Collotheca cf. ambigua</i> (Hudson, 1883)	350	Litorânea	Filtrador	ausente
<i>Collotheca sp</i>	380	Litorânea	Filtrador	ausente
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	234	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	151.9	Limnética	Filtrador	ausente
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1854)	1500	Limnética	Predador	ausente
<i>Asplanchna intermedia</i> Hudson, 1886	465	Limnética	Predador	ausente
<i>Epiphanes clavulata</i> (Ehrenberg, 1831)	125	Litorânea	Filtrador	ausente
<i>Epiphanes macroura</i> (Barrois & Daday, 1894)	187.5	Litorânea	Filtrador	ausente
<i>Epiphanes sp</i>	156.3	Litorânea	Filtrador	ausente
<i>Scaridium sp</i>	400	Litorânea	Predador	presente
<i>Itura deridderae</i> Segers, 1993	305	Limnética	Predador	ausente
<i>Itura viridis</i> (Stenroos, 1898)	300	Limnética	Predador	ausente
Bdelloidea	625	Litorânea	Filtrador	ausente

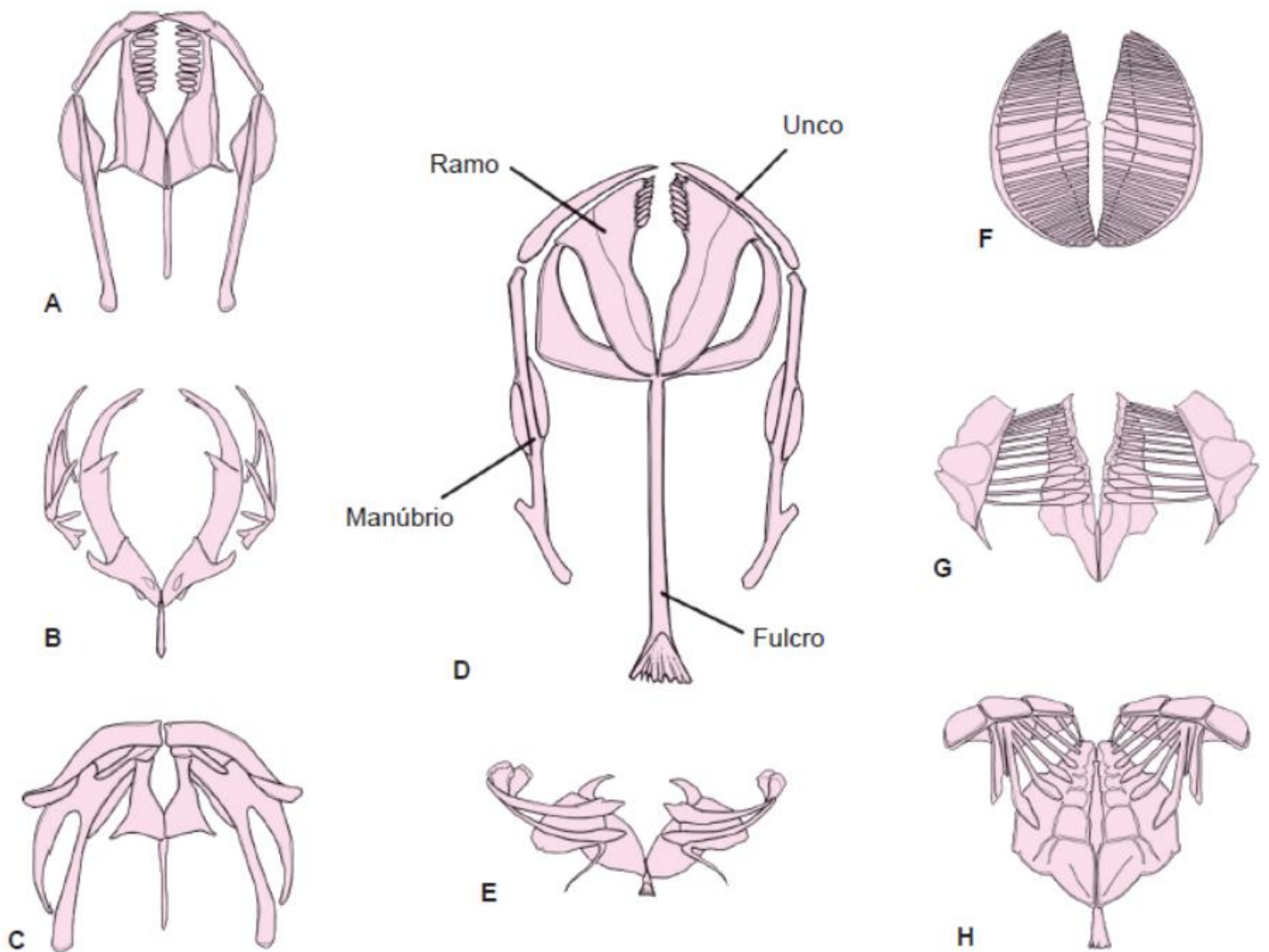


Fig 1 Suplementar – Tipos de Trofos dos rotíferos encontrados neste trabalho nas quatro planícies de inundação. A e B – Predador; C e E – Sugador e F, G e H – Filtrador. Fonte: Zoologia dos Invertebrados – Bonecker et al., 2016

APÊNDICE C - Tabela 3 Suplementar – Permanovas e permutestes da diversidade beta taxonômica e beta funcional das quatro planícies de inundação (Amazonas, Araguaia, Pantanal e Paraná)

PERMANOVA DIVERSIDADE BETA TAXONÔMICA						
AMBIENTAL + PERÍODO HIDROLÓGICO + PLANÍCIES	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr (>F)	
Ambientais\$Planícies	3	7758	0.17330	117497	0.001***	
Ambientais\$Período hidrológico	1	3129	0.06990	142173	0.001***	
Ambientais\$Planícies: Ambientais\$Período hidrológico	3	5487	0.12256	83096	0.001***	
Residual	129	28392	0.63423			
Total	136	44765	100000			

PERMUTEST DIVERSIDADE BETA TAXONÔMICA PARA OS DIFERENTES PERÍODOS						
PERÍODO HIDROLÓGICO + PLANÍCIES	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	Pr (>F)
Groups	3	0.08809	0.0293634	46919	999	0.003*
Residuals	133	0.83236	0.0062583			
Comparação par a par						
	Amazônia	Araguaia	Pantanal	Paraná		
Amazonas		0.0800000	0.0090000	0.748		
Araguaia	0.1044116		0.2090000	0.028		
Pantanal	0.0098800	0.2215830		0.002		
Paraná	0.7714769	0.0300883	0.0012757			

PERMANOVA DIVERSIDADE BETA FUNCIONAL PARA AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS				
VARIÁVEIS AMBIENTAIS	Df	SumOfSqs	F	Pr (>F)
OD	1	2975	82714	0.001***
CONDUTIVIDADE	1	0.982	27301	0.001***
PT	1	1683	46794	0.001***
NT	1	0.890	24742	0.001***
PROF (M)	1	0.567	15770	0.048*
No3	1	0.611	16694	0.035*
TEMPH20	1	0.549	15274	0.066
Residual	1	46400		

PERMANOVA DIVERSIDADE BETA FUNCIONAL					
AMBIENTAL + PERÍODO HIDROLÓGICO + PLANÍCIES	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr (>F)
Ambientais\$Planícies	3	2976	0.05447	28504	0.001***
Ambientais\$Período hidrológico	1	2373	0.04342	68174	0.001***
Ambientais\$Planícies: Ambientais\$Período hidrológico	3	4396	0.08045	42102	0.001***
Residual	129	44894	0.82166		
Total	136	54639	100000		

PERMUTEST DIVERSIDADE BETA FUNCIONAL CONSIDERANDO TUDO EM RELAÇÃO AOS PERÍODOS						
PERÍODO HIDROLÓGICO + PLANÍCIES	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	Pr (>F)
Groups	1	0.05625	0.056245		16.704	999 0.001**
Residuals	135	0.45456	0.003367			

PERMUTEST DIVERSIDADE BETA FUNCIONAL PARA OS DIFERENTES PERÍODOS						
PERÍODO HIDROLÓGICO + PLANÍCIES	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	Pr (>F)
Groups		3 0.00381	0.0012712	0.2712		999 0.842
Residuals		133 0.62344	0.0046875			
Comparação par a par						
	Amazônia	Araguaia	Pantanal	Paraná		
Amazonia		0.68800	0.48400	0.918		
Araguaia	0.69886		0.646000	0.714		
Pantanal	0.48976	0.65230		0.437		
Paraná	0.91347	0.72572	0.45938			