



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

FELIPE RAFAEL DE OLIVEIRA

Diversidade taxonômica, funcional e filogenética de protistas ciliados em uma planície de inundação Neotropical: determinantes dos padrões espaciais e temporais da diversidade β e sincronia de comunidade

Maringá
2022

FELIPE RAFAEL DE OLIVEIRA

Diversidade taxonômica, funcional e filogenética de protistas ciliados em uma planície de inundação Neotropical: determinantes dos padrões espaciais e temporais da diversidade β e sincronia de comunidade

Tese 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 Doutor em Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho
Coorientador: Dr. Fernando Miranda Lansac-Toha

Maringá
2022

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

O48d Oliveira, Felipe Rafael de, 1991-
Diversidade taxonômica, funcional e filogenética de protistas ciliados em uma planície de inundação Neotropical : determinantes dos padrões espaciais e temporais da diversidade β e sincronia de comunidade / Felipe Rafael de Oliveira. -- Maringá, 2022.
116 f. : il. (algumas color.).
Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2022.
Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho.
Coorientador: Dr. Fernando Miranda Lansac-Toha.
1. Ciliados (Protozoa, Ciliophora) - Comunidades, Ecologia de - Diversidade funcional - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Ciliados planctônicos - Ecologia de água doce. 3. Protozoa de água doce - Comunidades, Ecologia de - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -579.49178209816

FELIPE RAFAEL DE OLIVEIRA

Diversidade taxonômica, funcional e filogenética de protistas ciliados em uma planície de inundação Neotropical: determinantes dos padrões espaciais e temporais da diversidade β e sincronia de comunidade

Tese 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 Doutor em Ecologia e Limnologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr. Luiz Felipe Machado Velho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

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

Prof. Dr. Fábio Amôdeo Lansac-Tôha
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Dr.^a Leidiane Pereira Diniz
Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP)

Prof. Dr. Roberto Júnio Pedrosa Dias
Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF)

Aprovado em: 02 de setembro de 2022.

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

*A todos que acreditam na Ciência e na diferença que
ela proporciona a uma Nação.*

AGRADECIMENTOS

- ✓ À minha família pelo apoio e, em especial a minha mãe, que não mediu esforços em ajudar-me durante esses mais de seis anos em que me dediquei a Pós-Graduação. Obrigado por suas incansáveis orações, por sua preocupação e pelo seu amor. É graças a você que chego ao fim de mais essa etapa. Amo vocês!
- ✓ Ao meu orientador, amigo e muitas vezes pai, Luiz Felipe, pelo carinho, atenção, conselhos e preocupação, por sua ética profissional, pelo incentivo, pelas dicas e especialmente por sua paciência. Cresci muito com você, como profissional e também como humano;
- ✓ Ao meu coorientador Fernando, por todo auxílio, por toda ajuda, não somente na realização dessa pesquisa, mas por sempre estar à disposição me auxiliando em análises estatísticas, que por muitas vezes me assombrava, sendo motivos de muitas ansiedades e anseios. Agradeço por sempre me mostrar o melhor caminho a seguir. A finalização desse doutorado só foi possível graças a sua ajuda e conhecimento. Obrigado por ter feito parte dessa história;
- ✓ À querida e amada Cíntia, que desde a minha chegada em Maringá, me acolheu e por muitas vezes se fez presente, atuando como uma supermãe protetora, e não somente a mim, mas com todos os integrantes do laboratório. Você é uma pessoa irradiante, cheia de paz, energia e luz. Obrigado por tantos momentos de conselhos, preocupações, e claro de gargalhadas durante nossos “cafés filosóficos”. Eu não consigo achar palavras para agradecer-te, saiba que você, o Fê e seus filhos Júlia e Pedro estarão sempre em meu coração, esteja onde eu estiver;
- ✓ À Susicley Jati, a pessoa que não mede esforços para fazer o bem, falta palavras para expressar tudo o que essa mulher fez por mim. Nos momentos em que mais precisei, ela estava por perto, disposta a escutar os desabaços, munida dos melhores conselhos e orientações. Você é um anjo! Obrigado por tudo, seu caráter é algo que muito admiro;
- ✓ Aos meus colegas e amigos do Laboratório de Ecologia de Protozooplâncton, aos presentes, Melissa, Loiani, Carol, Matheus, Nando, Crislaine, João e Gabriel e, aos que seguiram outros rumos Bianca Meira, Edilaine, Bianca Trevizan, Helo e ao saudoso Paulo Buosi (*in memoriam*). Todos vocês foram e são muito importantes em minha caminhada de crescimento acadêmico. Vocês são demais!
- ✓ À Carol por toda ajuda nos momentos finais de escrita dessa tese e por sua amizade que almejo muito;
- ✓ Agradeço imensamente a Bia Meira, por todo apoio, ajuda e incentivo e, por sempre estar por perto, mesmo quando precisou mudar para terras Sul mato-grossense. Sou extremamente grato por sua amizade e companheirismo que construímos durante esse tempo. Em momentos que mais precisei de alguém, lá estava você! Que nossa amizade possa perdurar por toda a eternidade!
- ✓ À Melissa por ser sempre tão fiel, companheira, divertida e disposta em ajudar nos momentos mais caóticos. Você é uma pessoa divina, e sua companhia é sinônimo de bem-estar, não tem como não se animar com você. Obrigado ao Acre por permitir eu conhecer essa mulher!
- ✓ À Edilaine, por sempre estar por perto e demonstrando preocupação, pelos jantares e almoços maravilhosos que preparastes sempre com tanto carinho. Obrigado por existir e fazer minha vida tão mais cheia de significado;
- ✓ As minhas “crias científicas”, Matheus e Loiani. Eu pude acompanhar de perto e desde o começo o crescimento de vocês. Não me restam dúvidas do quão bem habilitados e

capacitados vocês estão nesse mundo da pesquisa. Fico feliz em ter feito parte de suas trajetórias;

- ✓ Aos amigos dos “Campos Gerais”, aos que ainda estão em Maringá, Jow e Atsler e, aos que estão em outras cidades, Pati, Ramiro e Claudia, pelo companheirismo e por tornarem meus dias em Maringá sempre mais agradáveis e a todos os demais amigos que conheci durante esse período;
- ✓ A Lidiane e Élide, colegas da Pós-graduação e queridas vizinhas, obrigado por tudo, por me resgataram de perrengues, por estarem comigo em momentos que tanto precisei;
- ✓ À Patrícia Iatskiu, que nem sei como expressar em palavras, apenas agradecer por ser muito mais do que uma amiga. Você foi por muitas vezes família, te agradeço imensamente por estar sempre presente e por tudo e tanto que fizeste por mim!
- ✓ À Rafaela Rauber, uma amizade que nasceu no mestrado e que é mantida firmemente. Obrigado por todo apoio, por compartilhar angústias e medos, só a gente sabe as dificuldades que enfrentamos para chegar até aqui. No final tudo deu certo e saímos vitoriosos. Obrigado Rafa! Sua amizade quero levar para a vida!
- ✓ Ao Jonathan, por todo companheirismo, que vem desde a época da graduação, por nossas parcerias científicas que durante todo esse processo rendeu algumas publicações. Obrigado por tudo Jow!
- ✓ Ao laboratório de Ictioparasitologia, pela interação, amizade e cafezinhos, regado de boas conversas e risadas;
- ✓ Aos professores do Programa de Pós-Graduação do PEA, por toda a atenção e conhecimento compartilhado;
- ✓ Às professoras Claudinha e Luzia e ao Ranulfo, por tornarem disponíveis dados de zooplâncton e fitoplâncton e limnológicos, utilizados nesta pesquisa;
- ✓ À Beti, secretária do PEA, por sempre estar à disposição para sanar dúvidas sobre regulamento, datas, prazos e por amenizar muitas vezes as angústias dos alunos, sendo muitas vezes uma verdadeira terapeuta e das mais capacitadas. Obrigado por seu empenho e dedicação, você é uma excelente profissional!
- ✓ Às secretárias do Nupélia, Jocemara e Marlize e aos bibliotecários Salete e João pela paciência, simpatia e disposição;
- ✓ À UEM, ao PEA e ao Nupélia pela disponibilidade de infraestrutura e por abrirem suas portas a mim, proporcionando tantos momentos agradáveis;
- ✓ A Capes pelo apoio e financiamento de minha pesquisa durante o doutorado;
- ✓ Ao CNPq, que tem financiado o PELD – Programa Ecológico de longa duração, na planície de inundação do alto Rio Paraná, o qual gera uma fonte de dados excepcionalmente robusta para análises ecológicas;
- ✓ Enfim, a todas as pessoas que de uma maneira ou de outra, estiveram presentes do início ao fim desse grande sonho que agora se concretiza.

“Aqueles que não aprendem nada sobre os fatos desagradáveis de suas vidas forçam a consciência cósmica que os reproduza tantas vezes quanto seja necessário. O que você nega lhe domina. O que você aceita lhe transforma!”

(Carl Jung)

Diversidade taxonômica, funcional e filogenética de protistas ciliados em uma planície de inundação Neotropical: determinantes dos padrões espaciais e temporais da diversidade β e sincronia de comunidade

RESUMO

Os padrões de riqueza de espécies são conduzidos por fatores bióticos, abióticos e pela maneira pela qual operam em escalas espaciais e temporais. Em ambientes aquáticos continentais as comunidades, podem diferir em aspectos importantes como estrutura taxonômica, funcional e filogenética, e a detecção da biodiversidade podem variar entre essas diferentes facetas. Para o desenvolvimento desse estudo, a fim de testar importantes teorias ecológicas, utilizou-se o banco de dados espaciais e temporais de protistas ciliados da planície de inundação do alto rio Paraná, provenientes de um programa ecológico de longa duração - PELD. Verificou-se a diversidade β espacial e temporal em três facetas da biodiversidade (taxonômica, funcional e filogenética) da comunidade de ciliados, e a contribuição de diferentes preditores ambientais, utilizando dados de composição (presença/ausência) e estrutura (abundância) da comunidade. Encontrou-se que diferentes facetas da diversidade são influenciadas por preditores ambientais distintos, mas com resultados mais evidentes para as facetas funcionais e filogenéticas, principalmente quando utilizado dados de estrutura da comunidade de ciliados. Avaliou-se também a sincronia entre espécies de ciliados no tempo e no espaço, e a relação dessa sincronia com as facetas da diversidade. Observou-se relações significativas entre a sincronia de ciliados e a distância filogenética, mas não para a distância funcional da comunidade. Conclui-se que avanços sistemáticos e mais precisos da comunidade são necessários, para aperfeiçoar ainda mais o conhecimento sobre proximidades filogenéticas das espécies e as funcionalidades ecossistêmicas desempenhados por protistas ciliados em ambientes límnicos. Portanto, recomenda-se estudos com características funcionais e filogenéticas das espécies de ciliados, em futuras pesquisas com aplicação em outras teorias ecológicas, com significativas contribuições no campo da ecologia, taxonomia e conservação dessa comunidade.

Palavras-chave: Biodiversidade. Água doce. Traços funcionais. Facetas da biodiversidade. Plâncton. Rio Paraná.

Taxonomic, functional and phylogenetic diversity of ciliate protists in a Neotropical flood plain: determinants of spatial and temporal patterns of β diversity and community synchrony

ABSTRACT

Patterns of species richness are driven by biotic and abiotic factors and the way in which they operate at spatial and temporal scales. In continental aquatic environments, communities may differ in important aspects such as taxonomic, functional and phylogenetic structure, and the detection of biodiversity may vary between these different facets. For the development of this study, to test important ecological theories, we used the spatial and temporal database of ciliate protists from the upper Paraná River floodplain, from a long-term ecological program - PELD. The spatial and temporal β diversity was verified in three facets of biodiversity (taxonomic, functional and phylogenetic) of the ciliate community, and the contribution of different environmental predictors, using data on composition (presence/absence) and structure (abundance) of the community. It was found that different facets of diversity are influenced by different environmental predictors, but with more evident results for the functional and phylogenetic facets, especially when using data on the structure of the ciliate community. The synchrony between ciliate species in time and space was also evaluated, and the relation of this synchrony with the facets of diversity. Significant relationships were observed between ciliate synchrony and phylogenetic distance, but not for community functional distance. It is concluded that systematic and more precise advances in the community are needed to further improve knowledge about phylogenetic proximities of species and ecosystem functions performed by ciliate protists in limnic environments. Therefore, studies with functional and phylogenetic characteristics of ciliate species are recommended, in future research with application in other ecological theories, with significant contributions in the field of ecology, taxonomy and conservation of this community

Keywords: Biodiversity. Freshwater. Beta diversity. Functional traits. Plankton. Rio Paraná.

Tese elaborada e formatada conforme as
normas das publicações científicas:
- *Oecologia e Freshwater Biology*
Disponíveis em:
<https://www.springer.com/journal/442/submission-guidelines> e
<https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/13652427/homepage/forauthors.html?&0>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	13
	REFERÊNCIAS.....	16
2	INFLUÊNCIA DE MULTIPARÂMETROS ECOLÓGICOS SOBRE MÚLTIPLAS FACETAS DA DIVERSIDADE β DE PROTISTAS CILIADOS DO PLÂNCTON DE ÁGUA DOCE.....	19
1.1	Introdução	21
1.2	Material e Métodos	24
1.2.1	Área de estudo	24
1.2.2	Coleta de dados.....	25
1.2.2.1	<i>Amostragens das comunidades.....</i>	25
1.2.2.1.1	Protistas ciliados	26
	- Dados funcionais da comunidade de ciliados	26
	- Dados filogenéticos da comunidade de ciliados.....	28
1.2.2.2	<i>Dados bióticos</i>	28
1.2.2.2.1	Comunidade fitoplanctônica.....	28
1.2.2.2.2	Comunidade Zooplanctônica.....	29
1.2.2.3	<i>Dados abióticos</i>	29
1.2.2.4	<i>Dados espaciais.....</i>	30
1.2.2.5	<i>Dados temporais.....</i>	30
1.2.3	Cálculo da diversidade beta taxonômica, funcional e filogenética.....	32
1.2.3.1	<i>Variáveis preditoras</i>	32
1.2.3.2	<i>Análise de dados.....</i>	34
1.3	Resultados.....	35
1.3.1	Biodiversidade de protistas ciliados planctônicos	35
1.3.2	Importância dos preditores sobre a composição de ciliados.....	35
1.3.3	Importância dos preditores sobre a estrutura de ciliados.....	40
1.4	Discussão.....	43
	REFERÊNCIAS.....	50
3	DETERMINANTES DA SINCRONIA TEMPORAL E ESPACIAL DE CILIADOS PLANCTÔNICOS EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL E SUA RELAÇÃO COM A PROXIMIDADE FUNCIONAL E FILOGENÉTICA ENTRE AS ESPÉCIES.....	61
1.5	Introdução	63
1.6	Material e Métodos	65
1.6.1	Área de estudo	65
1.6.2	Coleta de dados.....	66
1.6.2.1	<i>Amostragens e análises de laboratório</i>	66
1.6.2.2	<i>Dados funcionais</i>	66

1.6.2.3	<i>Dados filogenéticos</i>	67
1.6.3	Dados de heterogeneidade ambiental	67
1.6.4	Dados temporais	68
1.6.5	Análise de dados	68
1.6.5.1	<i>Sincronia espaço-temporal, temporal e espacial dos ciliados</i>	68
1.6.5.2	<i>Determinantes da sincronia</i>	69
1.6.5.3	<i>Relação entre a sincronia e a distância funcional e filogenética das espécies</i>	70
1.7	Resultados	70
1.7.1	Padrões de riqueza e sincronia em diferentes escalas.....	70
1.7.2	Efeito das variáveis preditoras sobre a sincronia temporal	71
1.7.3	Efeito das variáveis preditoras sobre a sincronia espacial.....	73
1.7.4	Relação entre a sincronia e as distâncias funcional e filogenética	74
1.8	Discussão	76
1.8.1	Fatores que influenciam os padrões de sincronia temporal dos ciliados	77
1.8.2	Fatores que influenciam os padrões de sincronia espacial dos ciliados	78
1.8.3	Relação entre distância funcional e filogenética e a sincronia de comunidade	81
	REFERÊNCIAS	83
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	90
	Apêndice A – Tabela de características funcionais coletadas para cada espécie de protistas ciliados da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil.....	92
	Apêndice B – Classificação filogenética da comunidade de ciliados planctônicos da planície de inundação do alto rio Paraná, de acordo com Adl et al. (2019).	99
	Apêndice C – Ocorrência de espécies de ciliados planctônicos encontradas durante os dez anos de estudo na Planície de Inundação do alto rio Paraná... ..	104
	Apêndice D – Variação temporal das variáveis preditoras da sincronia espacial.....	111
	Apêndice E - Variação espacial das variáveis preditoras da sincronia temporal.....	112
	Apêndice F - Resultado do teste de Mantel mostrando a relação entre sincronia espacial e as distâncias funcionais e filogenéticas.....	113
	Apêndice G - Resultado do teste de Mantel mostrando a relação entre sincronia temporal e as distâncias funcionais e filogenéticas.	114
	NOTA INFORMATIVA COMPLEMENTAR – Lista de artigos científicos publicados vinculados ao desenvolvimento da tese - 2018 a 2022.	115

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os mecanismos que conduzem os padrões de riqueza de espécies têm sido tradicionalmente divididos entre fatores abióticos (e.g., temperatura, precipitação e geologia) e fatores bióticos (e.g., competição, predação e parasitismo) e, sobretudo, na distinção entre processos que operam em diferentes escalas espaciais (GASTON, 2003) e temporais (LEPŠ et al., 2018). Os trabalhos sobre conservação da biodiversidade no mundo têm focado principalmente em pequenas escalas espaciais e em curtos períodos de tempo, e são bem documentados especialmente para espécies terrestres de plantas e vertebrados (e.g., BAUNI et al., 2022; HAGEN et al., 2021; JENKINS; PIMM; JOPPA, 2013). Para invertebrados, restringem-se a grupos melhor conhecidos, especialmente de artrópodes (CÎMPEAN et al., 2022; GONZÁLEZ-TOKMAN et al., 2020; MORI et al., 2015).

Em ambientes aquáticos continentais, o conhecimento sobre a biodiversidade tem avançado (AGOSTINHO et al., 2007; ELMOOR-LOUREIRO et al., 2022; LANSAC-TÔHA et al., 2009; SUNDAR et al., 2020) relacionando majoritariamente um declínio substancial da diversidade nos ecossistemas dulcícolas, neste caso muitas espécies estão sendo extintas antes mesmo de serem conhecidas (ALBERT et al., 2021; AMORIM; MOURA, 2021; CANTONATI et al., 2020). Ambientes de água doce estão entre os ecossistemas mais afetados por ameaças antrópicas como, por exemplo, poluição, modificações de *habitat*, construção de barragens e supressão de mata ciliar, que provocam efeitos deletérios em toda biota (DONALDSON et al., 2017; EISENHAUER; HINES, 2021; PICAPEDRA et al., 2020). Ainda que avaliações sobre os efeitos desses estressores sobre a biodiversidade tenham aumentado nos últimos anos, quando se trata de microrganismos aquáticos, o conhecimento ainda é incipiente (REVENGA; KURA, 2003; WU et al., 2019), mesmo reconhecendo a importância desses organismos em serviços ecossistêmicos no ciclo global de energia e nutrientes (WEISSE, 2017). Por exemplo, os protistas ciliados são organismos extremamente versáteis e apresentam uma enorme diversidade funcional como elementos-chave das teias alimentares pelágicas, agindo como predadores de bactérias, algas, outros protistas e até mesmo alguns metazoários. São alimentos importantes para o zooplâncton e, as espécies mixotróficas e funcionalmente autotróficas podem contribuir significativamente para a produção primária no oceano e em lagos (WEISSE, 2017; WEISSE et al., 2016).

As comunidades podem diferir em aspectos importantes como estrutura taxonômica, funcional e filogenética, e a detecção da biodiversidade pode variar entre essas diferentes facetadas (JARZYNA; JETZ, 2016). Em outras palavras, efeitos capturados por uma determinada faceta da biodiversidade podem não necessariamente ser capturados por outras, e vice-versa.

Utilizando a diversidade β , por exemplo, foi observado que comunidades de diatomáceas e macroinvertebrados, apresentaram variação da diversidade β funcional muito menor em relação à taxonômica em gradientes espaciais (PEREZ ROCHA et al., 2018). De forma similar, as diferentes facetas da biodiversidade podem responder diversamente as várias mudanças ambientais que comprometem as funções e serviços ecossistêmicos importantes para a humanidade (ALAHUHTA et al., 2019). A análise da diversidade β , métrica que pode fornecer informações importantes sobre a divergência de espécies inseridas numa mesma comunidade ao longo de gradientes espaciais ou temporais (WHITTAKER, 1972), nos aspectos taxonômicos; funcional e filogenético torna-se interessante visto que a observação da variação da diversidade β nas espécies das comunidades é fundamental para a preservação da biodiversidade (BRAGHIN et al., 2018). Os usos de múltiplas facetas somam-se, portanto, ao conhecimento proporcionado pela diversidade taxonômica, uma vez que enfatizam diferentes características das assembleias bióticas e do ecossistema (BERACKO et al., 2022). Uma abordagem multifacetada em informações taxonômicas e de características (funcionais e filogenéticas) poderia ajudar a aprimorar a conservação da biodiversidade de uma determinada área e melhorar a compreensão dos processos que moldam a organização das comunidades biológicas (PEREZ ROCHA et al., 2019). A contabilização dessas relações pode ajudar a melhorar as provisões de fornecimentos futuros de serviços ecossistêmicos (AYLWARD et al., 2005; GREEN et al., 2015), especialmente em escalas maiores, nas quais as extinções globais estão avançando cada vez mais (ISBELL et al., 2017).

A ciência da conservação avança constantemente à medida que dados mais robustos e novas metodologias se tornam disponíveis (JENKINS; PIMM; JOPPA, 2013). Os estudos ecológicos de longa duração têm contribuído satisfatoriamente para responder vários aspectos ligados a essa área. Dados robustos fornecidos por programas como, por exemplo, o PELD (Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração) permite analisar flutuações que ocorrem ao longo do tempo em populações e comunidades em escalas temporais (VIVIANI et al., 2019) e espaciais (KENT et al., 2007; LIEBHOLD; KOENIG; BJØRNSTAD, 2004), e isto contribui para a compreensão das alterações na biodiversidade. Em anos mais recentes, esforços substanciais foram feitos para identificar os padrões e variáveis meteorológicas que têm um efeito de sincronização na dinâmica da população em sistemas específicos (Hansen et al., 2020). Em ambientes aquáticos, a fim de aumentar a compreensão dos mecanismos que operam sobre a dinâmica populacional e ambiental, além de avaliar as variáveis ambientais limnológicas e a sincronia espacial, análises dados meteorológicos e de paisagem têm sido incluídas (CARVALHO VIEIRA et al., 2019). Todavia, estudos sobre sincronia abordam, sumariamente,

níveis populacionais, de modo que a sincronia em comunidades é pouco explorada e elucidada (BALSER et al., 2006).

As pesquisas ecológicas são fundamentais para o desenvolvimento de políticas ambientais e para gerenciamento de recursos naturais (PELD-CNPQ, 2013), pois promove uma maior capacidade de conservação e de gestão do ecossistema, além de permitir um olhar mais criterioso sobre as tendências e perspectivas de cenários futuros relevantes sobre a biodiversidade, a dinâmica e estrutura de ecossistemas, estoques de carbono, a vulnerabilidade ambiental frente às mudanças climáticas e o uso da terra, invasão biológicas, o impacto e manejo do fogo, restauração ecológica e recuperação de área degradadas (BRITO et al., 2020).

Nesse sentido, essa tese constitui-se em duas seções escritas na forma de artigos científicos, nos quais foi utilizado um grande banco de dados espaciais e temporais de protistas ciliados planctônicos da planície de inundação do Alto rio Paraná, provenientes de um programa ecológico de longa duração – PELD/PIAP – sítio 6, para avaliar duas importantes teorias ecológicas: diversidade β e sincronia da comunidade. Na seção 1, o objetivo do estudo foi verificar a diversidade β espacial e temporal em três facetas da biodiversidade (taxonômica, funcional e filogenético) da comunidade de ciliados, e a contribuição de diferentes preditores ambientais. Para isso foi utilizado dados de composição (presença/ausência) e estrutura (abundância) da comunidade. Na segunda seção, o objetivo foi avaliar a sincronia entre espécies de ciliados (intraespecíficas), no tempo e no espaço e sua relação com alguns preditores ambientais. Ainda, foi avaliado a relação dessa sincronia com a distância funcional e filogenética dos ciliados.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A. et al. Fish diversity in the upper Paraná River basin: Habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 10, n. 2, p. 174–186, 2007.

ALAHUHTA, J. et al. Understanding environmental change through the lens of trait-based, functional, and phylogenetic biodiversity in freshwater ecosystems. **Environmental Reviews**, v. 27, n. 2, p. 263–273, jun. 2019.

ALBERT, J. S. et al. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. **Ambio**, v. 50, n. 1, p. 85–94, 2021.

AMORIM, C. A.; MOURA, A. DO N. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. **Science of the Total Environment**, v. 758, p. 143605, 2021.

AYLWARD, B. et al. Freshwater Ecosystem Services. **Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends**, p. 213–255, 2005.

BALSER, T. C. et al. Bridging the gap between micro - and macro-scale perspectives on the role of microbial communities in global change ecology. **Plant and Soil**, v. 289, n. 1–2, p. 59–70, 2006.

BAUNI, V. et al. Biodiversity of vertebrates in Argentina: patterns of richness, endemism and conservation status. **Zoo Keys**, v. 1085, n. 1085, p. 101–127, 2022.

BERACKO, P. et al. Three biodiversity facets and assembly mechanism of the oligochaete community in the karst spring environment. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 3, p. 603–624, 2022.

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

BRITO, M. A. et al. Programa de pesquisa ecológica de longa duração - PELD/CNPq - Desafios da gestão, avanços e perspectivas. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 02, p. 259–265, 2020.

CANTONATI et al. Characteristics, Main Impacts, and Stewardship of Natural and Artificial Freshwater Environments: Consequences for Biodiversity Conservation. **Water**, v. 12, n. 1, p. 260, 2020.

CÎMPEAN, M. et al. Diversity of Spring Invertebrates and Their Habitats: A Story of Preferences. **Diversity**, v. 14, n. 5, 2022.

DONALDSON, M. R. et al. Taxonomic bias and international biodiversity conservation research. **Facets**, v. 1, n. 1, p. 105–113, 2017.

EISENHAUER, N.; HINES, J. Invertebrate biodiversity and conservation. **Current Biology**, v. 31, n. 19, p. R1214–R1218, 2021.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. et al. Towards a synthesis of the biodiversity of freshwater Protozoa, Rotifera, Cladocera, and Copepoda in Brazil. **Limnologica**, p. 126008, ago. 2022.

GASTON, K. J. The how and why of biodiversity. **Nature**, v. 421, n. February, p. 900–901, 2003.

GONZÁLEZ-TOKMAN, D. et al. Insect responses to heat: physiological mechanisms, evolution and ecological implications in a warming world. **Biological Reviews**, v. 95, n. 3, p. 802–821, 2020.

GREEN, P. A. et al. Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. **Global Environmental Change**, v. 34, p. 108–118, 2015.

HAGEN, O. et al. Earth history events shaped the evolution of uneven biodiversity across tropical moist forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 40, 2021.

ISBELL, F. et al. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 65–72, 2017.

JARZYNA, M. A.; JETZ, W. Detecting the Multiple Facets of Biodiversity. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 7, p. 527–538, 2016.

JENKINS, C. N.; PIMM, S. L.; JOPPA, L. N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 28, p. E2603–E2610, 2013.

KENT, A. D. et al. Synchrony in aquatic microbial community dynamics. **ISME Journal**, v. 1, n. 1, p. 38–47, 2007.

LANSAC-TÔHA, FA. et al. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 539–549, 2009.

LEPŠ, J. et al. Stabilizing effects in temporal fluctuations: management, traits, and species richness in high-diversity communities. **Ecology**, v. 99, n. 2, p. 360–371, 2018.

LIEBHOLD, A.; KOENIG, W. D.; BJØRNSTAD, O. N. Spatial Synchrony in Population Dynamics. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 467–490, 2004.

MORI, A. S. et al. Biotic homogenization and differentiation of soil faunal communities in the production forest landscape: taxonomic and functional perspectives. **Oecologia**, v. 177, n. 2, p. 533–544, 2015.

PELD-CNPQ. **Dez anos do programa de pesquisas ecológicas de longa duração: Achados, lições e perspectivas**. Recife: Editora Universitária UFPE, 2013.

PEREZ ROCHA, M. et al. Local environment and space drive multiple facets of stream macroinvertebrate beta diversity. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 12, p. 2744–2754, 2018.

PEREZ ROCHA, M. et al. Correlates of different facets and components of beta diversity in stream organisms. **Oecologia**, v. 191, n. 4, p. 919–929, 2019.

PICAPEDRA, P. H. S. et al. A long-term study on zooplankton in two contrasting cascade reservoirs (Iguaçu River, Brazil): effects of inter-annual, seasonal, and environmental factors. **PeerJ**, v. 8, n. 3, p. e8979, 2020.

REVENGA, C.; KURA, K. **Status and trends of biodiversity of inland water ecosystems**. Montreal: CBD Technical Series No. 11, 2003.

SUNDAR, S. et al. Conservation of freshwater macroinvertebrate biodiversity in tropical regions. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 30, n. 6, p. 1238–1250, 2020.

VIVIANI, J. et al. Synchrony patterns reveal different degrees of trophic guild vulnerability after disturbances in a coral reef fish community. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 8, p. 1210–1221, 2019.

WEISSE, T. et al. Functional ecology of aquatic phagotrophic protists – Concepts, limitations, and perspectives. **European Journal of Protistology**, v. 55, p. 50–74, 2016.

WEISSE, T. Functional diversity of aquatic ciliates. **European Journal of Protistology**, v. 61, p. 331–358, 2017.

WHITTAKER, R. H. Evolution and Measurement of Species Diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2/3, p. 213–251, 1972.

WU, H. et al. Effects of dam construction on biodiversity: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 221, p. 480–489, 2019.

2 INFLUÊNCIA DE MULTIPARÂMETROS ECOLÓGICOS SOBRE MÚLTIPLAS FACETAS DA DIVERSIDADE β DE PROTISTAS CILIADOS DO PLÂNCTON DE ÁGUA DOCE

RESUMO

Compreender a importância relativa dos fatores que impulsionam os padrões mundiais de biodiversidade está entre os principais tópicos de pesquisas ecológicas e biogeográficas. Em ambientes aquáticos continentais, fatores espaciais, temporais, abióticos e bióticos, são importantes estruturadores desses ecossistemas e podem desencadear distintas respostas de acordo com a faceta da biodiversidade considerada. O objetivo desse estudo foi avaliar como as diferentes facetas da diversidade β (taxonômica, funcional e filogenética) com base em dados da comunidade de ciliados planctônicos de uma planície de inundação Neotropical, são influenciadas por fatores temporais, espaciais, abióticos e bióticos. A pesquisa foi conduzida na planície de inundação do alto rio Paraná, entre os anos de 2010 e 2020 em diferentes ambientes aquáticos. Todos os preditores apresentaram importância significativas sobre as facetas da diversidade β , exceto os preditores abióticos em dados de composição de espécies, para faceta taxonômica. As facetas funcional e filogenética foram mais influenciadas pelos fatores abióticos, bióticos e espaciais. Para os preditores temporais, os resultados mostraram influência nas facetas taxonômica (dados de estrutura e composição) e funcional (dados de estrutura). Ainda, uma fração de explicação compartilhada entre os componentes temporal e abiótico foi observada para as distintas facetas. Declínios expressivos da diversidade β em ecossistemas continentais tem sido evidenciado, especialmente àqueles modificados com implicações drásticas em serviços ecossistêmicos. Portanto a preservação de um alto nível de diversidade nos ambientes que também envolvam as facetas filogenética e funcional devem ser prioridade em planos e metas de conservação para garantir a manutenção de processos ecológicos importantes que envolvam a comunidade de protistas ciliados.

Palavras chave: Facetas da biodiversidade; Plâncton; Diversidade beta; Preditores ambientais; Diversidade funcional; Diversidade filogenética.

INFLUENCE OF ECOLOGICAL MULTIPARAMETERS ON MULTIPLE FACETS OF β DIVERSITY OF CILIATE PROTISTS IN FRESHWATER PLANKTON

ABSTRACT

Understanding the relative importance of the factors that drive global patterns of biodiversity is among the main topics of ecological and biogeographical research. In continental aquatic environments, spatial, temporal, abiotic and biotic factors are important structurers of these ecosystems and can trigger different responses according to the facet of biodiversity considered. The aim of this study was to evaluate how different facets of β diversity (taxonomic, functional and phylogenetic) based on data from the planktonic ciliate community of a Neotropical floodplain are influenced by temporal, spatial, abiotic and biotic factors. The research was conducted in the upper Paraná River floodplain, between 2010 and 2020 in different aquatic environments. All predictors showed significant importance on β diversity facets, except for abiotic predictors in species composition data, for taxonomic facet. The functional and phylogenetic facets were more influenced by abiotic, biotic and spatial factors. For temporal predictors, the results showed influence on taxonomic (structure and composition data) and functional (structure data) facets. Still, a fraction of the explanation shared between the temporal and abiotic components was observed for the different facets. Significant declines in β diversity in continental ecosystems have been evidenced, especially those modified with drastic implications for ecosystem services. Therefore, the preservation of a high level of diversity in environments that also involve phylogenetic and functional facets must be a priority in conservation plans and goals to ensure the maintenance of important ecological processes.

Keywords: Facets of Biodiversity; Plankton; Beta diversity; Environmental predictors; Functional diversity; Phylogenetic diversity.

1.1 Introdução

Compreender a importância relativa dos fatores que impulsionam os padrões mundiais de biodiversidade está entre os principais tópicos de pesquisas ecológicas e biogeográficas (Perez Rocha et al. 2018). A biodiversidade é um conceito amplo que vai além do simples número de espécies presentes em um determinado local (diversidade α) (Oliveira et al. 2022), mas que considera a variação na composição e abundâncias de espécies entre as assembleias locais (diversidade β) (Villéger et al. 2013; Mori et al. 2018). Devido ao fato de a β -diversidade descrever de maneira eficaz mudanças na composição de espécies ao longo de gradientes ambientais (Socolar et al. 2016), tem-se notado um considerável aumento no número de estudos com ênfase nos seus padrões de variação, para diferentes grupos de organismos e em distintos tipos de ambientes (Passy and Blanchet 2007; Swenson 2011; Padial and Wojciechowski 2017; He et al. 2022).

A diversidade β pode ser calculada em qualquer escala espacial (Barton et al. 2013) ou temporal (Cavender-Bares et al. 2009), e fornece *insights* sobre os mecanismos ambientais (e.g., heterogeneidade de *habitat*; Heino et al 2014), espaciais (e.g., excesso ou limitação de dispersão; Lansac-Tôha et al. 2021) e temporais (e.g., estações do ano; Antikeira et al. 2018), que atuam na montagem das comunidades. Esses mecanismos, portanto, impulsionam as mudanças na diversidade β , que por sua vez, influenciam várias funções ecossistêmicas (Socolar et al. 2016). Entender os padrões de variação da diversidade β é especialmente importante em comunidades ecológicas que estão sujeitas a grandes flutuações e distúrbios ambientais e antropogênicos (Mori et al. 2018). Assim, diversidade β pode ser adequadamente utilizada para medir múltiplas facetas da biodiversidade, incluindo a faceta taxonômica ou as relacionadas aos atributos funcionais e filogenéticos das espécies (Cavender-Bares et al. 2009; Braghin et al. 2018).

Embora a faceta taxonômica seja amplamente estudada, muitas vezes, sozinha não é suficiente para compreender os vários aspectos estruturadores das comunidades biológicas (e.g., riqueza, abundância, composição, interações), uma vez que se parte do princípio que as espécies são equivalentes dentro das comunidades, e exigindo abordagens mais abrangentes (Zhao et al 2018). Desse modo, estudos utilizando abordagens funcionais e filogenéticas (Cavender-Bares et al. 2009) podem garantir resultados mais robustos e detalhados sobre os efetivos processos estruturadores das comunidades, tanto em escalas espaciais, como temporais (Villéger et al. 2013). Em relação ao contexto funcional, por exemplo, distintas espécies podem apresentar traços funcionais singulares (Faith 1992), ou seja, possuírem baixa redundância funcional, desempenhando funções únicas dentro do ecossistema (Mori et al. 2018; Mammola

et al. 2021). A filogenia das espécies influencia tanto as características das espécies, quanto a organização das comunidades nos ecossistemas (Cavender-Bares et al. 2009). Espécies intimamente relacionadas tendem a se assemelhar mais em seus traços do que espécies distantes e, assim, espera-se que elas ocorram com mais frequência na mesma comunidade, refletindo suas tolerâncias ambientais compartilhadas, morfologia e características comportamentais (Perez Rocha et al. 2018). Portanto, a estrutura funcional e filogenética das comunidades mostra-se promissora para a provisão de processos ecossistêmicos (Cavender-Bares et al. 2009).

Os estudos que se concentraram na importância das facetas funcional e filogenética para os ecossistemas, e suas respostas frente às mudanças globais, têm avançado (Revenge and Kura 2003). A inclusão dos atributos funcionais e filogenéticos de espécies é essencial para melhor abordar os processos subjacentes à dinâmica espacial e temporal das comunidades, bem como para a avaliação do *status* e tendências de potenciais consequências na mudança da biodiversidade (Jarzyna and Jetz 2016; Oliveira et al. 2022). Argumenta-se que espécies filogeneticamente distintas provavelmente também possuem características funcionais distintas (Winter et al. 2013). Estudos de diversidade filogenética e funcional podem ser utilizados em inúmeras aplicações, incluindo avaliação de impactos antropogênicos e de mudanças globais, mapeamento de serviços ecossistêmicos e estabelecimento de metas de conservação (Cadotte and Tucker 2018; Li et al. 2020a).

Em ambientes aquáticos de água doce, fatores espaciais (e.g., conectividade hídrica), temporais (e.g., eventos climáticos), abióticos (e.g., condições limnológicas) e bióticos (e.g., predação e herbivoria), são importantes estruturadores desses ecossistemas e podem desencadear distintas respostas de acordo com o aspecto da biodiversidade que está sendo analisado. O *El Niño Oscilação Sul* (ENSO), por exemplo, é um dos principais fenômenos climáticos planetários que promove alteração nos ambientes aquáticos de água doce, sendo capaz de alterar regimes de precipitação, temperatura do ar e superfície, produtividade de sistemas agrícolas e, ainda, ocasionar eventos climáticos extremos como cheias ou secas intensas em diferentes regiões do mundo, com consideráveis consequências ecológicas nos ecossistemas (Holmgren et al. 2001; Marengo et al. 2021). Esse mesmo evento pode trazer reflexos diretos nas variáveis ambientais e alterar importantes interações ecológicas (Holmgren et al. 2001). Os eventos ENSO têm sido associados à composição e estrutura das assembleias de peixes em uma planície de inundação neotropical, e seus efeitos são aparentemente minimizados em determinados ambientes devido à presença de barragens a montante (Alves et al. 2021).

Em sistemas naturais, como as planícies de inundação, um alto nível de variação espacial nas características bióticas e abióticas, como heterogeneidade ambiental, interações entre as espécies e eventos estocásticos como dispersão, afetam a montagem das comunidades (Naeem et al. 2012; Pineda et al. 2019). As planícies de inundação são caracterizadas por períodos sazonais de cheia e seca que alteram a conectividade desses sistemas e sua dinâmica hidrológica, influenciando diretamente as espécies das comunidades e os processos ecológicos (Junk et al. 1989; Agostinho et al. 2004; Braghin et al. 2018) e, conseqüentemente, as facetas da biodiversidade (Woodward et al. 2010). Neste contexto, planícies de inundação de rios neotropicais são ecossistemas excelentes para se desenvolver estudos que abordem padrões de variação da biodiversidade, uma vez que, abrigam várias comunidades aquáticas. Entre essas comunidades podem-se destacar os microrganismos, como os protistas ciliados, que são componentes importantes dos ecossistemas aquáticos (Pomeroy 1974; Azam et al. 1983; Pauleto et al 2017). Os ciliados ocorrem em elevadas abundâncias, possuem curtos tempos de geração, alta capacidade de dispersão (Stoeck et al. 2018) e altas taxas metabólicas (Fenchel 1982), sendo encontrados em quase todos os corpos de água doce, onde se multiplicam rapidamente e se adaptam às mudanças do ambiente aquático (Radhakrishnan and Jayaprakas 2015). Por essas características, esses microrganismos desempenham um papel relevante na ciclagem de nutrientes e na transferência de matéria e energia nas teias alimentares (Patterson and Hedley 1997), ocupando uma variedade de nichos tróficos (Madoni and Bassanini 1999) e atuando como um elo entre bactérias, flagelados e algas com os níveis tróficos mais elevados por intermédio de organismos zooplânctônicos (Azam et al. 1983; Segovia et al. 2014).

O objetivo desse estudo foi avaliar como as diferentes facetas da biodiversidade (taxonômica, funcional e filogenética) com base em dados da comunidade de ciliados planctônicos de uma planície de inundação Neotropical, são influenciadas por fatores temporais, espaciais, abióticos e bióticos. Independentemente dos dados utilizados (composição ou estrutura), as hipóteses a serem testadas são que i) os fatores abióticos vão ter maior relação com a diversidade funcional da comunidade de ciliados, porque selecionam organismos funcionalmente semelhantes; ii) Efeitos temporais serão mais importantes em termos taxonômicos, pois influenciará nos ganhos e perdas de espécies ao longo do tempo, sendo menos pronunciados para as facetas funcional e filogenética, devido a permanência de espécies funcionalmente redundantes e filogeneticamente próximas entre si nos distintos períodos amostrais; iii) As interações bióticas afetarão mais a comunidade de ciliados funcionalmente e filogeneticamente, uma vez que a presença de determinados predadores (zooplâncton) e a disponibilidade de recursos (fitoplâncton) poderão favorecer ou extinguir determinados traços

funcionais ou grupos filogeneticamente próximos; e iv) Os fatores espaciais serão mais relacionados as mudanças na faceta taxonômica e funcional de ciliados, porque distintos ambientes terão diferentes composições de espécies com traços mais específicos para tais condições impostas.

1.2 Material e Métodos

1.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na planície de inundação do alto rio Paraná, localizada entre os reservatórios de Porto Primavera – SP e Itaipu - PR ($22^{\circ}40' - 22^{\circ}50' S$; $53^{\circ}10' - 53^{\circ}24' W$) (Figura 1).

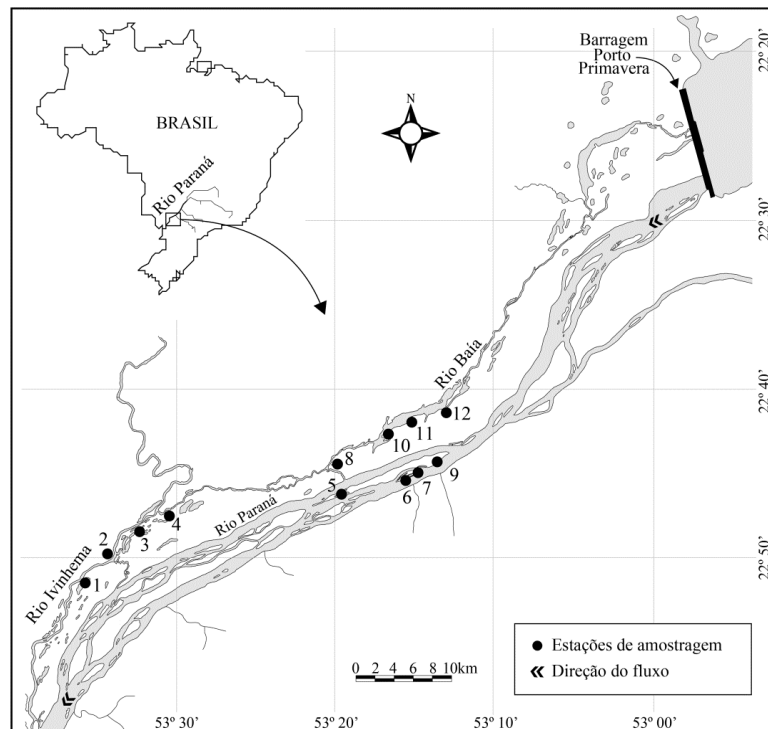


Figura 1 – Localização dos pontos amostrais na planície de inundação do alto rio Paraná. Os pontos de 1 a 12 representam os ambientes amostrados durante os dez anos de coleta, sendo de 1 a 4 os ambientes localizados no subsistema Ivinhema; 5 a 9 os pontos localizados no subsistema Paraná; e 8 a 12 os ambientes do subsistema Baía. Os pontos 1, 4, 5, 6, 9, 10 e 12 são ambientes lênticos, que incluem lagoas com ou sem conectividade com o rio principal e, os pontos 2, 3, 7, 8 e 11 ambientes lóticos, que inclui os rios do subsistema e canais de conexão entre esses rios. A barragem de Itaipu não é mostrada no mapa.

Foram selecionados três subsistemas que compõem a planície de inundação do alto rio Paraná (Paraná, Ivinhema e Baía), que contém um mosaico ambiental com distintas características físicas, químicas e biológicas (Lansac-Tôha et al. 2016). O subsistema Paraná tem passado por um drástico processo de oligotrofização de suas águas, devido à redução significativa na quantidade de nutrientes ocasionado pela série de reservatórios a montante, que retém esses compostos e eleva consideravelmente a transparência da água desse sistema

(Braghin et al. 2015; Lansac-Tôha et al. 2019). Por sua vez, o subsistema Ivinhema não apresenta barramentos ao longo de sua extensão, exibindo ambientes consideravelmente preservados e localizados em área legalmente protegida pelo Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema e pelo Parque Natural Municipal de Naviraí. Por fim, o subsistema Baía é um tributário que corre paralelamente a margem direita do rio Paraná, no estado do Mato Grosso do Sul, separado por uma ampla várzea que contém inúmeros canais e lagos. Embora sofra grande influência do Rio Paraná, apresenta águas ricas em compostos húmicos especialmente em períodos de cheia, o que lhe confere uma água escura (Train and Rodrigues 1997).

A planície de inundação do alto rio Paraná, tem sido objeto de levantamentos sistemáticos de comunidades aquáticas, por meio de Estudos Ecológicos de Longo Prazo do Brasil - PELD/CNPq (sítio 6, PIAP - Planície de Inundação do Alto rio Paraná), bem como de outros projetos anteriores. O clima da região é do tipo tropical subtropical (*Cfa*) segundo o sistema Köppen, caracterizado por temperaturas médias mensais superiores a 15° Celsius (Köppen 1931) e precipitações superiores a 1400 mm por ano (Nitsche et al 2019).

Esses subsistemas são caracterizados por uma notável heterogeneidade ambiental, que englobam rios, canais secundários e lagoas com diferentes graus de conectividade (Souza Filho 2009), os quais produzem complexas interações entre suas águas superficiais, subterrâneas e sistemas ripários, resultando em elevada biodiversidade (Thomaz et al. 2007). A conectividade entre os ambientes da planície é mantida pelo pulso de inundação, o qual tem sido severamente afetado pela série de barramentos construídos a montante desses sistemas (Agostinho et al. 2008, 2009; Alves et al. 2021) (Figura 1).

1.2.2 Coleta de dados

1.2.2.1 Amostragens das comunidades

As coletas foram realizadas semestralmente, nos meses de março e setembro de 2010 a 2020, com exceção dos anos de 2016, 2018 e 2019, as quais ocorreram trimestralmente nos meses de março, junho, setembro e dezembro, totalizando 27 campanhas. Para o ano de 2020, devido a pandemia da COVID-19, apenas uma única coleta, no mês de março foi realizada. Diferentes tipos de *habitats*, lênticos e lóticos, foram amostrados para representar a variabilidade espacial da planície de inundação os quais foram considerados nas análises (Braghin et al. 2021). Assim, as coletas foram realizadas em quatro distintos ambientes de cada subsistema, 12 no total, sendo três rios principais, dois canais secundários quatro lagoas abertas (conectadas ao rio principal) e três lagoas fechadas (sem conexão com o rio principal).

1.2.2.1.1 Protistas ciliados

Dados da comunidade de ciliados no plâncton foram obtidos com auxílio de frascos plásticos de polietileno, a partir de cinco litros de água coletadas à subsuperfície (20 cm abaixo da interface água - ar) dos ambientes. As amostras foram armazenadas em caixas térmicas com gelo e levadas imediatamente ao laboratório para análises da comunidade. Em laboratório, a fim de verificar mudanças na riqueza de espécies, abundância (cels.L^{-1}) e composição de espécies da comunidade de ciliados, as amostras foram filtradas e concentradas em 100 mL, em rede plâncton de 10 μm de abertura de malha. Para as análises quantitativas da comunidade de protistas ciliados, 10 alíquotas de 100 μL cada (1 mL no total) foram contadas em lâminas e as espécies identificadas *in vivo* segundo o método proposto por Madoni (1984). Posteriormente, com o intuito de catalogar espécies raras ou em baixas abundâncias não registradas na análise quantitativa, uma análise qualitativa também foi realizada, por meio da identificação das espécies encontradas em 1 mL da amostra concentrada, em câmara de Sedgewick-Rafter. Ambas as análises foram realizadas em microscópio óptico (Olympus® CX31), nos aumentos de 4 \times , 100 \times e 400 \times , e a identificação foi ao menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografia especializada (Foissner and Berger 1996; Foissner et al. 1999; Berger and Foissner 2004).

- Dados funcionais da comunidade de ciliados

Para cada espécie de protista ciliado registrada no período dos dez anos analisados (198 espécies no total), foi construída uma matriz com nove traços funcionais, que consideraram aspectos importantes da comunidade de ciliados. Esses traços funcionais englobavam duas das três categorias de traços propostas em Gravel et al. (2016) e Weisse (2017). Assim, ‘traços topológicos’ (1) relacionados a interações como predador-presa, características de alimentação das espécies (e.g. categorias tróficas) e de vulnerabilidade (e.g., mecanismos de defesa) e ‘traços de história de vida’ (2), que não estão envolvidos necessariamente as interações tróficas, mas que afetam a dinâmica populacional, como formação de cistos de repouso, e presença ou não de zooclorela, foram considerados (Tabela1). Os ‘traços de consumo’ (3), terceira categoria proposta por estes autores, não foram considerados devido à especificidade dos traços, que considera, sobretudo, constantes numéricas (*per capita*), como taxas de crescimento, ingestão e conversão em biomassa entre outros que são escassas na literatura, para a maioria das espécies de ciliados analisadas.

Tabela 1: Características e divisão dos traços funcionais utilizadas para construção da matriz de dados funcionais dos protistas ciliados registrados na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná.

CLASSIFICAÇÃO	SIGNIFICADO	TRAÇOS	CATEGORIAS	Tipo de dado
História de vida	Tamanho ou forma do corpo	Comprimento	Comprimento da célula (μm)	Numérica
História de vida	Tamanho ou forma do corpo	Largura	Largura da célula (μm)	Numérica
História de vida	Tamanho ou forma do corpo	Formato da célula	Anforiforme; bursiforme; caliciforme; campaniforme; cilindriforme; coniforme; cordiforme; elipsoide; escutiforme; esferiforme; fusiforme; globuliforme; lageniforme; lanciforme; lanciliforme; obclaviforme; obconiforme; oboviforme; obpiriforme; oviforme; piriforme; reniforme; romboide; saculiforme; semi-elipsoide e trompetiforme	Categórica
História de vida	Formação de cistos	Encistamento	Sim ou não	Ordinal
História de vida	Simbiose	Presença de Zooclorela	Sim ou não	Ordinal
Características topológicas	Captura de recursos	Alimentação	Mixotrófico; Nano/micro interceptor; Pico filtrador; Nano filtrador	Dummy
Características topológicas	Hábito de vida	<i>Habitat</i>	Anaerobico; bentônico; epibionte; pelagico; perifítico e úmido	Dummy
Características topológicas	Mecanismo de defesa	Tipo de extrusomes	Haptocistos; mucocistos; pigmentocistos; pexicistos e tricocistos	Dummy
Características topológicas	Fixação ao substrato	Capacidade de fixação	Sim ou não	Ordinal

Fonte: De acordo com Weisse (2017).

Para características topológicas, quatro traços funcionais foram considerados, sendo características de 'alimentação' (quatro categorias), 'preferência de *habitat*' (seis categorias), 'tipo de extrusomes' (cinco categorias) e 'capacidade de fixação ao substrato' (duas categorias). Para características de história de vida, cinco traços foram coletados, entre eles, 'tamanho' (μm), 'largura' (μm), 'formato da célula' (26 categorias), 'formação de cisto de resistência' (duas categorias) e 'presença de zooclorela' (duas categorias) (Tabela 1).

Para caracterização dos traços funcionais foi realizada uma busca ativa em literatura mundial especializada (Foissner and Berger 1996; Foissner et al. 1999; Berger and Foissner 2004; Mironova et al. 2012, 2013; Adl et al. 2019) e em banco de dados confiáveis disponíveis na *web* que disponibilizassem descrições e características das espécies de ciliados como o *Global Biodiversity Information Facility* (Gbif) e *World Register of Marine Species* (Worms) (que também disponibilizam dados de espécies de água doce). A escolha dos traços para análise funcional de ciliados nesse estudo se deu pela importância dos mesmos para a comunidade aquática, pelos papéis ecológicos desempenhados nas interações biológicas intra e interespecíficas nos ecossistemas e pela disponibilidade dos dados na literatura para as espécies.

Os traços cuja duas ou mais categorias poderiam ocorrer para uma mesma espécie, como ‘alimentação’, ‘tipo de *habitat*’ e ‘tipo de extrusomes’, foram consideradas como variável *Dummy* nas análises, desse modo, cada categoria compunha uma coluna da matriz de dados e as informações para cada espécie preenchidas como presença (1) e ausência (0). Apenas a categoria de traço ‘formato da célula’ foi utilizado como variável categórica. Para consultar a categorização funcional de cada táxon, consultar o apêndice A.

- Dados filogenéticos da comunidade de ciliados

Os dados filogenéticos foram obtidos de acordo com o estudo mais recente de Adl et al. (2019), que dispõe de uma revisão na classificação, nomenclatura e diversidade de eucariotos, com ênfase nos protistas. O esquema de classificação proposto reconhece táxons considerados evolutivamente relacionados e os demais táxons parafiléticos são identificados.

Uma matriz com a classificação sistemática completa foi elaborada, para cada espécie de protista ciliado encontrado no estudo. Essa matriz contém toda a classificação reconhecida dos protistas ciliados desde o domínio até o nível de espécie. Quando as pesquisas eram insuficientes para determinar a classificação em um determinado nível hierárquico da espécie, o termo “*Incertae sedis*” foi utilizado, assim como proposto por Adl et al. (2019). Para consultar a classificação filogenética de cada táxon, consultar o apêndice B.

1.2.2.2 *Dados bióticos*

1.2.2.2.1 Comunidade fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica foi amostrada diretamente a subsuperfície (20 cm de profundidade) de cada um dos 12 ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, com auxílio de frascos (150 mL), na zona limnética de cada ambiente, sendo as amostras preservadas

com Lugol acético 1%. A fim de auxiliar na identificação das espécies, também foram realizadas coletas com rede de plâncton (15 μm), as quais foram preservadas em solução de Transeau.

As contagens foram realizadas em transecto por campos aleatórios em microscópio invertido (aumento de 400 \times) em câmara de sedimentação (Utermöhl 1958; Lund et al. 1958). A abundância total (ind. L^{-1}) dos principais grupos fitoplanctônicos; cianobactérias, diatomáceas, fitoflagelados, algas verdes e xantofíceas, foram considerados como categorias bióticas e consideradas no estudo como item alimentar (recurso) para comunidade de ciliados.

1.2.2.2.2 Comunidade Zooplanctônica

O zooplâncton (amebas testáceas, rotíferos, cladóceros e copépodes) foi amostrado em cada um dos 12 ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, no mesmo dia e horário das coletas dos protistas ciliados. As coletas foram realizadas na região pelágica de cada ambiente (aproximadamente 0,5 a 1 m de profundidade), sendo filtrados 600 L de água utilizando-se uma bomba motorizada e rede de plâncton de 68 μm . A amostra concentrada foi armazenada em frascos de polietileno e preservada em solução de formaldeído 4 %, tamponada com carbonato de cálcio. A identificação e estimativa de abundância (ind. m^{-3}) de protistas testáceos, rotíferos, cladóceros e copépodes foram realizadas por subamostragem com pipeta Hensen-Stempel, em câmaras de Sedgewick-Rafter a partir de metodologia modificada embasada em Bottrell et al. (1976), em microscópio ótico. A identificação das espécies foi feita por meio de literatura específica (Vucetich 1973; Koste 1978; Reid 1985; Matsumura-Tundisi 1986; Segers 1995; Velho et al. 1996; Velho and Lansac-Tôha 1996; Lansac-Tôha et al. 2002; Elmoor-Loureiro 2004).

A abundância total dos principais grupos zooplanctônicos foram utilizadas como *proxy* de predação e/ou competição nas análises desse estudo.

1.2.2.3 *Dados abióticos*

Com a mesma periodicidade de coletas da comunidade de ciliados, em cada ambiente, foi caracterizado às condições ambientais, como: profundidade (m); temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$; aparelho portátil digital YSI 550A); pH (potenciômetro digital DigiMed); oxigênio dissolvido (OD – $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e OD%; oxímetro digital YSI 550A); condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; potenciômetro digital portátil DigiMed; Secchi (m, disco de Secchi); turbidez (NTU-turbidímetro portátil LaMotte $\text{\textcircled{R}}$). As variáveis MST - Material em suspensão total; MSI-

Material em suspensão inorgânico; MSO - Material em suspensão orgânico; NT- Nitrogênio total; NO₃ - Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$); NH₄ - Amônio; PT - Fósforo total e PO₄ – Fosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$), foram mensuradas de acordo com os procedimentos metodológicos descritos por Roberto et al. (2009).

1.2.2.4 *Dados espaciais*

Para dados espaciais, foram utilizadas nas análises as coordenadas geográficas de cada ambiente de amostragem obtidos a partir de GPS - *Global Positioning System* portátil. Também foi utilizado como dados espaciais os diferentes subsistemas que compreendem a planície de inundação do alto rio Paraná: Ivinhema, Baía e Paraná.

1.2.2.5 *Dados temporais*

Para caracterizar as oscilações climáticas em suas respectivas fases e quantificar fatores ambientais, foi utilizado o *Oceanic Niño Index* (ONI) - que é um indicador da fase ENSO e que considera anomalias das temperaturas médias de 3 meses da superfície do oceano e que permite inferir sobre a ocorrência e intensidade de eventos *El Niño* ou *La Niña* (Alves et al. 2021; Ramos et al. 2021)

Os dados mensais do fenômeno ENSO de 2010 a 2020 foram obtidos a partir do *Golden Gate Weather Services* (2022). Os valores de ONI, que podem se apresentar de três fases distintas, onde valores maiores ou iguais a 0,5 representam eventos de *El Niño* (períodos mais quentes) e valores menores ou iguais a - 0,5 representam eventos de *La Niña* (períodos mais frios). Os valores maiores que -0,5 e menores que 0,5 são considerados neutros, em que nenhum dos eventos demonstrou intensidade suficiente para ocorrer (ou seja, ausência de eventos ENSO) (Huang et al. 2017) (Figura 2).

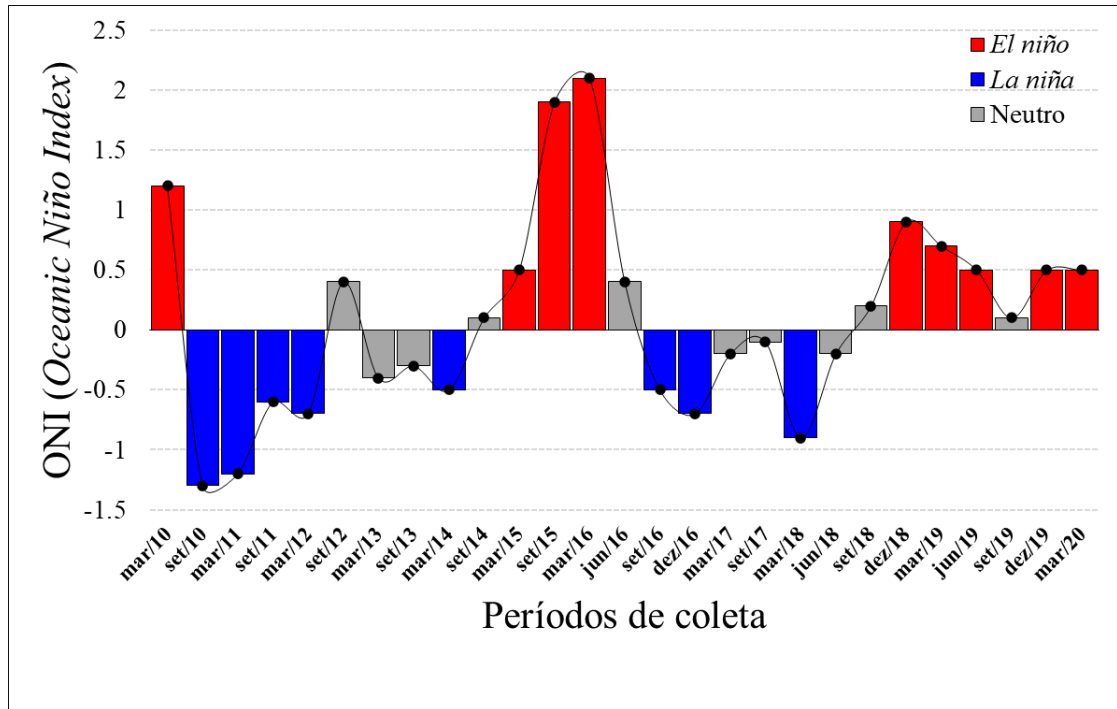


Figura 2 – Valores de ONI para cada mês de coleta na planície de inundação do alto rio Paraná. Valores de ONI positivos (em vermelho) indicam ação do fenômeno *El Niño*. Valores negativos de ONI (em azul), fenômeno *La Niña*. As barras em cor cinza indicam que não houve influência de qualquer fenômeno no período amostral.

Os valores de ONI são calculados a partir de médias trimestrais de anomalias da superfície do mar (*Extended Reconstructed Sea Surface Temperature - ERSST.v5*) para a região *Niño 3.4* (nas coordenadas 5°N–5°S, 120°–170°W (Huang et al. 2017) (Figura 3).

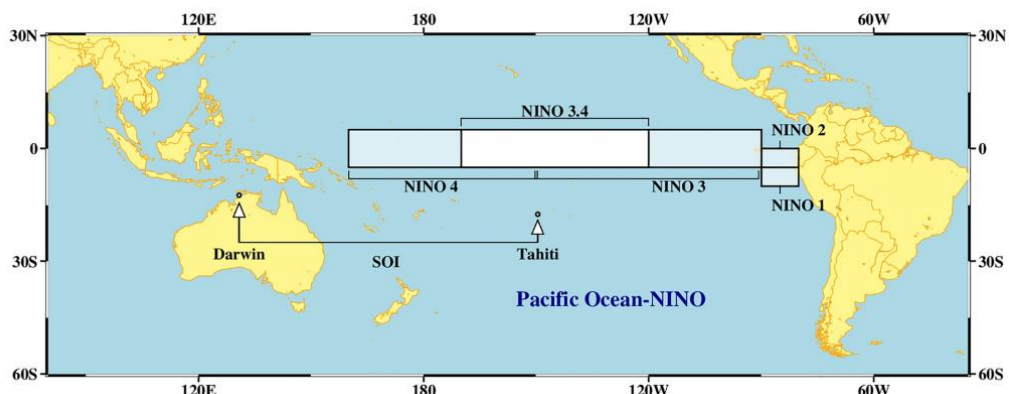


Figura 3: Regiões do *Niño* localizadas no Oceano Pacífico Equatorial. A região branca mostra a região 3.4 onde os dados de ONI são medidos. Fonte da imagem: (Yu et al. 2021).

Ainda, dados de nível hidrométrico, coletados a partir de uma régua localizada no Rio Paraná, instalada próxima a Base avançada de pesquisas da Universidade Estadual de Maringá, foram utilizados, a fim de verificar a influência de regimes de cheia e seca sobre a comunidade de protistas ciliados. Os valores médios foram coletados diariamente no período da manhã e ao entardecer, de março de 2010 a março de 2020. Foi considerado o nível médio do dia (24 horas), bem como as médias diárias de sete, 15 e 30 dias anteriores a coleta das comunidades

planctônicas e variáveis abióticas. Como as quatro medidas consideradas apresentaram multicolinearidade, optou-se pela medida que apresentou maior significância e explicação nos modelos. Portanto, médias de sete dias foram consideradas como a variável referente ao nível hidrométrico.

1.2.3 Cálculo da diversidade beta taxonômica, funcional e filogenética

A partir dos dados de presença/ausência e de abundância da comunidade de protistas ciliados, foram criadas matrizes de dissimilaridades para cada uma das três facetas da biodiversidade analisadas: taxonômica, funcional e filogenética. Para dados taxonômicos, a matriz de dissimilaridade foi calculada par a par entre os ambientes, aplicando o índice de Sørensen em dados de presença-ausência e o índice de Bray-Curtis em dados de abundância (Legendre 2014), utilizando a função beta do pacote BAT do programa R (Cardoso et al. 2022). A diversidade funcional e filogenética foi calculada seguindo o método proposto por Cardoso et al. (2015). Para tal, primeiramente foram geradas matrizes de dissimilaridade com base no índice de *Gower* entre cada par de espécies, a partir das matrizes de traços funcionais e filogenética descritas acima, usando a função *gawdis* do pacote *gawdis* (de Bello et al. 2021) e a função *taxa2dist* do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2022) respectivamente. Posteriormente os dados funcionais e filogenéticos foram utilizados na análise de cluster (função *hclust* do pacote *stats*), onde os valores da distância entre os ramos foram considerados para cálculo da diversidade beta total de cada faceta, aplicando os mesmos índices e a mesma função utilizada para a faceta taxonômica.

O cálculo da diversidade β foi realizado capturando padrões espaço-temporais ao longo das 27 campanhas realizadas. Considerou-se o conjunto de dados completo, que inclui a variação entre ambientes lênticos (7 ambientes) e lóticos (5 ambientes), composto, portanto, por uma matriz com 336 linhas (12 ambientes \times 27 tempos).

1.2.3.1 Variáveis preditoras

Foram utilizadas, quatro conjuntos de variáveis preditoras: abióticos, bióticos, espaciais e temporais.

O componente abiótico consistiu em um conjunto de dados limnológicos descritos acima, enquanto o fator biótico incluiu tanto possíveis recursos (abundância dos grupos fitoplanctônicos) (Posch et al. 2015; Haraguchi et al. 2018), quanto potenciais predadores (abundância dos grupos zooplanctônicos) dos protistas ciliados (Stoecker and Capuzzo 1990).

Ambas as matrizes de dados abióticos e bióticos foram padronizadas utilizando a função `decostand` e o método `standardize` no programa R. Todas as variáveis preditoras foram organizadas seguindo o mesmo modelo de conjunto de dados realizado para o cálculo da diversidade β .

Foi verificada a multicolinearidade para cada matriz de dados preditores usando fatores de inflação de variância (VIF-*Variance Inflation Factor*) e removidas as variáveis que estavam correlacionadas com outras variáveis (VIF > 5) (Oksanen et al. 2022). Portanto, nos dados abióticos permaneceram para as análises posteriores as variáveis profundidade, temperatura da água, OD (mg.L^{-1}), pH, condutividade elétrica, Secchi, turbidez, MST, NT, NO₃, NH₄, PT e PO₄. Para preditores bióticos, permaneceram todas as variáveis (VIF < 5).

As variáveis espaciais, derivadas das coordenadas geográficas dos locais, foram submetidas ao método dbMEM (*distance-based Moran's eigenvector maps*; Dray et al. 2012), utilizando a função dbMEM do pacote `adespatial` (Dray et al. 2022), em que os eixos (autovetores de uma PCoA) são utilizados como variáveis explicativas do modelo espacial (Legendre and Legendre 2012). Neste estudo, foram geradas 11 dbMEMs, que foram organizadas repetidamente para cada campanha amostral. Ainda, uma vez que, a área de estudo inclui pontos de amostragem em três subsistemas distintos e bem delimitados, que sofrem diferentes graus de impacto antropogênico (Agostinho et al. 2004), o componente espacial também incluiu uma variável *dummy*, que considera o subsistema ao qual os pontos amostrais estão inseridos.

Os dados temporais foram derivados de AEMs (*Asymmetric Eigenvector Maps* Blanchet et al. 2008), utilizadas como *proxies* de processos temporais (Legendre and Gauthier 2014). As AEMS temporais são construídas levando em conta o número de campanhas amostrais de toda série temporal do estudo (Blanchet et al. 2008). Assim, as 27 campanhas de amostragens foram utilizadas para criar uma nova matriz com 26 autovetores, que representam formas de processos estocásticos temporais, incluindo padrões direcionais e oscilações cíclicas em escalas temporais finas e amplas (Legendre and Gauthier 2014). Foram considerados na matriz temporal dois fatores fundamentais para variação das comunidades aquáticas ao longo do tempo: a variação do nível hidrométrico, que está diretamente relacionado ao pulso de inundação (Junk et al. 1989), e o ONI, que tem sido apontado como importante impulsionador de mudanças meteorológicas. Tais fatores afetam diretamente as comunidades biológicas (Bomfim et al. 2021; Alves et al. 2021), incluindo a comunidade de protistas ciliados (Pineda et al. 2019)

1.2.3.2 *Análise de dados*

Todos os procedimentos analíticos desse estudo foram realizados utilizando-se o programa R (R Core Team 2021).

Para avaliar o papel dos fatores abióticos, bióticos, espaciais e temporais sobre as diferentes facetas da diversidade β (taxonômica, funcional e filogenética), baseados tanto em dados de composição (presença/ausência), como em dados de estrutura (abundância), foi utilizado uma dbRDA (*distance-based Redundancy Analysis* - Legendre and Andersson 1999). Utilizou-se o método de particionamento de variância, calculados separadamente, tendo como variáveis resposta cada uma das matrizes de dissimilaridades obtidas, conforme descrito acima.

As análises de partição de variância seguiram o mesmo delineamento analítico realizado para o cálculo da diversidade β . Portanto, a partir dos dados originais, a fim de verificar possíveis diferenças na importância dos diferentes preditores, foram realizados no total 6 modelos de partição de variância (três facetas \times dois tipos de dados).

Para selecionar o melhor conjunto de variáveis preditoras abióticas (A), bióticas (B), espaciais (E) e temporais (T), influenciando cada matriz da diversidade β , foi aplicada uma seleção direta com duas regras de parada (Blanchet et al. 2008). Para isso, utilizou-se a função `ordiR2step` do pacote `vegan`. Essa etapa, necessária para evitar valores explicativos artificialmente inflados nos modelos, se baseia tanto na significância de cada variável preditora, quanto no seu impacto para o valor de R^2 ajustado do modelo.

Posteriormente, no intuito examinar a contribuição relativa dos efeitos puros e compartilhados desses preditores, para explicar a variação da diversidade β , foi realizado o particionamento de variância (Peres-Neto et al. 2006). Assim, a explicação de cada um dos preditores foi decomposta nos componentes puramente abióticos ($A \mid B + E + T$), bióticos ($B \mid A + E + T$), espaciais ($E \mid A + B + T$) e temporais ($T \mid A + B + E$), bem como suas frações compartilhadas. A proporção da variância explicada de cada componente foi estimada por meio de coeficientes de determinação ajustados (R^2 ajustado; Peres-Neto et al. 2006). O valor de p , obtido para cada componente puro, foi calculado com base em 999 permutações (Peres-Neto et al. 2006). A dbRDA foi calculada com a função `capscale` e o particionamento de variação com a função `varpart`, ambos do pacote `vegan` (Oksanen et al. 2022).

Realizou-se partições da variância dentro de cada componente, a fim de verificar quais principais fatores influenciam as diferentes facetas da diversidade β . Assim, o componente abiótico foi decomposto nos fatores limnológicos e tipo de ambiente (lênticos e lóticos), os bióticos em recurso (fitoplâncton) e predação (zooplâncton), os espaciais em dbMEMs e tipo

de sistema (Ivinhema, Baía e Paraná) e, os temporais decompostos em AEMs, ONI e nível hidrométrico.

1.3 Resultados

1.3.1 Biodiversidade de protistas ciliados planctônicos

Foram registradas 198 morfoespécies de ciliados no plâncton dos três subsistemas da planície de inundação do alto rio Paraná, durante o período de dez anos de amostragens. As morfoespécies foram distribuídas em 110 gêneros e 82 famílias pertencentes a 12 classes. As classes Oligohymenophorea (62 morfoespécies) e Spirotrichea (40 morfoespécies) foram as que apresentaram o maior número de morfoespécies nos ambientes analisados. Do total de morfoespécies registradas, 97 ocorreram em ambos os tipos de ambientes (lóticos e lênticos), 90 morfoespécies ocorreram exclusivamente em ambientes lênticos e 11 morfoespécies apenas em ambientes lóticos. Em relação as famílias, Oxytrichidae, Vorticellidae e Epistylididae foram as mais representativas em número de morfoespécies, com 11, nove e nove morfoespécies, respectivamente (Para mais detalhes em relação a ocorrência de espécies ver apêndice C).

1.3.2 Importância dos preditores sobre a composição de ciliados

De modo geral, as variáveis preditoras abióticas selecionadas nos modelos explicativos das facetas taxonômica, funcional e filogenética foram oxigênio dissolvido, turbidez, profundidade, nitrato, disco de Secchi, temperatura da água e nitrogênio total. Para a faceta funcional, além dessas variáveis, condutividade elétrica e amônio também foram incluídas (Tabela 3). Entre as variáveis bióticas, diatomáceas, fitoflagelados e cianobactérias, como recurso alimentar e, rotíferos e copépodes como predadores, foram variáveis comuns nos modelos para as três facetas de diversidade. Dentre as variáveis espaciais (dbMEMs) e temporais (AEMs), foram selecionados autovetores que representam variação espacial/temporal tanto em ampla (primeiros autovetores) quanto em fina escala (últimos autovetores).

Os resultados não mostraram padrões evidentemente distintos entre as três facetas da diversidade analisadas, de tal forma que, comparativamente, independentemente da faceta analisada, a mesma variável preditora com maior poder de explicação foi comum a todas elas. Todos os preditores (abióticos, bióticos, espaciais e temporais) tiveram efeitos significativos sobre a diversidade beta taxonômica ($\beta_{tax_{pa}}$), funcional ($\beta_{func_{pa}}$) e filogenética ($\beta_{phyl_{pa}}$) da comunidade de ciliados, exceto o preditor abiótico na $\beta_{func_{pa}}$, que foi marginalmente

significativo ($p = 0,089$) (Figura 4). Juntos, os preditores explicaram 22% da variação na $\beta_{tax_{pa}}$ e $\beta_{func_{pa}}$, e 25% na $\beta_{phyl_{pa}}$ da comunidade (Figura 4; Tabela 3).

Em relação ao poder explicativo total de cada preditor, os preditores abióticos foram os mais importantes para todas as facetas especialmente para $\beta_{func_{pa}}$, cuja explicação da variação dos dados foi de 15%. Em relação aos preditores bióticos, a $\beta_{func_{pa}}$ foi a que apresentou o maior valor de explicação (13%). Os preditores espaciais foram mais importantes sobre a comunidade de ciliados na $\beta_{phyl_{pa}}$ e $\beta_{func_{pa}}$, com explicação de 12 % para ambas (Figura 4; Tabela 3).

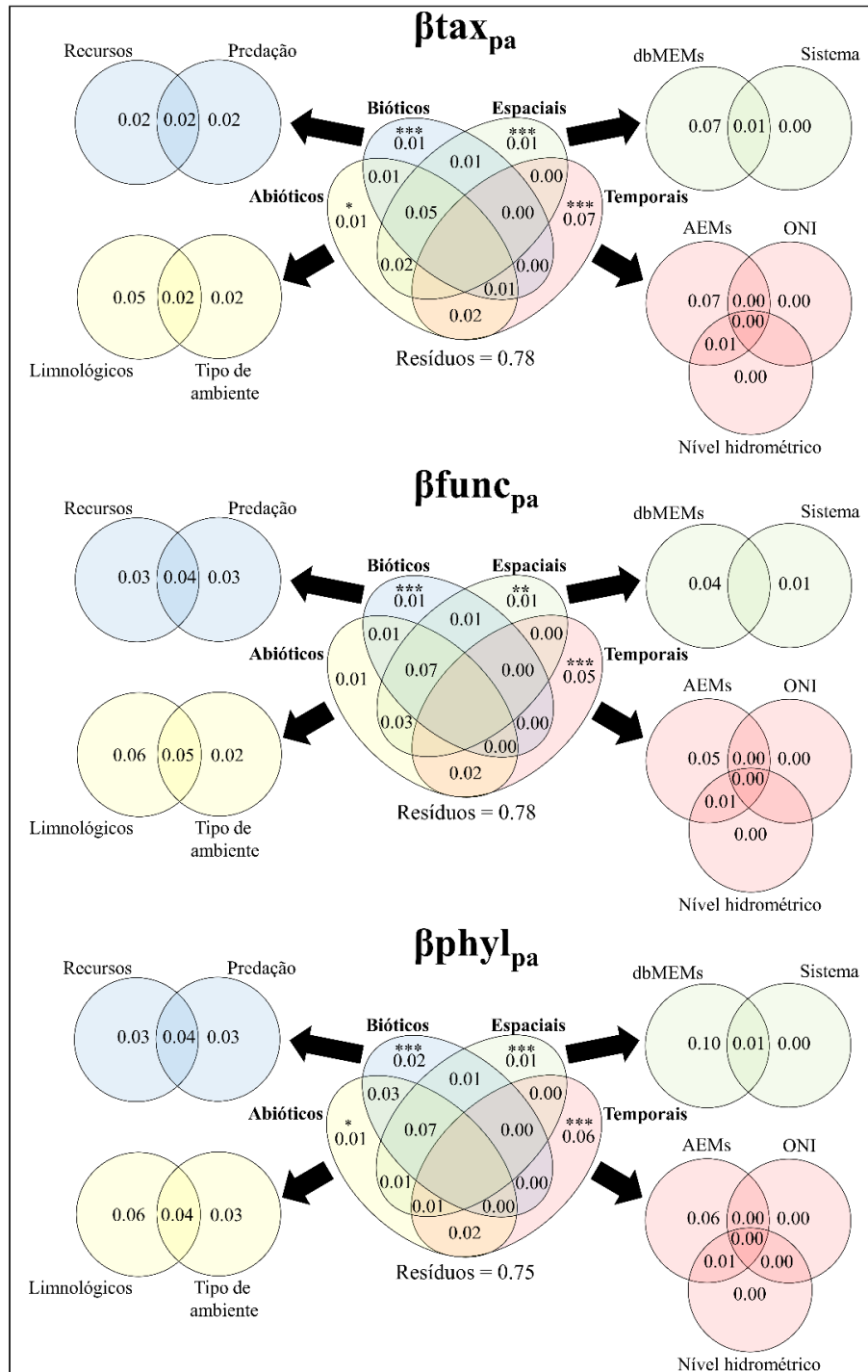


Figura 4. Diagramas de Venn baseados na partição da variância que mostra a contribuição relativa dos preditores abióticos, bióticos, espaciais e temporais na explicação da $\beta_{tax_{pa}}$, $\beta_{func_{pa}}$ e $\beta_{phyl_{pa}}$ de protistas ciliados baseada em dados de composição de espécies. As setas indicam a contribuição relativa de cada variável dentro de cada preditor. Os valores representam os valores de R^2 ajustados. Os valores das frações negativas não são apresentados. Três asteriscos representam resultados significativos $p \leq 0,001$; dois asteriscos representam resultados significativos $p < 0,01$; um asterisco $p < 0,05$.

A fração compartilhada entre dados abióticos, bióticos e espaciais foi o fator que mais contribuiu para explicação da $\beta_{func_{pa}}$ (12 %). Esta mesma fração explicou 11% da $\beta_{phyl_{pa}}$, enquanto que para $\beta_{tax_{pa}}$, contribuiu com 9 %. Outras frações compartilhadas, como observado

entre os preditores temporais e abióticos, explicaram 2 % da variação da comunidade, para as três facetas avaliadas (Figura 4; Tabela 3).

Tabela 3 - Variáveis obtidas por seleção direta de modelos e as variáveis *dummy* utilizadas na análise de dbRDA e valores cumulativos R^2 .adj para as facetas taxonômica, funcional e filogenética da comunidade de ciliados baseada em dados de composição de espécies. $\beta_{tax_{pa}}$ = beta taxonômica total; $\beta_{func_{pa}}$ = beta funcional total; $\beta_{phyl_{pa}}$ = beta total filogenética; dbMEM = autovetores espaciais; AEM= autovetores temporais.

Faceta taxonômica				
$\beta_{tax_{pa}}$	Abióticos	Bióticos	Espacial	Temporal
	Oxigênio dissolvido	Rotíferos	dbMEM 2	AEM T1
	Turbidez	Diatomáceas	dbMEM 1	AEM T2
	Profundidade	Copépodos	dbMEM 8	AEM T3
	Nitrato	Fitoflagelados	dbMEM 10	AEM T26
	Temperatura da água	Testáceos	dbMEM 3	AEM T6
	Nitrogênio Total	Cianobactérias	dbMEM 6	AEM T9
	Secchi	Cladóceras	dbMEM 7	AEM T10
	Tipo de ambiente (<i>dummy</i>)	Xantofíceas	dbMEM 9	AEM T19
			dbMEM 4	AEM T7
			dbMEM 11	AEM T11
			Sistema (<i>dummy</i>)	AEM T20
				AEM T25
				AEM T18
				AEM T12
				AEM T5
				AEM T4
				AEM T14
				AEM T17
				ONI
				Nível hidrométrico
Adj. R²	0.12	0.09	0.09	0.10

Faceta funcional				
$\beta_{func_{pa}}$	Abióticos	Bióticos	Espacial	Temporal
	Oxigênio dissolvido	Rotíferos	dbMEM 2	AEM T1
	Turbidez	Diatomáceas	dbMEM 8	AEM T2
	Profundidade	Cianobactérias	dbMEM 10	AEM T6
	Nitrato	Copépodos	dbMEM 1	AEM T3
	Secchi	Fitoflagelados	dbMEM 4	AEM T10
	Temperatura da água		dbMEM 6	AEM T26
	Nitrogênio Total		dbMEM 7	AEM T7
	Fosfato		dbMEM 3	AEM T12
	Condutividade		dbMEM 9	AEM T11
	Amônio		dbMEM 11	AEM T16
	Tipo de ambiente (<i>dummy</i>)		Sistema (<i>dummy</i>)	AEM T18
				ONI
				Nível hidrométrico

βfunc_{pa}	Abióticos	Bióticos	Espacial	Temporal
Adj. R ²	0.14	0.10	0.12	0.07

Faceta Filogenética

βphyl_{pa}	Abióticos	Bióticos	Espacial	Temporal
	Oxigênio dissolvido	Rotíferos	dbMEM 2	AEM T3
	Turbidez	Diatomáceas	dbMEM 1	AEM T1
	Nitrato	Cianobactérias	dbMEM 8	AEM T2
	Profundidade	Fitoflagelados	dbMEM 10	AEM T7
	Secchi	Cladóceras	dbMEM 4	AEM T20
	Nitrogênio Total	Copépodos	dbMEM 6	AEM T10
	Temperatura da água		dbMEM 9	AEM T6
	Tipo de ambiente (<i>dummy</i>)		dbMEM 7	AEM T9
			dbMEM 3	AEM T26
			Sistema (<i>dummy</i>)	AEM T14
				AEM T19
				AEM T22
				AEM T5
				ONI
				Nível hidrométrico
Adj. R ²	0.15	0.13	0.11	0.09

Isoladamente, o preditor temporal foi o mais importante para explicar especialmente a variação βtax_{pa} (7%), mas com significativa importância também para βphyl_{pa} (6%) e βfunc_{pa} (5%) (Figura 4; Tabela 3). Quando realizada a partição da variância desse preditor, em todas as facetadas da diversidade analisada, a explicação ocorreu somente pelos autovetores AEMs (Figura 4; Tabela 3). O ONI não teve nenhuma participação sobre os padrões de variação da diversidade β .de ciliados. O nível hidrométrico contribuiu com apenas 1%, para todas as facetadas e, ainda assim, essa porcentagem foi compartilhada com os autovetores AEMs, o que sugere que toda a variação temporal da comunidade pode ser captada, quase que, exclusivamente pelas AEMs.

A partição da variância dos preditores abióticos demonstrou uma maior participação dos fatores limnológicos, na explicação da βfunc_{pa} (11%) e βphyl_{pa} (10%). O tipo de ambiente contribuiu com 7% da explicação da βfunc_{pa} e βphyl_{pa} , enquanto que para a βtax_{pa} , contribuiu com apenas 4%. Tanto a disponibilidade de recursos (fitoplâncton) quanto a presença de predador (zooplâncton) foram variáveis bióticas importantes. Embora com valores muito próximos de explicação, recursos e predadores foram mais expressivos na βfunc_{pa} e βphyl_{pa} , em que ambas somaram 10% da explicação. Assim como observado para os preditores temporais, os autovetores espaciais - dbMEMs foram suficientes para explicar a variação da comunidade, sendo o poder explicativo muito maior na βphyl_{pa} (11 %). A identidade do subsistema (Baia,

Ivinhema e Paraná), utilizado como variável *dummy* nos preditores espaciais, foi importante apenas para βfunc_{pa} , com 1 % de explicação (Figura 4; Tabela 3).

1.3.3 Importância dos preditores sobre a estrutura de ciliados

Para os resultados de diversidade beta, baseada em dados de abundância comunidade, as variáveis predictoras abióticas, selecionadas em comum nos modelos explicativos das facetas taxonômica, funcional e filogenética, foram oxigênio dissolvido, turbidez, profundidade, nitrato, temperatura da água, disco de Secchi e nitrogênio total. O amônio, além dessas variáveis, foi selecionado nos modelos explicativos da estrutura da comunidade na faceta taxonômica. Ainda, para a faceta funcional, o fosfato foi importante e, para a faceta filogenética, a condutividade elétrica. Entre as variáveis bióticas, a densidade dos grupos fitoplanctônicos diatomáceas, fitoflagelados, algas verdes e xantofíceas e, entre os grupos zooplanctônicos, os rotíferos, cladóceros e testáceos foram variáveis comumente selecionadas nos modelos para as três facetas. O grupo de cianobactérias foi selecionado para as facetas funcional e filogenética. Os copépodes foram selecionados para as facetas taxonômica e filogenética. Assim como observado para os resultados baseados em dados de presença e ausência de ciliados, as variáveis espaciais (dbMEMs) e temporais (AEMs), foram selecionados como autovetores que representam variação espacial/temporal em ampla e fina escala, em todas as três facetas estudadas (Tabela 4).

Tabela 4 - Variáveis obtidas por seleção direta de modelos e as variáveis *dummy* utilizadas na análise de dbRDA e valores cumulativos R^2_{adj} para as facetas taxonômica, funcional e filogenética da comunidade de ciliados baseada em dados de estrutura de espécies. βtax_{pa} = beta taxonômica total; βfunc_{pa} = beta funcional total; βphyl_{pa} = beta total filogenética; dbMEM = autovetores espaciais; AEM= autovetores temporais.

Faceta taxonômica				
βtax_{ab}	Abióticos	Bióticos	Espacial	Temporal
	Oxigênio dissolvido	Rotíferos	dbMEM 2	AEM T2
	Turbidez	Diatomáceas	dbMEM 1	AEM T1
	Profundidade	Fitoflagelados	dbMEM 8	AEM T3
	Nitrato	Cladóceros	dbMEM 10	AEM T7
	Temperatura da água	Xantofíceas	dbMEM 9	AEM T26
	Fosfato	Testáceos	dbMEM 6	AEM T6
	Amônio	Copépodos	dbMEM 4	AEM T10
	Nitrogênio Total	Algas verdes	dbMEM 11	AEM T25
	Secchi		dbMEM 3	AEM T17
	Tipo de ambiente (<i>dummy</i>)		dbMEM 7	AEM T11
			Sistema (<i>dummy</i>)	AEM T23
				AEM T24
				AEM T4
				AEM T12

$\beta_{tax_{ab}}$	Abióticos	Bióticos	Espacial	Temporal
				AEM T19 AEM T20 AEM T9 AEM T5 ONI Nível hidrométrico
Adj. R²	0.08	0.05	0.08	0.07

Faceta funcional

$\beta_{func_{ab}}$	Abióticos	Bióticos	Espacial	Temporal
	Secchi	Algas verdes	dbMEM 2	AEM T2
	Oxigênio dissolvido	Rotíferos	dbMEM 10	AEM T1
	Turbidez	Copépodos	dbMEM 6	AEM T16
	Profundidade	Diatomáceas	dbMEM 4	AEM T7
	Nitrato	Fitoflagelados	dbMEM 8	AEM T6
	Temperatura da água	Xantofíceas	dbMEM 1	AEM 17
	Fosfato	Cladóceras	dbMEM 9	AEM 10
	Nitrogênio Total	cianobactérias	dbMEM 11	ONI
	Tipo de ambiente (<i>dummy</i>)	Testáceos	dbMEM 5 dbMEM 3 Sistema (<i>dummy</i>)	Nível hidrométrico
Adj. R²	0.15	0.12	0.13	0.07

Faceta filogenética

$\beta_{phyl_{ab}}$	Abióticos	Bióticos	Espacial	Temporal
	Secchi	Algas verdes	dbMEM 2	AEM T2
	Oxigênio dissolvido	Rotíferos	dbMEM 10	AEM T7
	Turbidez	Diatomáceas	dbMEM 8	AEM T1
	Profundidade	Fitoflagelados	dbMEM 1	AEM T3
	Nitrato	Cladóceras	dbMEM 6	AEM T16
	Nitrogênio Total	Xantofíceas	dbMEM 4	AEM 6
	condutividade	Testáceos	dbMEM 9	AEM 11
	Tipo de ambiente (<i>dummy</i>)	cianobactérias	dbMEM 11 dbMEM 3 dbMEM 5 dbMEM 7 Sistema (<i>dummy</i>)	AEM 10 AEM 14 ONI Nível hidrométrico
Adj. R²	0.14	0.11	0.12	0.06

As variáveis preditoras analisadas apresentaram um baixo poder explicativo para $\beta_{tax_{ab}}$, quando comparadas a $\beta_{func_{ab}}$ e $\beta_{phyl_{ab}}$. Mesmo assim, todos os preditores foram expressivamente significativos, com valores de p menores que 0,002 (Figura 5 e Tabela 4).

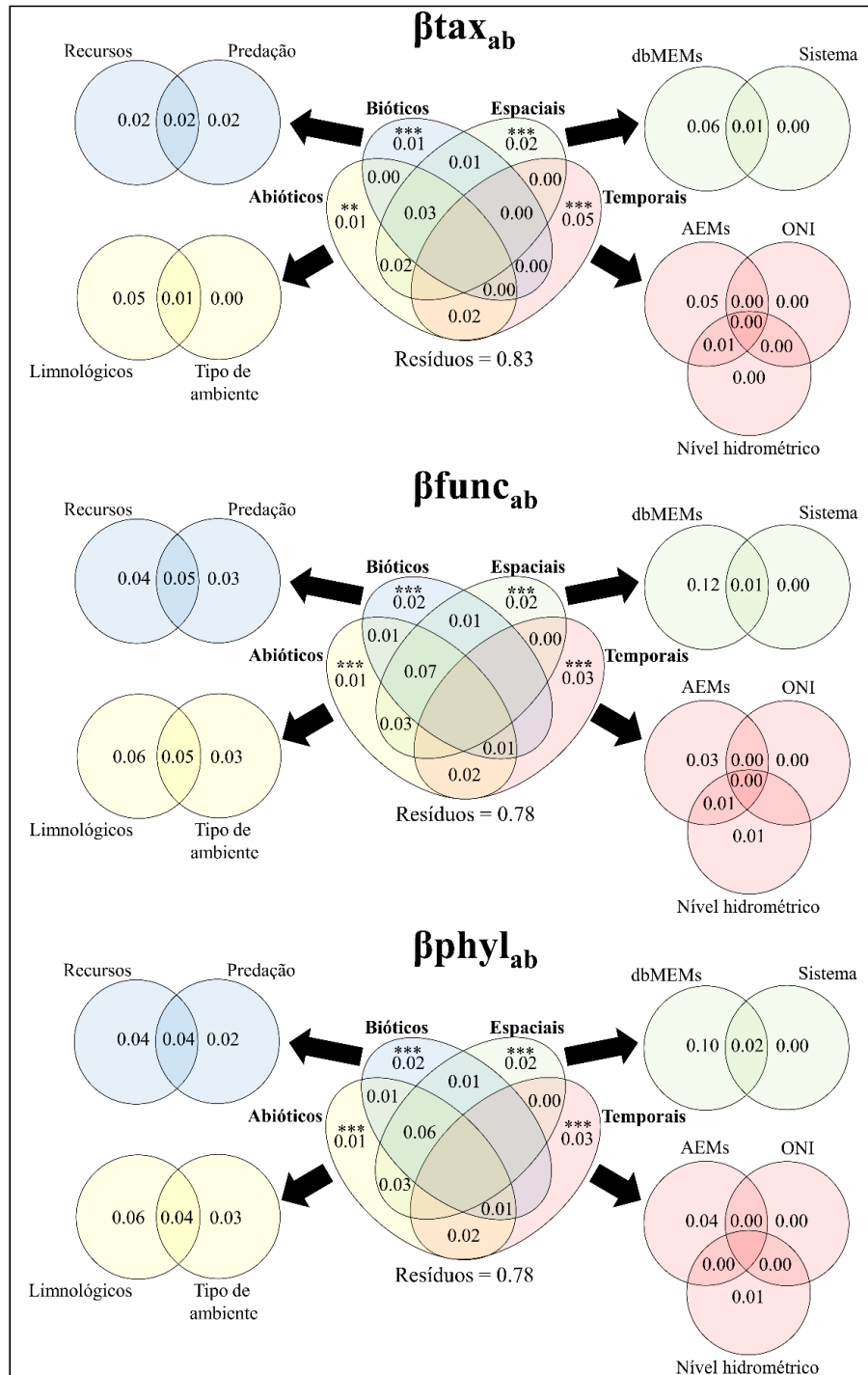


Figura 5. Diagramas de Venn baseados na partição da variância que mostra a contribuição relativa dos preditores abióticos, bióticos, espaciais e temporais na explicação da $\beta_{tax_{pa}}$, $\beta_{func_{pa}}$ e $\beta_{phyl_{pa}}$ de protistas ciliados baseada em dados de estrutura de espécies. As setas indicam a contribuição relativa de cada variável dentro de cada predictor. Os valores representam os valores de R^2 ajustados. Os valores das frações negativas não são apresentados. Três asteriscos representam resultados significativos $p \leq 0,001$; dois asteriscos representam resultados significativos $p < 0,01$; um asterisco $p < 0,05$.

Considerando a explicação total de cada componente, os preditores abióticos tiveram o maior poder de explicação da diversidade β entre as facetas analisadas, seguindo o mesmo padrão observado para dados de composição. No entanto, esse predictor foi muito mais

importante para βfunc_{ab} (15 %) e βphyl_{ab} (14 %). Da mesma forma, uma importância expressiva dos componentes bióticos foi observada para βfunc_{ab} (12 %) e βphyl_{ab} (11%). Esse mesmo padrão foi observado em relação aos preditores espaciais ($\beta\text{func}_{ab}=13\%$ e $\beta\text{phyl}_{ab}=12\%$). Em contrapartida, a explicação do preditor temporal foi semelhante entre as três facetas analisadas, porém mais importante na explicação da βtax_{ab} (7 %) (Figura 5; Tabela 4).

A fração compartilhada também seguiu o padrão observado para dados de composição, sendo os preditores abióticos, bióticos e espaciais os mais importantes, especialmente para βfunc_{ab} (7 %) e βphyl_{ab} (6 %). A fração que compõe a explicação dos preditores abióticos e temporais foi de 2 % para todas as facetas da diversidade, e a fração entre abióticos e espaciais de 3 % para ambas as facetas βfunc_{ab} e βphyl_{ab} (Figura 5; Tabela 4).

Os preditor mais importante isoladamente entre as facetas analisadas foi o temporal, especialmente para βtax_{ab} (5 %). Ao se verificar a importância dos fatores que compunham o preditor temporal, os autovetores AEMs, quase que exclusivamente, responderam por toda variação da diversidade beta, com maior importância para βphyl_{ab} (5%) e βtax_{ab} (4%). O nível hidrométrico foi responsável por 1 % da variação exceto na βtax_{ab} , onde essa variação foi compartilhada com as AEMs. Novamente, os dados relacionados à ONI, não tiveram efeito algum sobre a diversidade beta das facetas da diversidade (Figura 5; Tabela 4).

Ainda, a partição do preditor espacial não mostrou nenhuma importância da variável *dummy* que considera a diferença entre os sistemas da planície de inundação. No entanto, uma pequena parcela de contribuição (entre 1 e 2 %) foi compartilhada com os autovetores dbMEMs, os quais foram importantes, principalmente para a βfunc_{ab} (12%) (Figura 5; Tabela 4). Em relação a partição dos vetores abióticos, os fatores limnológicos foram similarmente importantes entre as facetas, mas foi especialmente importante para βfunc_{ab} e βphyl_{ab} com explicação de 6 % para ambas. O tipo de ambiente foi importante para explicar os padrões da βfunc_{ab} e βphyl_{ab} (3 % em ambas) (Figura 5; Tabela 4).

Por fim, em relação ao efeito puro dos preditores bióticos, a maior importância observada foi para βfunc_{ab} e βphyl_{ab} , com 2 % em ambas (Figura 5). Os recursos foram mais importantes, explicando 4 % da variação para a βfunc_{ab} e βphyl_{ab} . A importância dos recursos aumentou quando se considera a fração compartilhada com o fator de predação, sendo 11 % para βfunc_{ab} e 10 % para βphyl_{ab} (Figura 5; Tabela 4).

1.4 Discussão

Neste estudo foi avaliada a contribuição de vetores abióticos, bióticos, espaciais e temporais para explicar os padrões de variação da diversidade β da comunidade de ciliados do

plâncton, considerando as facetas taxonômica, funcional e filogenética, por meio da utilização de dados de presença/ausência (composição) e abundância (estrutura). De modo geral, a variação da comunidade de ciliados foi explicada similarmente frente aos diferentes preditores utilizados, independentemente do tipo de dado que estava sendo analisado. Embora os valores dos efeitos dos preditores tenham sido semelhantes entre as três facetas, a funcional e a filogenética demonstraram uma maior sensibilidade em relação aos preditores quando comparado à taxonômica. Isso ficou ainda mais evidenciado quando utilizado dados de abundância das espécies, onde a diferença foi ainda mais marcante.

Em comunidades de ciliados, uma considerável redundância funcional pode existir (e.g., grandes guildas tróficas) (Moreira et al 2022) e algumas características funcionais podem se repetir em outras espécies, mesmo havendo mudanças taxonômicas importantes (Weisse 2017). No entanto, a alta similaridade entre os valores de explicação da diversidade beta de ciliados, entre as três facetas, pode estar relacionada a uma baixa singularidade funcional entre as espécies, de modo que uma correlação forte entre as facetas taxonômicas e funcionais possa existir (López-Angulo et al. 2020), como foi o caso desse estudo. Por exemplo, no estudo de Perez Rocha et al. (2018), evidenciaram que a influência das variáveis ambientais na diversidade β de diferentes facetas revelou padrões relativamente semelhantes. Em termos filogenéticos, a extinção de uma espécie de um clado rico em espécies pode resultar em uma menor perda de informação evolutiva do que a extinção de uma espécie altamente distinta de um clado pobre em espécies (Winter et al. 2013). Esse segundo cenário pode explicar a similar importância dos preditores entre as facetas taxonômica e filogenética encontrada nesse estudo.

Era esperado que os fatores abióticos teriam uma maior relação com a diversidade funcional da comunidade de ciliados, uma vez que, esses poderiam selecionar organismos que apresentassem requisitos de nicho semelhantes (hipótese i). De fato, os preditores abióticos tiveram uma significativa influência sobre a diversidade β das três facetas (exceto $\beta_{func_{pa}}$), sendo o maior poder de explicação encontrado para $\beta_{phyl_{pa}}$ e $\beta_{func_{ab}}$. Portanto, a hipótese testada não pode ser integralmente aceita, visto que, além da faceta funcional ($\beta_{func_{ab}}$), a filogenética ($\beta_{phyl_{pa}}$) também foi notadamente influenciada. Isso pode ser explicado pelo fato de espécies próximas filogeneticamente podem apresentar características funcionais semelhantes, ou seja, nesse caso, o mesmo padrão esperado para faceta funcional também seria registrado para faceta filogenética. Esse resultado é similar aos achados de Hill et al. (2019), que encontraram um maior efeito dos preditores ambientais (abióticos) locais sobre a diversidade beta funcional e filogenética da comunidade de invertebrados bentônicos.

Fatores abióticos são importantes estruturadores de comunidades planctônicas, tanto em ambientes marinhos (Wang et al. 2014), quanto em ambientes aquáticos continentais. Foi observado que os dados abióticos foram os principais impulsionadores da diversidade funcional e filogenética dos ciliados. Funcionalmente, é provável que características de traços específicos sejam selecionadas de acordo com as variáveis abióticas do ambiente aquático. Processos determinísticos, principalmente relacionados a filtros ambientais abióticos, em gradientes ambientais foram relatados como direcionadores da organização funcional de algas perifíticas (Dunck et al. 2019). Ainda, Ribeiro et al. (2022) mostraram que a variação nas variáveis abióticas resulta em maior dissimilaridade em comunidades zooplanctônicas, e que as mudanças ambientais selecionam as espécies de acordo com suas características funcionais. O mesmo efeito pode ser esperado para explicar a variação da faceta filogenética de ciliados, uma vez que, os filtros abióticos podem selecionar espécies por proximidade filogenética em determinados ambientes (Gerhold et al. 2018; Dias et al., 2021).

A hipótese de que os preditores temporais seriam mais importantes, ao longo do tempo, em termos taxonômicos aos funcionais e filogenéticos, pois influenciariam nos ganhos e perdas de espécies (hipótese ii), pode ser parcialmente aceita. Os resultados mostraram que, embora todas as facetas tenham sido influenciadas significativamente, os preditores temporais foram mais importantes taxonomicamente, mas apenas com dados de composição de espécies. Quando utilizado dados de estrutura, que leva em conta a abundância de indivíduos, além da maior influência na faceta taxonômica, a funcional também foi igualmente influenciada. Em relação a beta taxonômica, muito provavelmente uma mudança rotativa de espécies esteja ocorrendo ao longo do tempo independentemente do local analisado (Wu et al. 2022). A rotatividade temporal é um conceito relacionado à diversidade β temporal e pode ser utilizado como sinônimo de mudança na composição de espécies (Magurran et al. 2019). Perdas ou ganhos de determinadas espécies podem ter implicações funcionais muito maiores para os ecossistemas do que de outras espécies (Isbell et al. 2017). Isso reflete diretamente na funcionalidade dos organismos no ecossistema, ao mesmo tempo em que espécies são substituídas, características de traços ecológicos funcionais também o são. Desse modo, continua um desafio capturar as mudanças temporais da diversidade β , na composição de assembleias naturais, de forma que reflita os processos ecológicos e as funções do ecossistema que estão envolvidos (Magurran et al. 2019), especialmente pela forte dependência de escala existente para essas mudanças de diversidade (Jarzyna and Jetz 2018).

A explicação pelos preditores temporais foram exclusivamente capturados pelos mapas de autovetores assimétricos – AEM. De fato, se considerar a linearidade existente em

estudos com preditores temporais (Magurran et al. 2019), as AEMs conseguem capturar essa variação temporal, e modelar padrões temporais em diferentes escalas, finas e amplas (Legendre 2014). Pineda et al. (2019) verificaram influência das AEMs temporais em lagoas com e sem conectividades com o rio principal. Ambientes lênticos são influenciados por fatores temporais, que regulam não apenas os componentes microbianos, mas também as variáveis físicas, químicas e biológicas (Schiaffino et al. 2019). Foi observado uma fração compartilhada de explicação entre os componentes temporal e abiótico na $\beta_{tax_{pa}}$, $\beta_{tax_{ab}}$ e $\beta_{func_{ab}}$ (2 %). Nesse sentido, é importante considerar a natureza dos ambientes (lênticos e lóticos) isoladamente em futuros estudos de diversidade β , a fim de obter respostas mais concretas sobre a influência de preditores abióticos e sua dependência com vetores temporais sobre a comunidade de ciliados.

Embora parte da variação temporal na comunidade de ciliados era esperada fosse decorrente do evento climático ONI, nenhum efeito foi atribuído a esse fator nas análises realizadas. Um estudo recente utilizando este mesmo índice, realizado na planície de inundação do alto rio Paraná, sugeriu a ocorrência de um efeito amenizador sobre as mudanças temporais/climáticas do ENSO, devido a sucessivas barragens localizadas a montante dos ecossistemas aquáticos analisados (Alves et al. 2021). Neste estudo, os autores sugerem que os barramentos, ao controlarem o fluxo de água, interferem diretamente nos efeitos do ENSO, especialmente sobre o nível de água a jusante desses empreendimentos. Vale destacar, que o nível da água em ambientes de planície de inundação está relacionado aos períodos anuais de seca e chuva, um ciclo que está cada vez mais incomum em diversos rios do Brasil (Agostinho et al. 2004) e no mundo (Winemiller et al. 2016; Liu and Wang 2018), devido aos barramentos.

O nível de água é um importante fator limnológico, que regula diversas comunidades aquáticas (Granado et al. 2009; Golec-Fialek et al. 2021; Alves et al. 2021). A diminuição dos níveis hidrológicos, causados por períodos longos e incomuns de estiagem, cada vez mais recorrentes (Crabot et al. 2020), somados a dinâmica de controle de nível de barramentos em rios, podem influenciar a conectividade hidrológica entre os distintos ambientes, afetando diretamente as comunidades aquáticas e serviços ecossistêmicos de planícies alagáveis (Oliveira et al. 2018; Liu and Wang 2018), especialmente a jusante desses empreendimentos. Por exemplo, (Braghin et al. 2015) observaram efeitos de redução da diversidade beta funcional em comunidades zooplânctônicas, de lagoas associadas a rios severamente represados.

Em relação à hipótese de que as interações bióticas afetariam mais a comunidade de ciliados funcionalmente e filogeneticamente (hipótese iii), a mesma foi corroborada, especialmente quando considerados os dados de abundância das espécies de ciliados, com maior importância dos recursos (fitoplâncton) em comparação a predação (zooplâncton). Para

composição (dados de presença e ausência), os preditores bióticos também foram importantes para a $\beta\text{func}_{\text{pa}}$ e $\beta\text{phyl}_{\text{pa}}$, porém com explicação semelhante em relação a $\beta\text{tax}_{\text{pa}}$ e com igual efeito dos recursos e da predação. Em águas tropicais e subtropicais, o papel da alça microbiana aumenta e os protistas desempenham um papel ainda maior como herbívoros, pois nas temperaturas quentes eles atendem às suas necessidades de maior energia e as taxas de pastejo são maiores (Wilk-Woźniak 2020). Portanto, conectam a produção primária de organismos de pequenas células a níveis tróficos mais elevados (Haraguchi et al. 2018). Ciliados planctônicos consomem principalmente nanoplâncton (2–20 μm) (Weisse and Montagnes 2021), tamanho que engloba uma grande fração dos organismos fitoplanctônicos, que inclui os grupos selecionados diretamente pelos modelos nas facetas funcional e filogenética como as diatomáceas, cianobactérias, fitoflagelados, algas verdes e xantofíceas.

Desembaraçar os mecanismos subjacentes à organização da biodiversidade e compreender as contribuições funcionais das comunidades ecológicas são questões centrais da ecologia de comunidades (Mori et al. 2018). Em um recente estudo com organismos zooplanctônicos realizado por Krztoń et al. (2022), os autores verificaram que as características funcionais do fitoplâncton (e.g., tamanho e forma das células) poderiam ser consideradas como um filtro biótico, levando à seleção de características funcionais vantajosas para comunidade zooplanctônica, de modo que partículas de algas fáceis de manusear promovem uma maior variabilidade de características funcionais no zooplâncton, enquanto partículas de algas grandes e difíceis de consumir como algumas cianobactérias promovem táxons de zooplâncton com características funcionais mais especializadas. Portanto, é provável que as características funcionais do fitoplâncton possam refletir também em características específicas no grupo de ciliados explicando sua importância para $\beta\text{func}_{\text{ab}}$. Ainda, vale ressaltar que uma considerável proporção da biomassa de algas não comestíveis (e.g. grandes filamentos, cianobactérias coloniais) para zooplâncton pode ser eficientemente consumida por ciliados que apresentam uma maior flexibilidade alimentar, que se tornam posteriormente presas para predadores de níveis tróficos mais altos (Krztoń et al. 2022). Embora não medido nesse estudo, as bactérias tem uma importante ligação trófica entre as algas e a comunidade de ciliados, isso porque a parte das algas não consumidas nos ambientes ao morrerem libera carbono orgânico, tornando-se disponível para bactérias, que crescem em grandes volumes populacionais, e tornam-se um importante item alimentar para espécies de ciliados, especialmente bacterívoras e onívoras, representando assim, uma via significativa de fluxo de carbono no plâncton de água doce (Porter et al. 1979; Sherr and Sherr 1987).

Em relação ao efeito dos preditores bióticos sobre a βphyl_{pa} , os recursos novamente atuam como um filtro de características, neste caso de proximidade filogenética. As espécies mais próximas filogeneticamente, podem compartilhar estruturas morfológicas e estratégias de consumo semelhantes. Em outras palavras, tanto recursos quanto predadores podem promover uma homogeneização filogenética natural dos ciliados no ambiente, embora isso não esteja ainda tão claro na literatura. Por exemplo, pressões de predação mais fortes podem atuar como processos determinísticos fracos de homogeneização para a comunidade de presas (Chang et al. 2021). A homogeneização filogenética se dá devido ao aumento do grau de parentesco entre as espécies, que as torna mais parecidas em relação a sua história de vida e processos evolutivos (Petsch 2016). Muitos estudos abordam este conceito relacionando-os a impactos antrópicos nos mais distintos ambientes, e para diversas comunidades, por exemplo, devido à urbanização (Swan et al. 2022), introdução de espécies exóticas (Petsch et al. 2022), uso da terra (Li et al. 2020b); mudanças climáticas (Hidasi-Neto et al. 2019) e construção de barragens (Zhang et al. 2021).

A hipótese que predizia que os fatores espaciais seriam mais relacionados a mudanças na faceta taxonômica de ciliados, pois se previa que, devido à distância, os ambientes teriam espécies distintas (hipótese iv), foi refutada, uma vez que independentemente do tipo de dado utilizado, presença ou ausência (composição) ou abundância (estrutura), as facetas funcional e filogenética tiveram efeitos mais expressivos. Resultados similares a este foram encontrados em comunidades de macroinvertebrados, onde a combinação dos fatores espaciais da diversidade beta revelou que a variação total da comunidade explicada foi maior para a dimensão filogenética, seguida pela dimensão funcional (Ge et al. 2021).

Avaliar a variabilidade espacial da composição das espécies é uma medida útil para entender as respostas das comunidades às condições ambientais variáveis e suas consequências para as propriedades ecológicas (Mori et al. 2018). A importância dos padrões de variação espacial em termos filogenéticos tem sido mais bem explorada em macrófitas aquáticas (Pozzobom et al. 2021), zooplâncton (Gianuca et al. 2018), macroinvertebrados (Jiang et al. 2021) e peixes (Roa-Fuentes et al. 2020). Para ciliados planctônicos, estudos que abordem efeitos do espaço na diversidade β filogenética, parecem ainda preliminares. É provável que o espaço atue como um importante filtro ambiental, no que diz respeito a manter espécies com traços funcionais semelhantes e mais próximas filogeneticamente, assim como relatado para efeitos bióticos nesta mesma faceta. Vale destacar que, neste estudo, foi verificada alta explicação compartilhada entre os preditores abióticos, bióticos e espaciais, encontradas especialmente para as diversidades beta funcional e filogenética. Esses três preditores juntos

também foram importantes estruturadores da comunidade de zooplâncton em grandes lagos, como evidenciado no estudo realizado por Pinel-Alloul et al. (1995). A filtragem ambiental parece ser um processo determinante que molda não apenas a composição das espécies, mas também os *pools* de características e a estrutura filogenética em diferentes escalas.

Ambientes de água doce experimentam declínios na biodiversidade muito mais drásticos do que aqueles registrados nos ecossistemas terrestres (Dudgeon et al. 2006). Embora a importância da diversidade β ainda não tenha sido devidamente considerada como foco principal em esforços para a restauração de serviços ecossistêmicos, várias implicações para o funcionamento do ecossistema após um declínio acentuado da diversidade β , especialmente em paisagens modificadas por ações antrópicas, têm sido observadas (Mori et al. 2018). A biodiversidade também pode impactar processos ecológicos, como a incidência de doenças e a resistência das comunidades à invasão (Weisse 2017; Perez Rocha et al. 2018). Além de desenvolver conhecimento em múltiplas escalas, a ciência por trás da biodiversidade precisará se expandir em vários caminhos para apoiar as prioridades políticas emergentes (Isbell et al. 2017). Assim, a preservação de um alto nível de diversidade filogenética e, conseqüentemente, de diversidade funcional, deve ser um alvo prioritário em planos e metas de conservação para garantir a manutenção de processos ecológicos em escalas de tempo ecologicamente relevantes (Winter et al. 2013). Mesmo que, os resultados baseados em prioridades funcionais acabem sendo mais incertos do que aqueles baseados na diversidade filogenética, devido à subjetividade no momento da escolha dos traços utilizados para estimar a diversidade, ela é um importante e potencialmente divergente eixo de diversidade a ser considerado na conservação de ambientes (Pollock et al. 2017).

Os microrganismos, entre eles os protistas, raramente fazem parte das avaliações do *status* da biodiversidade, apesar de seu importante papel na ciclagem de nutrientes e fluxo de matéria e energia nos ecossistemas. Seu potencial permanece amplamente inexplorado, como indicadores de qualidade ambiental (Kulaš et al. 2021; Dias et al. 2021). Portanto, pesquisas futuras devem incluir esses microrganismos e se concentrar em abordagens que consideram múltiplas facetas da diversidade, em diferentes escalas espaciais e temporais, a fim de determinar estratégias mais eficientes para manutenção, conservação e restauração da biodiversidade em ambientes aquáticos (Wang et al. 2019).

REFERÊNCIAS

- Adl SM, Bass D, Lane CE, et al (2019) Revisions to the Classification, Nomenclature, and Diversity of Eukaryotes. *J Eukaryot Microbiol* 66:4–119. <https://doi.org/10.1111/jeu.12691>
- Agostinho A, Bonecker C, Gomes L (2009) Effects of water quantity on connectivity: The case of the upper Paraná River floodplain. *Ecohydrol Hydrobiol* 9:99–113. <https://doi.org/10.2478/v10104-009-0040-x>
- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian J Biol* 68:1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC (2004) Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrol Hydrobiol* 4:255–256
- Alves JC, Andreotti GF, Agostinho AA, Gomes LC (2021) Effects of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 848:1811–1823. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04555-4>
- Antiqueira PAP, Petchey OL, Romero GQ (2018) Warming and top predator loss drive ecosystem multifunctionality. *Ecol Lett* 21:72–82. <https://doi.org/10.1111/ele.12873>
- Azam F, Fenchel T, Field J, et al (1983) The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 10:257–263. <https://doi.org/10.3354/meps010257>
- Barton PS, Cunningham SA, Manning AD, et al (2013) The spatial scaling of beta diversity. *Glob Ecol Biogeogr* 22:639–647. <https://doi.org/10.1111/geb.12031>
- Berger H, Foissner W (2004) Illustrated guide and ecological notes to ciliate indicator species (Protozoa, Ciliophora) in running waters, lakes, and sewage plants. *Handb Angew Limnol Grundlagen - Gewässerbelastung - Restaurierung - Aquat Ökotoxikologie - Bewertung - Gewässerschutz* 1–160. <https://doi.org/10.1002/9783527678488.hbal2003005>
- Blanchet FG, Legendre P, Borcard D (2008) Modelling directional spatial processes in ecological data. *Ecol Modell* 215:325–336. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.04.001>
- Bomfim F de F, Lansac-Tôha FM, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA (2021) Determinants of zooplankton functional dissimilarity during years of *El Niño* and *La Niña* in floodplain shallow lakes. *Aquat Sci* 83:1–13. <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00796-6>
- Braghin L de SM, Almeida BDA, Amaral DC, et al (2018) Effects of dams decrease

- zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshw Biol* 63:721–730. <https://doi.org/10.1111/fwb.13117>
- Braghin L de SM, Dias JD, Simões NR, Bonecker CC (2021) Food availability, depth, and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain. *Aquat Sci* 83:. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00763-7>
- Braghin LSM, Figueiredo BRS, Meurer T, et al (2015) Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. *Aquat Ecol* 49:175–187. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9514-7>
- Cadotte MW, Tucker CM (2018) Difficult decisions: Strategies for conservation prioritization when taxonomic, phylogenetic and functional diversity are not spatially congruent. *Biol. Conserv.* 225:128–133
- Cardoso P, Mammola S, Rigal F, Carvalho JC (2022) BAT - Biodiversity Assessment Tools. 93
- Cardoso P, Rigal F, Carvalho JC (2015) BAT – Biodiversity Assessment Tools, an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional diversity. *Methods Ecol Evol* 6:232–236. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12310>
- Cavender-Bares J, Kozak KH, Fine PVA, Kembel SW (2009) The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecol Lett* 12:693–715. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01314.x>
- Chang FH, Yang JW, Liu ACH, et al (2021) Community Assembly Processes as a Mechanistic Explanation of the Predator-Prey Diversity Relationship in Marine Microbes. *Front Mar Sci* 8:. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.651565>
- Crabot J, Heino J, Launay B, Datry T (2020) Drying determines the temporal dynamics of stream invertebrate structural and functional beta diversity. *Ecography (Cop)* 43:620–635. <https://doi.org/10.1111/ecog.04835>
- de Bello F, Botta-Dukát Z, Lepš J, Fibich P (2021) gawdis: Multi-Trait Dissimilarity with more Uniform Contributions. 8
- Dias, R. J. P., de Souza, P. M., Rossi, M. F., Wieloch, A. H., da Silva-Neto, I. D., & D’Agosto, M. (2021). Ciliates as bioindicators of water quality: A case study in the neotropical region and evidence of phylogenetic signals (18S-rDNA). *Environmental Pollution*, 268, 115760
- Dray S, Bauman D, Blanchet G, et al (2022) adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis. 1–138
- Dray S, Pélissier R, Couteron P, et al (2012) Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. *Ecol Monogr* 82:257–275. <https://doi.org/10.1890/11-1183.1>

- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, et al (2006) Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 81:163–182
- Dunck B, Felisberto SA, Nogueira I de S (2019) Effects of freshwater eutrophication on species and functional beta diversity of periphytic algae. *Hydrobiologia* 837:195–204. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-03971-x>
- Elmoor-Loureiro LMA (2004) Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil. Editora Universa - UCB, Brasília
- Faith DP (1992) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol Conserv* 61:1–10. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3)
- Fenchel T (1982) Ecology of Heterotrophic Microflagellates. IV Quantitative Occurrence and Importance as Bacterial Consumers. *Mar Ecol Prog Ser* 9:35–42. <https://doi.org/10.3354/meps009035>
- Foissner W, Berger H (1996) A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshw Biol* 35:375–482
- Foissner W, Berger H, Schaumburg J (1999) Identification and ecology of limnetic plankton ciliates. *Informations berichte des Bayerisches Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/99*, Munich
- Ge Y, Meng X, Heino J, et al (2021) Stochasticity overrides deterministic processes in structuring macroinvertebrate communities in a plateau aquatic system. *Ecosphere* 12:. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3675>
- Gerhold P, Carlucci MB, Procheş Ş, Prinzing A (2018) The deep past controls the phylogenetic structure of present, local communities. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 49:477–497
- Gianuca AT, Engelen J, Brans KI, et al (2018) Taxonomic, functional and phylogenetic metacommunity ecology of cladoceran zooplankton along urbanization gradients. *Ecography (Cop)* 41:183–194. <https://doi.org/10.1111/ecog.02926>
- Golec-Fialek C, Lansac-Tôha FM, Bonecker CC (2021) Response of the zooplankton community to extreme hydrological variations in a temporary lake in a neotropical floodplain system. *Limnologica* 86:125834. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125834>
- Granado DC, Henry R, Tucci A (2009) Influência da variação do nível hidrométrico na comunidade fitoplanctônica do Rio Paranapanema e de uma lagoa marginal na zona de desembocadura na Represa de Jurumirim (SP). *Hoehnea* 36:113–129. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062009000100006>
- Gravel D, Albouy C, Thuiller W (2016) The meaning of functional trait composition of food

- webs for ecosystem functioning. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 371:.. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0268>
- Haraguchi L, Jakobsen HH, Lundholm N, Carstensen J (2018) Phytoplankton community dynamic: A driver for ciliate trophic strategies. *Front Mar Sci* 5:.. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00272>
- He Y, Liang S, Liu R, Jiang Y (2022) Beta Diversity Patterns Unlock the Community Assembly of Woody Plant Communities in the Riparian Zone. *Forests* 13:673. <https://doi.org/10.3390/f13050673>
- Heino J, Melo AS, Bini LM (2015) Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshw Biol*, 60(2), 223-235. <https://doi.org/10.1111/fwb.12502>
- Hidasi-Neto J, Joner DC, Resende F, et al (2019) Climate change will drive mammal species loss and biotic homogenization in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Perspect Ecol Conserv* 17:57–63. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.02.001>
- Hill MJ, Heino J, White JC, et al (2019) Environmental factors are primary determinants of different facets of pond macroinvertebrate alpha and beta diversity in a human-modified landscape. *Biol Conserv* 237:348–357. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.015>
- Holmgren M, Mohren GM, Scheffer M, et al (2001) Review Review Review El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems
- Huang B, Thorne PW, Banzon VF, et al (2017) Extended Reconstructed Sea Surface Temperature, Version 5 (ERSSTv5): Upgrades, Validations, and Intercomparisons. *J Clim* 30:8179–8205. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0836.1>
- Isbell F, Gonzalez A, Loreau M, et al (2017) Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature* 546:65–72. <https://doi.org/10.1038/nature22899>
- Jarzyna MA, Jetz W (2016) Detecting the Multiple Facets of Biodiversity. *Trends Ecol Evol* 31:527–538. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.04.002>
- Jarzyna MA, Jetz W (2018) Taxonomic and functional diversity change is scale dependent. *Nat Commun* 9:.. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04889-z>
- Jiang X, Pan B, Jiang W, et al (2021) The role of environmental conditions, climatic factors and spatial processes in driving multiple facets of stream macroinvertebrate beta diversity in a climatically heterogeneous mountain region. *Ecol Indic* 124:.. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107407>
- Junk W., Bayley P., Sparks R. (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106:110–127

- Köppen W (1931) *Die Klimate der Erde, Grundriss der Klimakunde*. Walter de Gruyter, Berlin, Heidelberg
- Koste W (1978) *Rotatoria Die Rädertiere Mitteleuropas* begründet von Max Voigt-monogononta. Borntraeger, Gebrüder, Berlin
- Krztoń W, Kosiba J, Wilk-Woźniak E (2022) Features that matter: studying how phytoplankton drives zooplankton community functional traits. *Hydrobiologia* 849:2647–2662. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04863-3>
- Kulaš A, Gulin V, Matoničkin Kepčija R, et al (2021) Ciliates (Alveolata, Ciliophora) as bioindicators of environmental pressure: A karstic river case. *Ecol Indic* 124:.. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107430>
- Lansac-Tôha FA, Velho LFM, Higuti J, Takahashi EM (2002) Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian J Biol* 62:125–133. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000100015>
- Lansac-Tôha FM, Bini LM, Heino J, et al (2021) Scale-dependent patterns of metacommunity structuring in aquatic organisms across floodplain systems. *J Biogeogr* 48:872–885. <https://doi.org/10.1111/jbi.14044>
- Lansac-Tôha FM, Heino J, Quirino BA, et al (2019) Differently dispersing organism groups show contrasting beta diversity patterns in a dammed subtropical river basin. *Sci Total Environ* 691:1271–1281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.236>
- Lansac-Tôha FM, Meira BR, Segovia BT, et al (2016) Hydrological connectivity determining metacommunity structure of planktonic heterotrophic flagellates. *Hydrobiologia* 781:81–94. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2824-5>
- Legendre P (2014) Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Glob Ecol Biogeogr* 23:1324–1334. <https://doi.org/10.1111/geb.12207>
- Legendre P, Andersson MJ (1999) Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecol Monogr* 69:1–24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)
- Legendre P, Gauthier O (2014) Statistical methods for temporal and space–time analysis of community composition data. *Proc R Soc B Biol Sci* 281:20132728. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2728>
- Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical ecology*, 3rd edn. Elsevier Science BV, Amsterdam
- Li D, Olden JD, Lockwood JL, et al (2020a) Changes in taxonomic and phylogenetic diversity in the Anthropocene. *Proc R Soc B Biol Sci* 287:20200777. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0777>

- Li X, Zhu H, Geisen S, et al (2020b) Agriculture erases climate constraints on soil nematode communities across large spatial scales. *Glob Chang Biol* 26:919–930. <https://doi.org/10.1111/gcb.14821>
- Liu X, Wang H (2018) Effects of loss of lateral hydrological connectivity on fish functional diversity. *Conserv Biol* 32:1336–1345. <https://doi.org/10.1111/cobi.13142>
- López-Angulo J, Pescador DS, Sánchez AM, et al (2020) Impacts of climate, soil and biotic interactions on the interplay of the different facets of alpine plant diversity. *Sci Total Environ* 698:133960. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133960>
- Lund JWG, Kipling C, Le Cren ED (1958) The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11:143–170. <https://doi.org/10.1007/BF00007865>
- Madoni P (1984) Estimation of the size of freshwater ciliate populations by a sub-sampling technique. *Hydrobiologia* 111:201–206. <https://doi.org/10.1007/BF00007200>
- Madoni P, Bassanini N (1999) Longitudinal changes in the ciliated protozoa communities along a fluvial system polluted by organic matter. *Eur J Protistol* 35:391–402. [https://doi.org/10.1016/S0932-4739\(99\)80048-0](https://doi.org/10.1016/S0932-4739(99)80048-0)
- Magurran AE, Dornelas M, Moyes F, Henderson PA (2019) Temporal β diversity—A macroecological perspective. *Glob Ecol Biogeogr* 28:1949–1960. <https://doi.org/10.1111/geb.13026>
- Mammola S, Carmona CP, Guillaume T, Cardoso P (2021) Concepts and applications in functional diversity. *Funct. Ecol.* 35:1869–1885
- Marengo JA, Cunha AP, Cuartas LA, et al (2021) Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Front Water* 3:. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>
- Matsumura-Tundisi T (1986) Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. *Rev Bras Biol* 46:527–553
- Mironova E, Telesh I, Skarlato S (2013) Planktonic ciliates of the Neva Estuary (Baltic Sea): Community structure and spatial distribution. *Acta Protozool* 52:13–23. <https://doi.org/10.4467/16890027AP.13.002.0830>
- Mironova E, Telesh I, Skarlato S (2012) Diversity and seasonality in structure of ciliate communities in the Neva Estuary (Baltic Sea). *J Plankton Res* 34:208–220. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbr095>
- Moreira, YC, Cardoso, SJ, Siqueira-Castro, ICV, Araújo Greinert-Goulart, J, Franco, RM., Graco-Roza, C, Dias, RJP. (2022) Ciliate communities respond via their traits to a

- wastewater treatment plant with a combined UASB-activated sludge system. *Fron Env Sci*, 10, 903984. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.903984>
- Mori AS, Isbell F, Seidl R (2018) β -Diversity, Community Assembly, and Ecosystem Functioning. *Trends Ecol Evol* 33:549–564. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.012>
- Naeem S, Duffy JE, Zavaleta E (2012) The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science* (80-) 336:1401–1406. <https://doi.org/10.1126/science.1215855>
- Nitsche PR, Caramori PH, Ricce WDS, Pinto, LFD (2019). Atlas climático do estado do Paraná. Londrina, PR: IAPAR.
- Oksanen J, Simpson GL, Blanchet FG, et al (2022) *Vegan: Community Ecology Package*. 295
- Oliveira AG, Baumgartner MT, Gomes LC, et al (2018) Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshw Biol* 63:293–305. <https://doi.org/10.1111/fwb.13064>
- Oliveira BF, Moore FC, Dong X (2022) Biodiversity mediates ecosystem sensitivity to climate variability. *Commun Biol* 5:628. <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03573-9>
- Padial A, Wojciechowski J (2017) Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. 751–766. <https://doi.org/10.1111/fwb.12899>
- Passy SI, Blanchet FG (2007) Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. *Divers Distrib* 13:670–679. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00361.x>
- Patterson DJ, Hedley S (1997) Free-living freshwater protozoa: a colour guide. *Choice Rev Online* 34:34-5075-34–5075. <https://doi.org/10.5860/choice.34-5075>
- Pauleto GM, Oliveira FRD, Segovia BT, Meira BR, Lansac-Tôha F, Buosi PRB, Velho LFM (2017). Intra-annual variation in planktonic ciliate species composition (Protista: Ciliophora) in different strata in a shallow floodplain lake. *Acta Limnol Bras* 29: e107
- Peres-Neto PR, Legendre P, Dray S, Borcard D (2006) Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87:2614–2625. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2614:VPOSDM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2614:VPOSDM]2.0.CO;2)
- Perez Rocha M, Bini LM, Domisch S, et al (2018) Local environment and space drive multiple facets of stream macroinvertebrate beta diversity. *J Biogeogr* 45:2744–2754. <https://doi.org/10.1111/jbi.13457>
- Petsch DK (2016) Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *Int Rev Hydrobiol* 101:113–122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>
- Petsch DK, Bertoncin AP dos S, Ortega JCG, Thomaz SM (2022) Non-native species drive

- biotic homogenization, but it depends on the realm, beta diversity facet and study design: a meta-analytic systematic review. *Oikos* 2022:1–11. <https://doi.org/10.1111/oik.08768>
- Pineda A, Peláez Ó, Dias JD, et al (2019) The El Niño Southern Oscillation (ENSO) is the main source of variation for the gamma diversity of plankton communities in subtropical shallow lakes. *Aquat Sci* 81:1–15. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0646-z>
- Pinel-Alloul B, Niyonsenga T, Legendre P (1995) Spatial and environmental components of freshwater zooplankton structure
- Pollock LJ, Thuiller W, Jetz W (2017) Large conservation gains possible for global biodiversity facets. *Nature* 546:141–144. <https://doi.org/10.1038/nature22368>
- Pomeroy LR (1974) The Ocean's Food Web, A Changing Paradigm. *Bioscience* 24:499–504. <https://doi.org/10.2307/1296885>
- Porter KG, Pace ML, Battey JF (1979) Ciliate protozoans as links in freshwater planktonic food chains. *Nature* 277:563–564
- Posch T, Eugster B, Pomati F, et al (2015) Network of Interactions Between Ciliates and Phytoplankton During Spring. *Front Microbiol* 6:1–14. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01289>
- Pozzobom UM, Landeiro VL, da Silva Brito MT, et al (2021) Multiple facets of macrophyte beta diversity are shaped by environmental factors, directional spatial processes, and connectivity across tropical floodplain lakes in the dry season. *Hydrobiologia* 848:3587–3602. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04613-x>
- R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing.
- Radhakrishnan R, Jayaprakas V (2015) Free living protozoans as bioindicators in Vembanad lake, Kerala, India, an important Ramsar site. *Int J Fish Aquat Stud* 2:192–197
- Ramos MS, Farina L, Faria SH, Li C (2021) Relationships between large-scale climate modes and the South Atlantic Ocean wave climate. *Prog Oceanogr* 197:. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2021.102660>
- Reid JW (1985) Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bol Zool* 9:17–143
- Revenga C, Kura K (2003) Status and trends of biodiversity of inland water ecosystems. CBD Technical Series No. 11, Montreal
- Ribeiro BIO, Braghin L de SM, Lansac-Tôha FM, et al (2022) Environmental heterogeneity increases dissimilarity in zooplankton functional traits along a large Neotropical river. *Hydrobiologia* 849:3135–3147. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04917-6>

- Roa-Fuentes CA, Heino J, Zeni JO, et al (2020) Importance of local and landscape variables on multiple facets of stream fish biodiversity in a Neotropical agroecosystem. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04396-7>
- Roberto M, Santana N, Thomaz S (2009) Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian J Biol* 69:717–725. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300025>
- Schiaffino MR, Diovisalvi N, Marfetán Molina D, et al (2019) Microbial food-web components in two hypertrophic human-impacted Pampean shallow lakes: interactive effects of environmental, hydrological, and temporal drivers. *Hydrobiologia* 830:255–276. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3874-7>
- Segers H (1995) Rotifera: the Lecanidae (Monogonta). In: Dumond HJ (ed) *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*, 2nd edn. SPB Academic Publishing, Hague, Netherlands, p 226
- Segovia BT, Pereira DG, Bini LM, Velho LFM (2014) Effects of bottom-up and top-down controls on the temporal distribution of planktonic heterotrophic nanoflagellates are dependent on water depth. *Hydrobiologia* 736:155–164. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1904-7>
- Sherr EB, Sherr BF (1987) High rates of consumption of bacteria by pelagic ciliates. *Nature* 325:710–711. <https://doi.org/10.1038/325710a0>
- Socolar JB, Gilroy JJ, Kunin WE, Edwards DP (2016) How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends Ecol Evol* 31:67–80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>
- Stoeck T, Kochems R, Forster D, et al (2018) Metabarcoding of benthic ciliate communities shows high potential for environmental monitoring in salmon aquaculture. *Ecol Indic* 85:153–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.041>
- Stoecker D, Capuzzo JM (1990) Predation on protozoa: its importance to zooplankton. *J Plankton Res* 12:891–908
- Swan CM, Baker M, Borowy D, et al (2022) Loss of phylogenetic diversity under landscape change. *Sci Total Environ* 822:153595. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153595>
- Swenson NG (2011) Phylogenetic beta diversity metrics, trait evolution and inferring the functional beta diversity of communities. *PLoS One* 6:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021264>
- Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL (2007) Floods increase similarity among aquatic *habitats* in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579:1–13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006->

0285-y

- Train S, Rodrigues LC (1997) Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Parana River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 361:125–134. <https://doi.org/10.1023/a:1003118200157>
- Utermöhl H (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methode. *Mitt Int Ver Limnol* 9:1–39
- Velho LFM, Lansac-Tôha FA (1996) Testate Amoebae (Rhizopodea-Sarcodina) from Zooplankton of the High Paraná River Floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil: II. Family Diffugiidae. *Stud Neotrop Fauna Environ* 31:179–192. <https://doi.org/10.1076/snfe.31.3.179.13342>
- Velho LFM, Lansac-Tôha FA, Serafim-Junior M (1996) Testate Amoebae (Rhizopodea-Sarcodina) from Zooplankton of the High Paraná River Floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil: I. Families Arcellidae and Centropyxidae. *Stud Neotrop Fauna Environ* 31:35–50. <https://doi.org/10.1076/snfe.31.1.35.13315>
- Villéger S, Grenouillet G, Brosse S (2013) Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Glob Ecol Biogeogr* 22:671–681. <https://doi.org/10.1111/geb.12021>
- Viviani J, Moritz C, Parravicini V, et al (2019) Synchrony patterns reveal different degrees of trophic guild vulnerability after disturbances in a coral reef fish community. *Divers Distrib* 25:1210–1221. <https://doi.org/10.1111/ddi.12931>
- Vucetich MC (1973) Estudio de Tecamebianos Argentinos en especial los del dominio pampásico. *Rev del Mus la Plata* 11:287–332
- Wang S, Lamy T, Hallett LM, Loreau M (2019) Stability and synchrony across ecological hierarchies in heterogeneous metacommunities: linking theory to data. *Ecography (Cop)* 42:1200–1211. <https://doi.org/10.1111/ecog.04290>
- Wang Y, Zhang W, Lin Y, et al (2014) Phosphorus, nitrogen and chlorophyll-a are significant factors controlling ciliate communities in summer in the Northern Beibu Gulf, South China Sea. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101121>
- Weisse T (2017) Functional diversity of aquatic ciliates. *Eur J Protistol* 61:331–358. <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2017.04.001>
- Weisse T, Montagnes DJS (2021) Ecology of planktonic ciliates in a changing world: Concepts, methods, and challenges. *J. Eukaryot. Microbiol.*
- Wilk-Woźniak E (2020) An introduction to the “micronet” of cyanobacterial harmful algal blooms (CyanoHABs): Cyanobacteria, zooplankton and microorganisms: A review. *Mar.*

- Freshw. Res. 71:636–643
- Winemiller KO, Nam S, Baird IG, et al (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* (80-) 351:128–129
- Winter M, Devictor V, Schweiger O (2013) Phylogenetic diversity and nature conservation: Where are we? *Trends Ecol. Evol.* 28:199–204
- Woodward G, Perkins DM, Brown LE (2010) Climate change and freshwater ecosystems: Impacts across multiple levels of organization. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 365:2093–2106. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0055>
- Wu N, Wang Y, Wang Y, et al (2022) Environment regimes play an important role in structuring trait- and taxonomy-based temporal beta diversity of riverine diatoms. *J Ecol* 110:1442–1454. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13859>
- Zhao T, Wang B, Shu G, Li C, Jiang J (2018) Amphibian species contribute similarly to taxonomic, but not functional and phylogenetic diversity: inferences from amphibian biodiversity on Emei Mountain. *Asian Herpetol Res*, 9(2), 110-118 <https://10.16373/j.cnki.ahr.170079>
- Zhang H, Huo S, Cao X, et al (2021) Homogenization of reservoir eukaryotic algal and cyanobacterial communities is accelerated by dam construction and eutrophication. *J Hydrol* 603:126842. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126842>

3 DETERMINANTES DA SINCRONIA TEMPORAL E ESPACIAL DE CILIADOS PLANCTÔNICOS EM UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO NEOTROPICAL E SUA RELAÇÃO COM A PROXIMIDADE FUNCIONAL E FILOGENÉTICA ENTRE AS ESPÉCIES

RESUMO

1. A busca por entender os mecanismos responsáveis pela dinâmica espaço-temporal em comunidades naturais têm estimulado pesquisas em ambientes terrestres e aquáticos. Flutuações sincrônicas na densidade de diferentes espécies ocorrem quando essas exibem uma dinâmica temporal parecida em um ecossistema, o que fornece informações importantes sobre a dinâmica populacional e de comunidade. Assim, esse estudo objetivou avaliar os padrões espaciais e temporais de sincronia da comunidade de protistas ciliados planctônicos, os principais processos que induzem sua variação, bem como sua relação com a distância funcional e filogenética entre as espécies. Especificamente, foi investigado como a sincronia espaço-temporal da comunidade responde aos preditores nível hidrométrico, heterogeneidade ambiental, tipo de hábitat (lótico ou lêntico), alterações climáticas (*ONI-Oceanic Niño Index*) e número de espécies.

2. As coletas foram realizadas entre os anos de 2010 e 2020 em distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná.

3. Como esperado, a média de sincronia dos ciliados respondeu distintamente frente aos outros preditores analisados. Foi observada uma relação positiva entre a média de sincronia de ciliados com o aumento do nível hidrológico e uma relação negativa entre a média de sincronia com aumento da heterogeneidade de habitat (ambiental), tanto espacial, quanto temporalmente. De modo geral, ambientes lênticos apresentaram menor variação espacial e temporal de heterogeneidade de habitat e maiores médias de sincronia do que ambientes lóticos. Em relação ao clima e ao número de espécies, foi observada uma relação quadrática sobre a média de sincronia dos ciliados planctônicos. Foi confirmado uma relação entre a sincronia com a distância filogenética de espécies de ciliados, indicando que existem maiores chances de uma extinção de várias espécies que compartilham um mesmo ramo da árvore filogenética, caso algum distúrbio inesperado ocorra. Funcionalmente, concluiu-se que mesmo compartilhando os mesmos traços funcionais, as espécies respondem às variações ambientais ou filtros diferentemente, indicando que se uma espécie for extinta, outra poderá ocupar seu lugar, sem prejuízos funcionais para o ecossistema.

4. Assim, examinar dados funcionais e filogenéticos podem fornecer informações importantes tanto para a ecologia básica quanto para campos aplicados, como conservação e bioavaliação de ecossistemas.

DETERMINANTS OF TEMPORAL AND SPATIAL SYNCHRONY OF PLANKTONIC CILLIATES IN A NEOTROPICAL FLOOD PLAIN AND THEIR RELATIONSHIP WITH THE FUNCTIONAL AND PHYLOGENETIC PROXIMITY BETWEEN SPECIES

ABSTRACT

1. The seek to understand the mechanisms responsible for spatial and temporal dynamics in natural communities has stimulated research in terrestrial and aquatic environments. Synchronous fluctuations in the density of different species occur when they exhibit similar temporal dynamics in an ecosystem, which provides important information about population and community dynamics. Thus, this study aimed to evaluate the spatial and temporal synchrony patterns of the planktonic ciliate protist community, the main processes that induce their variation, as well as their relationship with the functional and phylogenetic distance between the species. Specifically, it was investigated how the spatial-temporal synchrony of the community responds to the predictors hydrometric level, environmental heterogeneity, habitat type (lotic or lentic), climate change (*ONI-Oceanic Niño Index*) and number of species.
2. Sampling was carried out between the years of 2010 and 2020 in different environments of the upper Paraná River floodplain.
3. As expected, the mean ciliate synchrony responded distinctly to the other analyzed predictors. A positive relationship was observed between the mean synchrony of ciliates with the increase in the hydrological level and a negative relationship between the mean synchrony with the increase in habitat (environmental) heterogeneity, both spatially and temporally. In general, lentic environments showed less spatial and temporal variation of habitat heterogeneity and higher averages of synchrony than lotic environments. Regarding the climate and the number of species, a quadratic relationship was observed on the mean synchrony of planktonic ciliates. Furthermore, the results found in this study strongly confirm a relationship between the synchrony and the phylogenetic distance of ciliate species, indicating that there are greater chances of an extinction of several species that share the same branch of the phylogenetic tree, in case any unexpected disturbance occurs. Functionally, it was concluded that even when species share the same functional traits, they respond to environmental variations or filters differently, indicating that if one species is extinct, another may take its place, without functional damage to the ecosystem.
4. Thus, examining functional and phylogenetic data can provide important information for both basic ecology and applied fields such as ecosystem conservation and bioassessment.

1.5 Introdução

O mundo está conectado no espaço e no tempo (Legendre, 1993; Hansen *et al.*, 2020) e a busca por entender os mecanismos responsáveis pela dinâmica espaço - temporal em comunidades naturais têm estimulado pesquisas em ambientes terrestres (Liebhold, Koenig & Bjørnstad, 2004) e aquáticos (Kent *et al.*, 2007; Defriez *et al.*, 2016). Desde as primeiras observações relacionadas à dinâmica populacional realizadas por Moran, (1953) flutuações sincrônicas na densidade de diferentes populações têm sido amplamente estudadas, em escalas espaciais (local, regional e continental) (Raimondo *et al.*, 2004; Kent *et al.*, 2007) e temporais (Viviani *et al.*, 2019). Tais flutuações ocorrem porque o ambiente sofre flutuações no tempo, e contribui para as alterações no tamanho das populações (Hansen *et al.*, 2020). No entanto, os estudos sobre sincronia têm sido tratados ao nível populacional, sendo a sincronia ao nível de comunidade ainda pouco explorada e compreendida (Kent *et al.*, 2007; van Klink *et al.*, 2019).

Atualmente, em qualquer modelo no qual duas ou mais espécies flutuam de acordo com alguma interação de processos dependentes e independentes da densidade, alguns mecanismos primários de explicação são propostos (Liebhold *et al.*, 2004). O primeiro deles diz respeito ao “efeito Moran”, no qual fatores regionais (e.g., fatores exógenos ou climáticos, como o nível hidrológico, temperatura e precipitação), são responsáveis pelas flutuações sincrônicas das populações (Moran, 1953; Hansen *et al.*, 2020). O potencial de dispersão das espécies também pode influenciar os padrões de sincronia, uma vez que as taxas de migração e colonização dos diferentes habitats interferem na dinâmica de populações vizinhas (Ranta *et al.*, 1995; Holyoak & Lawler, 1996). Assim, à medida que a distância que separa as populações aumenta a sincronia entre elas normalmente diminui (Liebhold *et al.*, 2004). Igualmente, é esperado que um efeito semelhante ocorresse em análises que considerem não apenas populações de determinada espécie, mas sim, a sincronia entre espécies de toda uma comunidade.

Por fim, as interações interespecíficas, sejam elas de caráter trófico para alimentação, como as outras relações ecológicas desarmônicas, como competição predação, podem alterar a sincronia interespecífica (Huitu, Norrdahl & Korpimäki, 2004). Tem sido evidenciado que a sincronia diminui quando há um aumento da diversidade espécies, especialmente devido ao grande espectro de relações ecológicas existentes entre elas (Pandit, Kolasa & Cottenie, 2013). Embora estes fatores sejam os principais determinantes na dinâmica de sincronia entre espécies, frequentemente é difícil avaliar os efeitos isolados, uma vez que os mesmos podem atuar conjuntamente e de forma sinérgica no espaço e no tempo (Kendall *et al.*, 2000).

Todos esses fatores que determinam os padrões de flutuação populacional atuam como filtros ambientais, de forma que espécies que exibem os mesmos requisitos de nicho respondam as variações ambientais de forma similar. Nesse sentido, para espécies próximas filogeneticamente ou funcionalmente padrões sincrônicos podem ser esperados (Cadotte, Dinnage & Tilman, 2012; van Klink *et al.*, 2019). Portanto, espécies com diferentes estratégias ecológicas (funcionais) devem ser menos sincronizadas do que espécies mais semelhantes entre si, ou seja, um aumento na diversidade de traços ecológicos deve diminuir a sincronia da comunidade (van Klink *et al.*, 2019). Do mesmo modo, espécies mais próximas filogeneticamente terão histórias de vida mais intimamente relacionadas, e ecologicamente similares, as quais estarão diretamente ligadas à dinâmica populacional (Raimondo *et al.*, 2004; Cadotte *et al.*, 2012). Embora uma maior relação sincrônica entre espécies funcional e filogeneticamente próximas seja esperada, isso raramente foi endereçado em estudos ecológicos de comunidades aquáticas, sobretudo para microrganismos. As planícies de inundação, de rios neotropicais, por exemplo, abrigam várias destas comunidades aquáticas, entre elas os protistas que contribuem significativamente para a diversidade geral de protistas na América do Sul (Lentendu *et al.*, 2019). Nestes sistemas, um complexo mosaico de habitats que incluem ecossistemas lóticos e lênticos, promovem uma diversidade de organismos singulares, determinados especialmente pela estabilidade hidrodinâmica, que em ambientes lênticos, favorece o estabelecimento de uma maior diversidade de espécies de ciliados planctônicos e em elevada abundância, diferente do observado para os ambientes lóticos (Pauleto *et al.*, 2009; 2017).

Dentre os componentes das comunidades microbianas, os protistas ciliados são considerados organismos extremamente versáteis, em função de uma enorme diversidade funcional (Weisse, 2017). Os ciliados são considerados organismos modelo para estudar teorias ecológicas e evolutivas gerais, uma vez que possuem curtos períodos de geração e exibem rápidas respostas frente as alterações ambientais (Weisse *et al.*, 2016). Esses protistas atuam como predadores de bactérias, algas, outros protistas e até mesmo alguns metazoários, e podem constituir uma parcela relevante dos recursos alimentares do zooplâncton, sendo considerados elementos-chave em teias alimentares pelágicas (Weisse, 2017; Weisse & Montagnes, 2021). Algumas espécies podem ser mixotróficas e funcionalmente autotróficas, contribuindo significativamente para a produção primária em oceanos e em ambientes dulcícolas (Weisse, 2017).

Neste estudo, objetivou-se avaliar os padrões espaciais e temporais de sincronia da comunidade de protistas ciliados planctônicos, os principais processos que induzem sua

variação, bem como sua relação com a distância funcional e filogenética entre as espécies. Especificamente, foi investigado como a sincronia espaço-temporal, espacial e temporal da comunidade responde aos preditores número de espécies, nível hidrométrico, alterações climáticas (ONI - *Oceanic Niño Index*), heterogeneidade ambiental e tipo de *hábitat* (lótico ou lêntico). Foram testadas as seguintes previsões. **i)** a sincronia temporal é maior em ambientes lênticos, em relação aos lóticos, uma vez que o fluxo hídrico, aliado a baixa estabilidade, confere aos ambientes lóticos alto grau de estocasticidade nos padrões de ocorrência e abundância de pequenos dispersores passivos planctônicos (Lansac-Tôha *et al.*, 2019), levando a baixos níveis de sincronia; **ii)** Os valores da média da sincronia espacial e temporal da comunidade de ciliados diminui com o aumento da diversidade de espécies, ou seja, quanto maior a diversidade, menor a sincronia; **iii)** a sincronia tem uma relação negativa com a heterogeneidade ambiental, pois a heterogeneidade promove maior disponibilidade de nichos, possibilitando que espécies com distintos requisitos ambientais flutuem assincronicamente em respostas as distintas condições ambientais; **iv)** A média da sincronia de ciliados tem uma relação positiva com o nível hidrométrico, que promoverá um efeito homogeneizador dos ambientes e, conseqüentemente, atuando como um fator regional sobre todas as espécies que compõem a comunidade; **v)** Isso é esperado uma vez que o fenômeno *El Niño* é responsável por induzir condições climáticas que promovem altos índices pluviométricos nas regiões subtropicais; **vi)** Pares de espécies funcionalmente e filogeneticamente mais próximas são mais sincrônicas em escala espacial e temporal, independentemente dos fatores bióticos ou abióticos

1.6 Material e Métodos

1.6.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na planície de inundação do alto rio Paraná, localizada entre os reservatórios de Porto Primavera – SP e Itaipu - PR (22°40' - 22°50' S; 53°10' - 53°24' W). Para este estudo, foram selecionados os três principais subsistemas que compõem a planície de inundação do alto rio Paraná (Paraná, Ivinhema e Baía), que contém um mosaico ambiental com distintas características físicas, químicas e biológicas (Lansac-Tôha *et al.*, 2016). Esses subsistemas são caracterizados por uma notável heterogeneidade ambiental, que englobam rios, canais secundários e lagoas com diferentes graus de conectividade (Souza Filho, 2009), os quais produzem complexas interações entre suas águas superficiais, subterrâneas e sistemas ripários, resultando em uma alta biodiversidade (Agostinho, Thomaz & Gomes, 2004). A conectividade entre os ambientes da planície é mantida pelo pulso de inundação, o qual tem sido severamente afetado pela série de barramentos construídos a montante desses sistemas (Junk *et al.*, 2021).

1.6.2 Coleta de dados

1.6.2.1 *Amostragens e análises de laboratório*

As coletas foram realizadas semestralmente, nos meses de março e setembro, de 2010 a 2020, com exceção dos anos de 2016, 2018 e 2019, as quais ocorreram trimestralmente nos meses de março, junho, setembro e dezembro, totalizando 27 campanhas. Para o ano de 2020 foi considerada uma única coleta, realizada no mês de março. As coletas foram realizadas em quatro distintos ambientes de cada subsistema, 12 no total, sendo três rios principais, dois canais secundários, quatro lagoas conectadas e três lagoas isoladas.

Amostras da comunidade de ciliados no plâncton foram obtidas com auxílio de frascos plásticos de polietileno (cinco litros), coletadas à subsuperfície, na região central dos ambientes. As amostras foram armazenadas em caixas térmicas com gelo e levadas imediatamente ao laboratório para análises da comunidade.

Em laboratório, as amostras foram filtradas e concentradas em 100 mL, em rede plâncton de 10 µm de abertura de malha. Análises quantitativas de ciliados foram realizadas a partir da inspeção de 10 alíquotas de 100 µL cada, as quais foram contadas em lâminas, sob microscópio óptico, e as espécies identificadas *in vivo*, segundo o método proposto por (Madoni, 1984). Posteriormente, com o intuito de catalogar espécies raras, não registradas na análise quantitativa, uma análise qualitativa também foi realizada, a partir de inspeção de 1 mL da amostra concentrada, em câmara de Sedgewick-Rafter.

1.6.2.2 *Dados funcionais*

Para cada espécie de protista ciliado foi construída uma matriz com nove traços funcionais. Esses traços englobavam traços topológicos, relacionados a interações como predador-presa, características de alimentação das espécies e de vulnerabilidade, e traços de história de vida, como formação de cistos de repouso, e presença ou não de zooclorela. Para características topológicas, quatro traços funcionais foram considerados, sendo características de alimentação (quatro categorias), preferência de habitat (seis categorias), tipo de extrusomes (cinco categorias) e capacidade de fixação ao substrato (duas categorias). Para características de história de vida, cinco traços foram coletados, sendo eles, tamanho (µm), largura (µm), formato da célula (26 categorias), formação de cisto de resistência (duas categorias) e presença de zooclorela (duas categorias).

A coleta dos traços dos ciliados ocorreu de forma ativa, em literatura mundial especializada (Foissner & Berger, 1996; Foissner, Berger & Schaumburg, 1999; Berger &

Foissner, 2004; Mironova, Telesh & Skarlato, 2012, 2013; Adl *et al.*, 2019), e em banco de dados confiáveis sobre as características das espécies de ciliados, disponíveis na *web*, como o *Global Biodiversity Information Facility* (Gbif) e *World Register of Marine Species* (Worms). Os traços cuja duas ou mais categorias poderiam ocorrer para uma mesma espécie, como Alimentação, tipo de *Habitat* e Tipo de extrusomes, foram consideradas como variável *Dummy* nas análises. Apenas o traço formato da célula foi utilizado como variável categórica.

1.6.2.3 Dados filogenéticos

Os dados filogenéticos foram obtidos de acordo com o estudo mais recente de Adl (2019), que dispõe de uma revisão na classificação, nomenclatura e diversidade de eucariotos, com ênfase nos protistas. O esquema de classificação proposto reconhece táxons considerados evolutivamente relacionados e os demais táxons parafiléticos são identificados.

Uma matriz com a classificação sistemática completa foi elaborada, para cada espécie de protista ciliado encontrado no estudo. Quando as pesquisas eram insuficientes para determinar a classificação em um determinado nível hierárquico da espécie, o termo “*Incertae sedis*” foi utilizado, assim como proposto por Adl *et al.* (2019).

1.6.3 Dados de heterogeneidade ambiental

Concomitantemente à amostragem dos protistas ciliados, foram mensuradas variáveis ambientais incluindo a profundidade (m), temperatura da água (°C), pH, oxigênio dissolvido (OD); condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$); Secchi (m); turbidez (NTU). As variáveis MST- Material em suspensão total; NT- Nitrogênio total; NO₃ - Nitrato ($\mu\text{g}/\text{L}$); NH₄ - Amônio; PT - Fósforo total e PO₄ – Fosfato ($\mu\text{g}/\text{L}$) foram determinadas de acordo com os procedimentos metodológicos descritos por (Roberto, Santana & Thomaz, 2009).

Para obtenção da heterogeneidade ambiental, os dados limnológicos foram primeiramente estandardizados e transformados em uma matriz de distância euclidiana. Posteriormente foram utilizados no teste de homogeneidade de dispersão multivariada (PERMDISP), realizado no programa R, com a função *betadisper* do pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2022). Esse teste se baseia na distância de cada ponto amostral em relação ao seu grupo centroide, onde quanto maior a média das distâncias, maior a variabilidade dos dados. Neste estudo, cada ambiente foi considerado um grupo centroide na abordagem temporal, enquanto cada período no tempo foi um grupo centroide para a abordagem espacial.

1.6.4 Dados temporais

Para caracterizar as oscilações climáticas em suas respectivas fases, foi utilizado o *Oceanic Niño Index* (ONI), um indicador da fase ENSO, que considera anomalias das temperaturas médias de três meses da superfície do mar, e que permite inferir sobre a ocorrência e intensidade de eventos *El Niño* ou *La Niña* (Alves *et al.*, 2021; Ramos *et al.*, 2021). Os dados mensais do fenômeno ENSO de 2010 a 2020 foram obtidos a partir do *Golden Gate Weather Services* (2022).

Ainda, dados de nível hidrométrico, coletados a partir de uma régua localizada no Rio Paraná, foram utilizados, a fim de verificar a influência de regimes de cheia e seca, sobre a comunidade de protistas ciliados. Os valores médios foram coletados diariamente no período da manhã e ao entardecer, de março de 2010 a dezembro de 2020. Foram consideradas as médias diárias de sete dias anteriores a coleta das comunidades planctônicas e variáveis abióticas. Uma descrição detalhada da área de estudo e de todos os protocolos de obtenção dos dados utilizados nessa pesquisa está apresentada na seção 1 desta Tese.

1.6.5 Análise de dados

Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team, 2021) e todas as figuras foram elaboradas utilizando o pacote *ggplot2* (Wickham & Chang, 2014).

1.6.5.1 Sincronia espaço-temporal, temporal e espacial dos ciliados

Para calcular a sincronia espaço-temporal, ou seja, considerando a flutuação de abundância das espécies em todos os ambientes, ao longo do tempo, primeiramente foi obtida uma matriz completa de densidade dos ciliados, com os locais/períodos nas linhas e as espécies nas colunas (matriz $D_{323,198}$). A partir dessa matriz de dados foram feitas correlações de *Spearman* par a par entre as espécies, utilizando a função `community.sync` do pacote *synchrony* (Gouhier & Guichard, 2014). Essa função permite calcular a sincronia média de toda a comunidade e distribui aleatoriamente as linhas e colunas da matriz de dados, impossibilitando, assim, a possível estrutura de autocorrelação dos dados (Loreau & Mazancourt, 2008). O coeficiente r das correlações varia de -1 a 1, indicando perfeita assincronia e sincronia, respectivamente. Um valor de r tendendo a 0 indica um equilíbrio de correlações negativas e positivas entre séries temporais e espaciais de abundância (Lepš *et al.*, 2018).

O cálculo da sincronia temporal e espacial foi realizado com o mesmo procedimento analítico, diferindo apenas no conjunto de dados utilizado. A sincronia temporal levou em

consideração a variação de cada localidade ao longo do tempo. Assim, a partir dos dados originais, foram obtidos 12 subconjuntos, contendo dados apenas de um determinado ambiente (matriz $D_{27,N}$). Dessa forma foram gerados 12 valores de sincronia média, um para cada localidade. Para sincronia espacial considerou a variação de abundância das espécies entre os ambientes, para cada campanha amostral, individualmente. Portanto, foram criados 27 subconjuntos de dados (matriz $D_{12,N}$), resultando em 27 valores de sincronia média da comunidade, um para cada período de amostragem. Para ambos os casos, o número de espécies diferiu em cada subconjunto, uma vez que as espécies que apresentaram abundância total igual a zero, em determinados ambientes, foram excluídas de cada matriz de dados.

1.6.5.2 *Determinantes da sincronia*

Para testar as hipóteses i-v, foram avaliadas as relações das variáveis preditoras número táxons, tipo de ambiente, heterogeneidade ambiental, nível hidrométrico e o ONI, com os padrões de sincronia dos ciliados. Uma vez que a abordagem espaço-temporal contém apenas um valor médio de sincronia, esta foi desconsiderada das análises. Em relação as abordagens temporal e espacial, foram obtidos subconjuntos das variáveis preditoras, seguindo os mesmos critérios adotados para o cálculo da sincronia. A partir de cada subconjunto (12 para abordagem temporal e 27 para abordagem espacial) foi calculada a média dos valores originais de cada variável preditora.

Pondera-se que a sincronia temporal contém um valor médio por ambiente, os determinantes da sincronia, para essa abordagem, envolveram preditores que variam espacialmente, ou seja, foram considerados o tipo de ambiente, o número de táxons e a heterogeneidade ambiental. Em relação a sincronia espacial, como são obtidos um valor médio por período amostral, os determinantes da sincronia, nesse caso, envolvem variáveis que variam ao longo do tempo, incluindo o número de táxons, a heterogeneidade ambiental, o nível hidrométrico e o ONI.

Por fim, a relação da sincronia temporal e espacial com cada variável preditora foi testada com uso de regressões múltiplas. Considerando que todas as médias de sincronia foram positivas, foram realizadas regressões betas, que são ideais quando a variável resposta varia de 0 a 1 (Ferrari & Cribari-Neto, 2004). As regressões betas foram realizadas usando a função `betareg` do pacote `betareg` (Cribari-Neto & Zeileis, 2010). Ainda, uma vez que a inspeção visual dos dados mostrou tendências não lineares para algumas variáveis, o termo de segunda ordem foi usado para permitir que a curva do modelo se ajustasse melhor a variabilidade dos dados. Modelos de primeira e segunda ordem foram então avaliados pelo teste da razão de

verossimilhança (LRT), sendo escolhido o modelo com menor número de polinômios, quando não encontradas diferenças significativas. O teste de probabilidade LRT foi realizado usando a função `lrtest` do pacote `lmtest` (Zeileis & Hothorn, 2002).

1.6.5.3 Relação entre a sincronia e a distância funcional e filogenética das espécies

Para testar se as espécies funcionalmente e filogeneticamente próximas exibem flutuações de abundância congruentes no espaço e no tempo (predição vi), foram calculadas correlações de *Spearman*, par a par, entre a abundância das espécies, seguindo os mesmos critérios do cálculo da sincronia média espaço-temporal, temporal e espacial. No entanto, como nesse caso era necessário obter, além das médias de sincronia, o valor de sincronia entre todos os pares de espécies, foi utilizada a função `rcorr` do pacote `Hmisc` (Harrel Jr & Dupont, 2022) que retorna uma matriz de distância ($\text{SyncDist}_{\text{espécies} \times \text{espécies}}$), contendo a correlação r para todas as comparações.

Por fim, essas matrizes de correlação foram confrontadas com as distâncias funcionais e filogenéticas das espécies (descritas acima), utilizando o teste de Mantel, implementado na função `mantel` do pacote `ecodist` (Goslee & Dean, 2022). O teste de Mantel retorna o valor da correlação entre as duas matrizes de distância (Mantel r), que também varia de 0 a 1, além da significância dessa correção. Nesse caso, conforme previsto, era esperado que quanto maior a sincronia, menor a distância funcional e filogenética (hipótese nula: $r \geq 0$). No entanto, como relações contrárias ao previsto também podem ser encontradas em estudos ecológicos, também foi testada uma possível relação positiva entre sincronia e as distâncias funcionais e filogenéticas (hipótese nula: $r \leq 0$).

1.7 Resultados

1.7.1 Padrões de riqueza e sincronia em diferentes escalas

Um total de 198 morfoespécies de ciliados foi registrado ao longo de dez anos de estudos na planície de inundação do alto rio Paraná. Dessas, 180 foram registradas em ambientes, lênticos, enquanto 108 morfoespécies foram registradas em ambientes lóticos (Figura 1 a). A sincronia média entre morfoespécies, quando considerado o conjunto total de dados (escala espaço - temporal), foi mais elevada em ambientes lênticos, seguido pela média de sincronia considerando os dois tipos de ambientes (geral), enquanto valores inferiores foram registrados em ambientes lóticos (Figura 1 d).

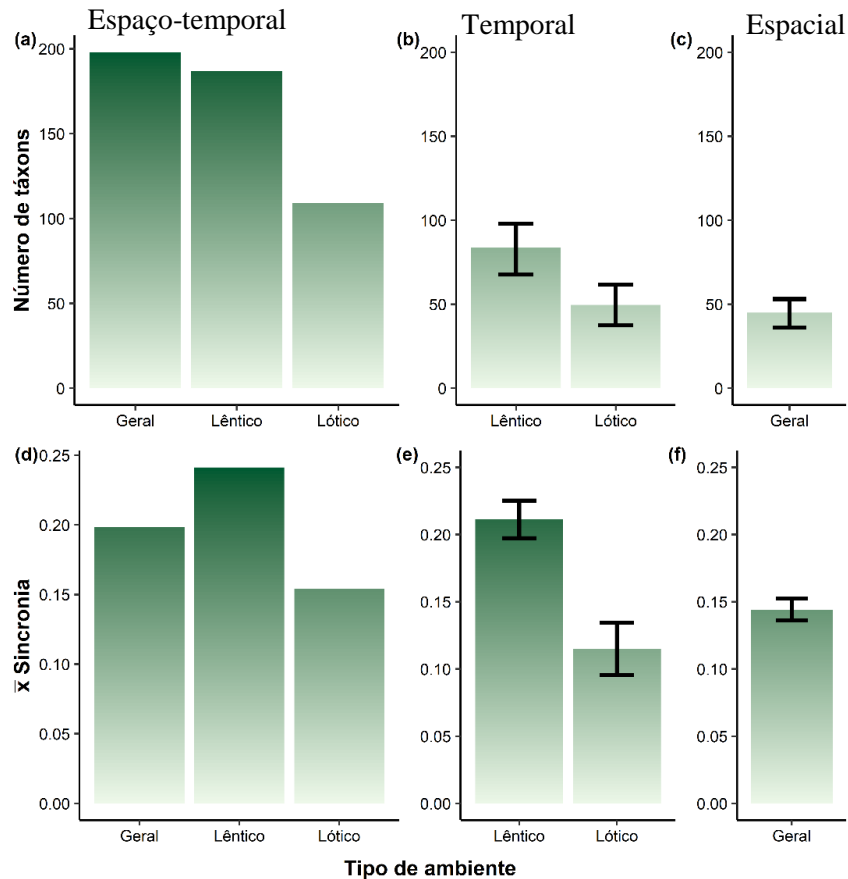


Figura 1: Número de táxons de ciliados plancônicos (a, b, c), e valores médios de sincronia entre espécies (d, e, f) na escala espaço - temporal (a, d), temporal (b, e) e espacial (c, f).

Em relação à escala temporal, ou seja, considerando individualmente a variação de cada ambiente, ao longo do tempo, para os ambientes lênticos foi registrada uma média de 83 morfoespécies (± 15) de ciliados, e nos lóticos 50 morfoespécies (± 12) (Figura 2 b). A média de sincronia foi expressivamente mais elevada nos ambientes lênticos na escala temporal ($0,21 \pm 0,05$), quando comparados aos ambientes lóticos ($0,11 \pm 0,06$) (Figura 1 e). Para a escala espacial, ou seja, examinando a variação entre os ambientes, para cada campanha, foi observada uma riqueza média de 45 espécies (± 9) (Figura 1 c). Ainda, a sincronia média nessa escala foi de $0,14 (\pm 0,06)$ (Figura 1 f).

1.7.2 Efeito das variáveis preditoras sobre a sincronia temporal

Os valores médios de sincronia temporal e das variáveis preditoras para cada ambiente ao longo do tempo estão resumidos no apêndice D. Ao avaliar a sincronia temporal em relação ao tipo de ambiente, os ambientes lênticos apresentaram uma maior média de sincronia temporal, em relação aos ambientes lóticos (Figura 2 a; Tabela 1).

A média da sincronia temporal da comunidade mostrou uma relação quadrática com o número de táxons, determinada por tendências opostas, de acordo com o tipo de ambiente

(Figura 2 b; Tabela 1). Inicialmente, para ambientes lóticos, caracterizados por apresentarem menor riqueza, um aumento do número de táxons produziu um aumento sincrônico da comunidade. Nos ambientes lênticos, o aumento de táxons resultou em uma redução consistente na média de sincronia (Figura 2 b; Tabela 1). Ainda, um efeito de redução da sincronia média foi observado com o aumento da heterogeneidade ambiental, sendo os ambientes lóticos os mais heterogêneos ao longo do tempo (Figura 2 c; Tabela 1).

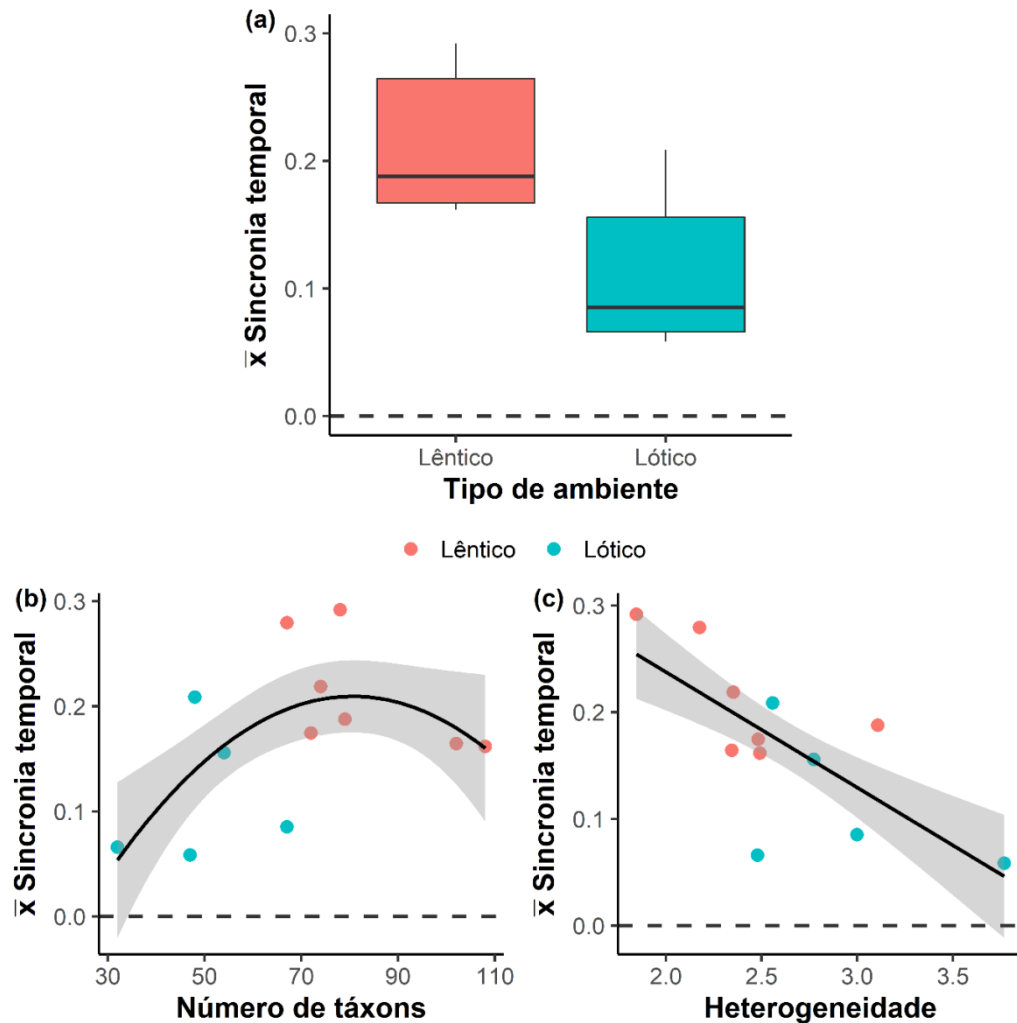


Figura 2: Efeito dos preditores tipo de ambiente (a), número de táxons (b) e heterogeneidade ambiental (c) sobre a média de sincronia temporal da comunidade de ciliados planctônicos.

Tabela 1: Resultados da regressão β para sincronia temporal da comunidade de ciliados, utilizando o tipo de ambiente, número de táxons e a heterogeneidade ambiental como variáveis preditoras. Preditores elevados ao quadrado indicam polinômios de segunda ordem no modelo.

Sincronia temporal	Coeficientes	Erro-padrão	Z	P
(Intercepto)	0.176	0.336	0.523	0.601
Ambientes lóticos	-0.772	0.169	-4.562	<0.001
Número de táxons	1.231	0.453	2.718	0.007
Número de táxons ²	-1.289	0.448	-2.876	0.004
Heterogeneidade	-0.859	0.181	-4.750	<0.001

1.7.3 Efeito das variáveis preditoras sobre a sincronia espacial

Os valores médios de sincronia espacial e das variáveis preditoras entre os ambientes para cada período amostral estão resumidos no apêndice E. Não foi verificado um efeito significativo do aumento do número de táxons sobre a média da sincronia espacial dos ciliados (Figura 3 a), ou seja, a alteração no número de morfoespécies, entre as campanhas, não determina um incremento ou redução na sincronia média da comunidade.

Foi encontrada uma relação negativa entre a sincronia média espacial e a heterogeneidade ambiental, enquanto uma relação positiva foi observada com o nível hidrológico (Figuras 3 b, c; Tabela 2). O índice ONI teve uma relação de efeito quadrática com a média de sincronia espacial de ciliados (Figuras 3 d; Tabela 2). Nesse sentido, valores extremos negativos de ONI, relacionados ao efeito do fenômeno *La Niña*, e valores extremos positivos, relacionados ao fenômeno *El Niño*, apresentaram os maiores valores de sincronia, enquanto na ausência desses fenômenos climáticos (valores próximos à zero), foram registrados, em geral, os menores valores de sincronia (Figura 3 d; Tabela 2).

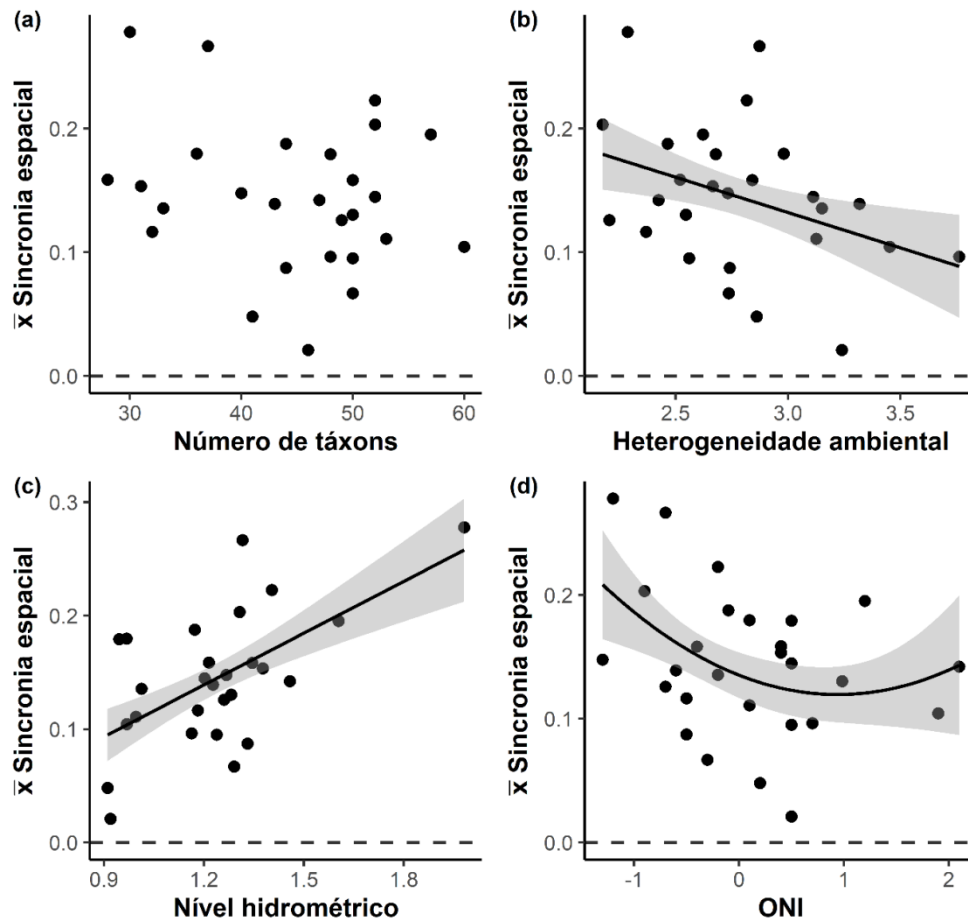


Figura 3: Efeito dos preditores número de táxons (a), heterogeneidade ambiental (b), nível hidrométrico (c) e ONI (d) sobre a média de sincronia espacial da comunidade de ciliados planctônicos. ONI= *Oceanic Niño Index*. Foi utilizado o log do nível hidrométrico.

Tabela 2: Resultados da regressão β para sincronia espacial da comunidade de ciliados, utilizando o número de táxons, a heterogeneidade ambiental, o nível hidrométrico e o ONI como variáveis predictoras. Preditores elevados ao quadrado indicam polinômios de segunda ordem no modelo.

Sincronia espacial	Coefficientes	Erro-padrão	Z	P
(Intercepto)	-2.615	0.777	-3.366	0.001
Número de táxons	-0.012	0.008	-1.526	0.127
Heterogeneidade	-0.524	0.172	-3.039	0.002
Nível hidrométrico	1.255	0.2287	5.486	<0.001
ONI	-0.958	0.449	-2.134	0.033
ONI ²	1.046	0.446	2.346	0.019

1.7.4 Relação entre a sincronia e as distâncias funcional e filogenética

Quando analisada a influência da distância funcional e filogenética entre as morfoespécies sobre a sincronia, relações negativas, conforme predito, foram observadas especialmente para a abordagem filogenética, independente da escala (Figura 4). Assim, para a escala espaço-temporal, todas as relações, ou seja, em ambientes lóticos (Mantel $r = -0.036$; p

= 0.001), lânticos (Mantel $r = -0.035$; $p = 0.036$), ou considerando os dois tipos de ambiente (Geral) (Mantel $r = -0.032$; $p = 0.006$), foram evidenciadas relações negativas e significativas (Figura 4 a). Em escala temporal, considerando os tipos de ambientes, lóticos e lânticos, também se observou uma expressiva influência da distância filogenética sobre a sincronia, sendo significativos dois dos cinco ambientes lóticos e quatro dos sete ambientes lânticos, totalizando seis relações significativas, das 12 possíveis (Figura 4 b; apêndice H). Para a escala espacial, apenas quatro das 27 relações foram negativas e significativas. Ainda, se verificou uma relação positiva e significativa (Figura 4 c; apêndice F).

Quando considerada a abordagem funcional, não se observa um padrão de relação, negativo ou positivo, consistente entre as escalas (Figura 4). Nenhuma relação significativa com a sincronia foi encontrada para escala espaço-temporal, sendo a média do r de Mantel ligeiramente positiva para ambientes lóticos e negativa para ambientes lânticos, ou quando considerados ambos os ambientes (Geral) (Figura 4 a). O mesmo padrão foi encontrado para a escala temporal, onde a distância funcional teve relação positiva com a sincronia nos ambientes lóticos (incluindo uma relação positiva e significativa), e negativa nos lânticos (contendo uma relação negativa e significativa) (Figura 4 b; apêndice G). Por fim, para escala espacial, a relação média foi negativa, conforme previsto, porém sendo negativa e significativa somente para trs das 27 relações possíveis, enquanto uma das relações foi positiva e significativa (Figura 4 c; apêndice F).

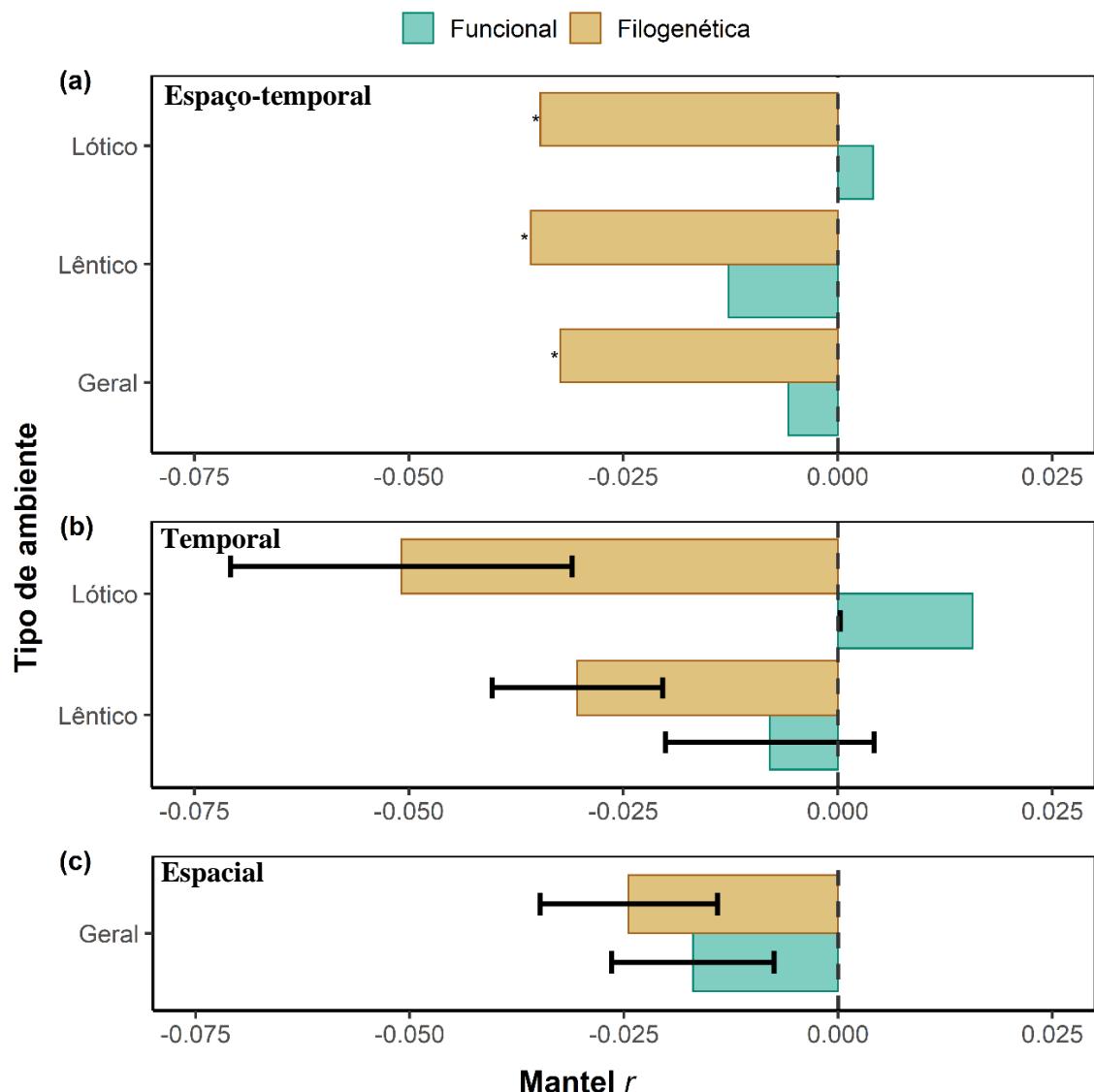


Figura 4: Relação entre a média de sincronia de protistas ciliados com a distância funcional (verde) e filogenética (laranja) nas escalas: espaço-temporal (a), temporal (b) e espacial (c). Na escala espacial, devido ao pequeno número de réplicas para cada tipo de ambiente (sete ambientes lênticos e cinco ambientes lóticos), que inviabilizava análise de Mantel, foi realizado o teste com todos os ambientes.

1.8 Discussão

Quantificar e comparar a influência relativa da biodiversidade e dos fatores que criam padrões regionais na dinâmica e estrutura das comunidades podem auxiliar na compreensão de como as mudanças ambientais atuam nas comunidades aquáticas (Kent *et al.*, 2007; Nemergut *et al.*, 2013). Por exemplo, a sincronia de uma comunidade pode ser afetada por distúrbios temporais e/ou espaciais de variáveis ambientais, fatores externos (e.g., impactos antropogênicos), mas também pelas propriedades intrínsecas da comunidade analisada (van Klink *et al.*, 2019). Nesse estudo buscou-se avaliar a importância de preditores temporais e espaciais sobre a sincronia da comunidade de ciliados planctônicos, além de verificar se a

distância funcional e filogenética entre as espécies é consistentemente relacionada aos padrões de sincronia.

1.8.1 Fatores que influenciam os padrões de sincronia temporal dos ciliados

Conforme previsto, a sincronia temporal foi significativamente maior nos ambientes lênticos em relação aos lóticos. Ecossistemas lóticos são geralmente habitats contínuos, ligados por fluxo unidirecional dentro de redes fluviais ramificadas (dendríticas) (Fagan, 2002), sendo o fluxo de água o principal impulsionador das comunidades planctônicas (Gomes *et al.*, 2020), como foi mostrado para o fitoplâncton (Aquino *et al.*, 2018), zooplâncton (Aggio *et al.*, 2022) e protozooplâncton (Pauleto *et al.*, 2017). O fluxo, aliado a baixa estabilidade desses ambientes, impede o desenvolvimento de grandes populações planctônicas, o que promove padrões estocásticos de ocorrência de espécies (Lansac-Tôha *et al.*, 2019). Portanto, a estocasticidade pode levar a baixos valores de sincronia entre espécies nos ambientes lóticos, quando comparados aos ambientes lênticos que, por sua vez, são mais estáveis e influenciados por processos determinísticos, como, por exemplo, os filtros ambientais (Bortolini *et al.*, 2017).

A predição de que a sincronia temporal seria negativamente afetada pelo aumento do número táxons não pode ser totalmente aceita, uma vez que uma relação quadrática significativa entre as médias de sincronia temporal, com o aumento de espécies de ciliados, foi observada. Desse modo, a predição foi corroborada apenas para os ambientes lênticos. Para os ambientes lóticos, foi evidenciado um incremento na média de sincronia, com o aumento no número de táxons. Considerando que a velocidade de corrente nos ambientes lóticos limita o estabelecimento e desenvolvimento da maior parte das espécies planctônicas (Golec-Fialek, Lansac-Tôha & Bonecker, 2021), o aumento no número de táxons em determinados períodos, é provavelmente propiciado por condições ambientais mais favoráveis, que influenciam positivamente diferentes espécies no compartimento pelágico, elevando, assim, a sincronia temporal das mesmas, com o aumento da riqueza. Em ambientes mais estáveis, como é o caso dos ambientes lênticos, a relação das espécies com as condições ambientais pode levar a padrões temporais incongruentes de distribuição, para espécies com diferentes requisitos de nicho (Mykrä, Heino & Muotka, 2004; Tredennick *et al.*, 2017). Assim, com o aumento do número de espécies, aumentos significativos de relações desarmônicas são esperados, o que, conseqüentemente, diminui a sincronia temporal entre espécies (Wagg *et al.*, 2018).

As diferenças no requisito de nicho entre as espécies, também explicam a forte relação negativa encontrada entre a média de sincronia temporal de ciliados com aumento da heterogeneidade de *habitat* (ambiental). Esse resultado era esperado, pois processos

determinísticos são mais acentuados quanto maior a variabilidade ambiental, onde os filtros ambientais determinam os padrões de flutuações temporais de populações (Nemergut *et al.*, 2013). Em ambientes de planície de inundação, a heterogeneidade de um determinado *habitat* varia de acordo com o regime hidrológico, onde o pulso de inundação exerce grande influência local, ao promover a homogeneização ambiental pelo transbordamento dos diques marginais (Junk *et al.*, 2021). Em um estudo realizado por Granzotti, Agostinho & Bini, (2022), com distintas espécies de peixes, a alta heterogeneidade do *habitat* explicou a baixa sincronia encontrada, impulsionados pelo ciclo hidrológico. Assim, a heterogeneidade do habitat, nesse caso, agiu como principal força motriz para diferenças na dinâmica populacional local.

De modo geral, ambientes lênticos apresentaram menor variação temporal de heterogeneidade de *habitat* e maiores médias de sincronia. Os ambientes lóticos apresentaram valores mais elevados na variação da heterogeneidade de habitat, com médias de flutuações sincrônicas mais baixas. Isso pode estar relacionado a menor intensidade e duração dos eventos de inundação, uma vez que, casos de inundações na bacia do rio Paraná tem se tornado cada vez menos frequentes, devido, em grande parte, ao controle de vazão de suas inúmeras barragens (Agostinho, Pelicice & Gomes, 2008). Portanto, a seca prolongada tem mantido os ambientes aquáticos cada vez mais isolados, sem a conexão hídrica promovida por pulsos de inundação (Bertoncin *et al.*, 2019). Sob tais condições, apesar de os ambientes lênticos ficarem cada vez mais heterogêneos entre si, a variabilidade ambiental dentro de uma mesma lagoa também se torna cada vez mais reduzida (Agostinho *et al.*, 2008).

1.8.2 Fatores que influenciam os padrões de sincronia espacial dos ciliados

Diferentemente do encontrado para a sincronia temporal, o número de táxons não influenciou os padrões de sincronia espacial. A relação do número de táxons com padrões de sincronia está intimamente relacionada com os processos determinísticos (filtros ambientais), pois quanto maior a diversidade, maior a divergência de nicho da comunidade (Liebhold *et al.*, 2004). Portanto, uma baixa heterogeneidade entre habitats poderia enfraquecer a força dos filtros ambientais, o que não resultaria em diferentes padrões de distribuição para espécies com diferentes requisitos de nicho. Esse não parece ser o caso nesse estudo, uma vez que o delineamento amostral engloba diferentes subsistemas, com distintas características ambientais e diferentes níveis de impacto antropogênico (Granzotti *et al.*, 2022). A heterogeneidade apresentou relação negativa com a sincronia espacial (veja abaixo), conforme esperado, o que também ajuda a descartar esse fator. Provavelmente, a influência de algum mecanismo não

considerado nesse estudo, como as interações tróficas, pode estar mascarando uma possível relação do número de táxons com a sincronia na escala espacial.

Foi verificada, assim como para sincronia temporal, uma relação negativa entre a sincronia espacial e a heterogeneidade ambiental, corroborando, assim, a hipótese v. Aumento na heterogeneidade ambiental reduz a sincronia espacial, onde fatores regionais seriam os estruturadores mais importantes nas comunidades (Hansen *et al.*, 2020). Na mesma planície em que esse estudo foi desenvolvido, Takahashi *et al.* (2008) observaram que a heterogeneidade espacial é mais importante do que os efeitos regionais na determinação dos padrões de abundância do zooplâncton. Foi mostrado que os processos ambientais têm influência no processo de concordância de protistas, sincronizando as flutuações populacionais dos indivíduos (Vasseur & Fox, 2009). Ainda, estudos tem corroborado a ideia de que a sincronia ambiental aumenta a sincronia espacial e que o declínio da distância na sincronia ambiental leva à diminuição da distância da sincronia espacial (Hopson & Fox, 2019), o que reforça o papel da heterogeneidade e dos filtros ambientais nos padrões de sincronia entre espécies.

Neste estudo, foi observada uma forte relação positiva entre a média de sincronia espacial de ciliados com o aumento do nível hidrológico, que afeta todos os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. Nessa planície, foi mostrado que mudanças no nível hidrológico é o principal fator regional que afeta as variações temporais de características físicas, químicas e biológicas (Alves *et al.*, 2008), incluindo a comunidade de protistas ciliados (Pauleto *et al.*, 2009), causando alterações na composição de espécies e na distribuição espacial desses protistas, relacionadas principalmente ao efeito homogeneizador das cheias (Pauleto *et al.*, 2017). Portanto, a alta conectividade entre os *habitats* pode levar a uma maior homogeneidade das comunidades que habitam ambientes aquáticos (Heino *et al.*, 2015). Essas homogeneizações dos ambientes, causadas pelo aumento do nível de água, pode gerar uma diminuição da variabilidade das variáveis limnológicas entre os *habitats* e, conseqüentemente, aumentar a semelhança entre eles (Agostinho, Bonecker & Gomes, 2009). Por exemplo, espécies de protistas ciliados, tipicamente pelágicas, são mais comuns nos ambientes em períodos de águas baixas, enquanto que espécies litorâneas são mais recorrentes em períodos de maior nível hidrológico (Pauleto *et al.*, 2009). Assim, o intercâmbio de espécies entre os compartimentos, ocasionado pelo aumento do nível hidrológico, acaba por favorecer a homogeneização biótica, de forma que, as espécies tendem a flutuar mais sincronicamente, em resposta das mudanças causadas pelo nível hidrométrico.

O modo de adaptação desenvolvido por um organismo, ao longo de sua história de vida/evolutiva, cria estratégias comportamentais ou morfológicas específicas para lidar com

fluxos extremos de ambientes aquáticos e pode determinar se esse organismo poderá sobreviver às alterações inesperadas do regime de fluxo (Lytle & Poff, 2004). Alterações na intensidade e duração dos pulsos de inundação, pelo controle de vazão dos barramentos a montante, somado a períodos mais recorrente de secas, podem ocasionar grandes perdas de espécies adaptadas a tais condições e, conseqüentemente, perda de história evolutiva (Patrick *et al.*, 2021). Quando pulsos de inundação são previsíveis, extremos, frequentes e de grande magnitude, a seleção favorece espécies com histórias de vida sincronizadas para evitar ou explorar eventos desse porte. Tais alterações propiciam a ocorrência de espécies adaptadas a essa condição, o que permite sua persistência no ambiente durante períodos desfavoráveis (Lytle & Poff, 2004). Se o aumento do nível hidrométrico está diretamente relacionado com a sincronia espacial, as mudanças nos regimes hídricos, promovidos pelos barramentos a montante, podem afetar diretamente a sincronia da comunidade. Isso ocorre porque as mudanças na sincronia ao nível de paisagens serão maiores quando em interação com alterações antropogênicas em paisagens, neste caso de modificações hidrológicas (Seybold *et al.*, 2021).

Respostas relacionadas ao clima normalmente estão relacionadas aos eventos de *El Niño* e *La Niña*, dois eventos antagônicos, que ocorrem isoladamente ao longo do tempo. Suas frequências acarretam em diversas mudanças climáticas, em especial na temperatura e regimes de chuvas em todo o mundo (Kayano *et al.*, 2016). No Brasil, ambos os fenômenos causam fortes mudanças nas condições climáticas, especialmente nas regiões Norte, Nordeste e Sul do país, as quais experimentam condições climáticas intensas. Nas outras regiões (Sudeste e Centro Oeste), ocorrem com intensidade moderada, muitas vezes difícil de prever. De acordo com Minuzzi *et al.*, (2007), em períodos de *La Niña*, as regiões de São Paulo e parte Minas Gerais (Brasil) tem experienciado tendências de aumento do volume de chuvas, em relação aos fenômenos anteriores. A planície de inundação do alto Paraná sofre grande interferência dos regimes de chuva dessas regiões, de forma que, são esperadas oscilações consideráveis no nível hidrométrico dos ambientes pertencentes a área alagável, quando expostos aos diferentes fenômenos. Vale destacar que, dentre o conjunto de dados analisados (2010 a 2020), na planície de inundação do alto rio Paraná, uma cheia histórica foi registrada em março do ano de 2011, (~ 6 metros) em um período do fenômeno *La Niña*, considerado moderado. Isso não era esperado, uma vez que, *La Niña* deveria agir exatamente ao oposto do *El Niño* sobre a região, ou seja, com temperaturas mais baixas, e menores índices de precipitação, o que refletiria em baixos valores no nível hidrométrico. De fato, o *La Niña* mostra maior variabilidade em seus eventos climáticos, enquanto os eventos de *El Niño* apresentam um padrão mais consistente (Marengo & Oliveira, 1998).

Efeitos climáticos relacionados ao ENSO, que afeta diretamente o clima na região de estudo, não demonstrou uma relação linear como era de se esperar, em escala temporal. Neste estudo, foi observada uma relação quadrática do ONI sobre a média de sincronia dos ciliados planctônicos. Portanto, tanto as intensidades de efeitos de *La Niña*, quanto de *El Niño*, atuaram consistentemente, elevando as médias de sincronia de ciliados, o que é um resultado peculiar. A cheia observada no período de março de 2011 foi, sem dúvida, resultado dos índices pluviométricos muito acima do esperado em afluentes do rio Paraná, situados especialmente na região norte da bacia, que abrange parte das regiões Sudeste e Centro Oeste (INPE, 2011).

1.8.3 Relação entre distância funcional e filogenética e a sincronia de comunidade

Em termos funcionais, era esperado que houvesse uma relação negativa entre a média de sincronia com aumento da distância funcional entre os pares de espécies da comunidade de ciliados, o que não foi observado. Da mesma forma, era esperado que quanto mais próximas filogeneticamente os pares de espécies fossem, mais sincrônicos seriam. De fato, foi observada uma grande relação entre sincronia e distancia filogenética, em todas as escalas analisadas (espaço - temporal, temporal e espacial). Portanto, considerando apenas a relação filogenética, foi encontrado suporte empírico suficiente para aceitar essa predição.

Ambiente lênticos e lóticos apresentaram tendencias espaço - temporais (todos os dados juntos) e temporais contraditórias. Para ambientes lóticos, foi observada uma tendência contrária do esperado, indicando que com o aumento da distância funcional interespecíficas, um aumento na média de sincronia acontecia. Esse achado, mesmo que não significativo, é interessante, e corrobora com o estudo de (Silva *et al.*, 2021), que ao avaliar a relação interespecífica da comunidade de fitoplâncton, em um reservatório brasileiro, concluiu que a sincronia interespecífica não podia ser prevista de forma confiável pela distância funcional. Outros estudos encontraram relações negativas, onde a sincronia diminuiu com o aumento da diversidade funcional, sugerindo que quanto mais pares de espécies diferem em suas características, menos sincronicamente suas populações flutuam (van Klink *et al.*, 2019).

Os resultados encontrados neste estudo confirmam uma relação entre a sincronia com a distância filogenética de espécies de ciliados. De fato, um dos fatores determinantes na estruturação de comunidades de protistas ciliados em ecossistemas lacustres são os processos de sincronia, cuja definição primordial pode se basear na diversidade filogenética (Loreau & Mazancourt, 2008), a qual está relacionada com a estabilidade temporal/espacial da comunidade. A forte relação entre a média de sincronia de ciliados com a distância filogenética sugere maiores chances de eventos de extinção de várias espécies, que compartilham um mesmo

ramo da árvore filogenética, caso algum distúrbio inesperado ocorra (Chevalier, Laffaille & Grenouillet, 2014). Funcionalmente, conclui-se que mesmo compartilhando os mesmos traços funcionais, as espécies respondem às variações ambientais ou filtros diferentemente, indicando que se uma espécie for extinta, outra poderá ocupar seu lugar, sem prejuízos funcionais para o ecossistema.

A ecologia de comunidades ampliou-se consideravelmente com o reconhecimento de que não é apenas nos dados de nível de espécie que os padrões biológicos e seus determinantes devem ser estudados. Embora testar as relações entre similaridade e sincronia de características interespecíficas nos ajude a entender o papel dos mecanismos ecológicos na dinâmica populacional, tais estudos ainda são escassos, especialmente para organismos aquáticos (Rocha *et al.*, 2021). Examinar dados funcionais e filogenéticos, portanto, podem fornecer informações importantes, tanto para a ecologia básica, quanto para campos aplicados, como conservação e bioavaliação de ecossistemas (Heino & Tolonen, 2017; Moreira *et al.*, 2022).

Em conclusão, foi verificado que distintos preditores espaciais e temporais influenciam os padrões de sincronia da comunidade de ciliados planctônicos. A predição i foi aceita, pois a sincronia temporal foi significativamente superior nos ambientes lênticos, em relação aos lóticos. A predição ii foi parcialmente aceita, uma vez que somente na abordagem temporal houve relação do número de espécies com a sincronia. Os resultados também corroboram a predição iii, visto que foi possível observar a importância da heterogeneidade ambiental para ambas as abordagens temporal e espacial. A importância do nível em áreas de várzea foi mostrada como agente interveniente nas flutuações populacionais sincrônicas, corroborando a predição iv. Em relação ao ONI (predição v), embora não se tenha observado uma relação linear, é possível concluir que seus efeitos sobre a sincronia dos ciliados estão mais relacionados a força dos processos de inundação que são mais comuns quando o fenômeno *El Niño* tem atuado. Por fim, foi verificado que, conforme previsto na predição vi, houve uma relação negativa entre a distância filogenética com a média de sincronia em todas as escalas analisadas. No entanto, essa relação não foi consistente para distância funcional, indicando que padrões de sincronia não são diretamente relacionados com a proximidade funcional das espécies de protistas ciliados.

REFERÊNCIAS

- Adl S.M., Bass D., Lane C.E., Lukeš J., Schoch C.L., Smirnov A., *et al.* (2019). Revisions to the Classification, Nomenclature, and Diversity of Eukaryotes. *Journal of Eukaryotic Microbiology* **66**, 4–119. <https://doi.org/10.1111/jeu.12691>
- Aggio C.E.G., Oliveira F.R., Progênio M., Bello J.R., Lansac-Tôha F.M. & Velho L.F.M. (2022). The zooplankton of tropical streams : is it determinism or stochasticity that drives the spatial and temporal patterns in community structure ? *Community Ecology* **23**, 219–229. <https://doi.org/10.1007/s42974-022-00099-2>
- Agostinho A., Bonecker C. & Gomes L. (2009). Effects of water quantity on connectivity: The case of the upper Paraná River floodplain. *Ecohydrology and Hydrobiology* **9**, 99–113. <https://doi.org/10.2478/v10104-009-0040-x>
- Agostinho A.A., Pelicice F.M. & Gomes L.C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68**, 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Agostinho A.A., Thomaz S.M. & Gomes L.C. (2004). Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology & Hydrobiology* **4**, 255–256
- Alves G.M., Lansac-Tôha F.A., Takahashi É.M. & Velho L.F.M. (2008). Fluctuations of testate amoebae populations (Rhizopoda) in plankton from different environments on the upper Paraná river floodplain, Brazil. *International Review of Hydrobiology* **93**, 227–242. <https://doi.org/10.1002/iroh.200711002>
- Alves J.C., Andreotti G.F., Agostinho A.A. & Gomes L.C. (2021). Effects of the *El Niño* Southern Oscillation (ENSO) on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* **848**, 1811–1823. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04555-4>
- Aquino C.A.N., Bortolini J.C., Favaretto C.C.R., Sebastien N.Y. & Bueno N.C. (2018). Functional phytoplankton distribution predicts the environmental variability between two subtropical rivers. *Revista Brasileira de Botanica* **41**, 835–847. <https://doi.org/10.1007/s40415-018-0503-7>
- Berger H. & Foissner W. (2004). Illustrated guide and ecological notes to ciliate indicator species (Protozoa, Ciliophora) in running waters, lakes, and sewage plants. *Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen - Gewässerbelastung - Restaurierung - Aquatische Ökotoxikologie - Bewertung - Gewässerschutz*, 1–160. <https://doi.org/10.1002/9783527678488.hbal2003005>

- Bertoncin A.P. dos S., Pinha G.D., Baumgartner M.T. & Mormul R.P. (2019). Extreme drought events can promote homogenization of benthic macroinvertebrate assemblages in a floodplain pond in Brazil. *Hydrobiologia* **826**, 379–393. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3756-z>
- Bortolini J.C., Pineda A., Rodrigues L.C., Jati S. & Velho L.F.M. (2017). Environmental and spatial processes influencing phytoplankton biomass along a reservoirs-river-floodplain lakes gradient: A metacommunity approach. *Freshwater Biology* **62**, 1756–1767. <https://doi.org/10.1111/fwb.12986>
- Cadotte M.W., Dinnage R. & Tilman D. (2012). Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability. *Ecology* **93**, 223–233. <https://doi.org/10.1890/11-0426.1>
- Chevalier M., Laffaille P. & Grenouillet G. (2014). Spatial synchrony in stream fish populations: Influence of species traits. *Ecography* **37**, 960–968. <https://doi.org/10.1111/ecog.00662>
- Cribari-Neto F. & Zeileis A. (2010). Journal of Statistical Software. *Journal of Statistical Software* **34**, 1–24
- Defriez E.J., Sheppard L.W., Reid P.C. & Reuman D.C. (2016). Climate change-related regime shifts have altered spatial synchrony of plankton dynamics in the North Sea. *Global Change Biology* **22**, 2069–2080. <https://doi.org/10.1111/gcb.13229>
- Fagan W.F. (2002). Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology* **83**, 3243–3249. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[3243:CFAERI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[3243:CFAERI]2.0.CO;2)
- Ferrari S. & Cribari-Neto F. (2004). Beta Regression for Modelling Rates and Proportions. *Journal of Applied Statistics* **31**, 799–815. <https://doi.org/10.1080/0266476042000214501>
- Foissner W. & Berger H. (1996). A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwater Biology* **35**, 375–482
- Foissner W., Berger H. & Schaumburg J. (1999). *Identification and ecology of limnetic plankton ciliates*. Informations berichte des Bayerisches Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/99, Munich.
- Golec-Fialek C., Lansac-Tôha F.M. & Bonecker C.C. (2021). Response of the zooplankton community to extreme hydrological variations in a temporary lake in a neotropical floodplain system. *Limnologica* **86**, 125834. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125834>
- Gomes L.F., Barbosa J.C., de Oliveira Barbosa H., Vieira M.C. & Vieira L.C.G. (2020). Environmental and spatial influences on stream zooplankton communities of the Brazilian

- Cerrado. *Community Ecology* **21**, 25–31. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00008-5>
- Goslee S. & Dean U. (2022). Package ‘ecodist’ - Dissimilarity-Based Functions for Ecological Analysis Author. 1–57
- Gouhier T.C. & Guichard F. (2014). Synchrony: quantifying variability in space and time. *Methods in Ecology and Evolution* **5**, 524–533. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12188>
- Granzotti R.V., Agostinho A.A. & Bini L.M. (2022). Drivers and spatial patterns of population synchrony of fish species in a floodplain. *Freshwater Biology* **67**, 857–872. <https://doi.org/10.1111/fwb.13886>
- Hansen B.B., Grøtan V., Herfindal I. & Lee A.M. (2020). The Moran effect revisited: spatial population synchrony under global warming. *Ecography* **43**, 1591–1602. <https://doi.org/10.1111/ecog.04962>
- Harrel Jr F.E. & Dupont C. (2022). Package ‘Hmisc’ - Harrell Miscellaneous. 1–455
- Heino J., Melo A.S., Siqueira T., Soininen J., Valanko S. & Bini L.M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: Patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* **60**, 845–869. <https://doi.org/10.1111/fwb.12533>
- Heino J. & Tolonen K.T. (2017). Ecological drivers of multiple facets of beta diversity in a lentic macroinvertebrate metacommunity. *Limnology and Oceanography* **62**, 2431–2444. <https://doi.org/10.1002/lno.10577>
- Holyoak M. & Lawler S.P. (1996). The Role of Dispersal in Predator–Prey Metapopulation Dynamics. *The Journal of Animal Ecology* **65**, 640. <https://doi.org/10.2307/5743>
- Hopson J. & Fox J.W. (2019). Occasional long distance dispersal increases spatial synchrony of population cycles. *Journal of Animal Ecology* **88**, 154–163. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12905>
- Huitu O., Norrdahl K. & Korpimäki E. (2004). Competition, predation and interspecific synchrony in cyclic small mammal communities. *Ecography* **27**, 197–206
- INPE (2011). Climanálise - boletim de monitoramento e análise climática. **22**, 48
- Junk J.W., Cunha N. da, Thomaz M.S., Agostinho A.A., Ferreira F.A., Filho E.E. de S., *et al.* (2021). Ecohydrology & Hydrobiology Macrohabitat classification of wetlands as a powerful tool for management and protection: The example of the Paraná River. *Ecohydrology & Hydrobiology* **21**, 411–424. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.05.006>
- Kayano M.T., Andreoli R. V, Souza R.A.F. de, Garcia S.R. & Calheiros A.J.P. (2016). *El Niño e La Niña* dos últimos 30 anos : diferentes tipos. *Revista Climanálise*, 7–12
- Kendall B.E., Bjørnstad O.N., Bascompte J., Keitt T.H., Fagan W.F., Kendall B.E., *et al.*

- (2000). Dispersal , Environmental Correlation , and Spatial Synchrony in Population Dynamics. *The American Naturalist* **155**, 628–636
- Kent A.D., Yannarell A.C., Rusak J.A., Triplett E.W. & McMahon K.D. (2007). Synchrony in aquatic microbial community dynamics. *ISME Journal* **1**, 38–47. <https://doi.org/10.1038/ismej.2007.6>
- van Klink R., Lepš J., Vermeulen R. & de Bello F. (2019). Functional differences stabilize beetle communities by weakening interspecific temporal synchrony. *Ecology* **100**, 1–11. <https://doi.org/10.1002/ecy.2748>
- Lansac-Tôha F.M., Heino J., Quirino B.A., Moresco G.A., Peláez O., Meira B.R., *et al.* (2019). Differently dispersing organism groups show contrasting beta diversity patterns in a dammed subtropical river basin. *Science of the Total Environment* **691**, 1271–1281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.236>
- Lansac-Tôha F.M., Meira B.R., Segovia B.T., Lansac-Tôha F.A. & Velho L.F.M. (2016). Hydrological connectivity determining metacommunity structure of planktonic heterotrophic flagellates. *Hydrobiologia* **781**, 81–94. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2824-5>
- Legendre P. (1993). Spatial Autocorrelation : Trouble or New Paradigm? *Ecology* **74**, 1659–1673
- Lepš J., Májeková M., Vítová A., Doležal J. & de Bello F. (2018). Stabilizing effects in temporal fluctuations: management, traits, and species richness in high-diversity communities. *Ecology* **99**, 360–371. <https://doi.org/10.1002/ecy.2065>
- Lentendu, G., Buosi, P. R. B., Cabral, A. F., Trevizan Segóvia, B., Ramos Meira, B., Lansac-Tôha, F. M., Velho, L. F. M., Ritter, C. D., Dunthorn, M. (2019). Protist Biodiversity and Biogeography in Lakes from Four Brazilian River–Floodplain Systems. *Journal of Eukaryotic Microbiology* **66**, 4, 592-599,.
- Liebhold A., Koenig W.D. & Bjørnstad O.N. (2004). Spatial Synchrony in Population Dynamics. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**, 467–490. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132516>
- Loreau M. & Mazancourt C. (2008). Species synchrony and its drivers: Neutral and nonneutral community dynamics in fluctuating environments. *American Naturalist* **172**. <https://doi.org/10.1086/589746>
- Lytle D.A. & Poff N.L.R. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* **19**, 94–100. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.002>
- Madoni P. (1984). Estimation of the size of freshwater ciliate populations by a sub-sampling

- technique. *Hydrobiologia* **111**, 201–206. <https://doi.org/10.1007/BF00007200>
- Marengo J.A. & Oliveira G.S. de (1998). Impactos do fenômeno *La Niña* no tempo e clima do Brasil: desenvolvimento e intensificação do *La Niña* 1998/99. In: *Congresso Brasileiro De Meteorologia*. pp. 1–4.
- Minuzzi R.B., Sedyama G.C., Costa J.M.N. da & Vianello R.L. (2007). Influência da *La Niña* na estação chuvosa da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia* **22**, 345–353. <https://doi.org/10.1590/s0102-77862007000300008>
- Mironova E., Telesh I. & Skarlato S. (2012). Diversity and seasonality in structure of ciliate communities in the Neva Estuary (Baltic Sea). *Journal of Plankton Research* **34**, 208–220. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbr095>
- Mironova E., Telesh I. & Skarlato S. (2013). Planktonic ciliates of the Neva Estuary (Baltic Sea): Community structure and spatial distribution. *Acta Protozoologica* **52**, 13–23. <https://doi.org/10.4467/16890027AP.13.002.0830>
- Moran P.A.P. (1953). The Statistical Analysis of the Canadian Lynx cycle. *Australian Journal of Zoology* **1**, 291
- Moreira Y.C., Cardoso S.J., Siqueira-Castro I.C.V., Araújo Greinert-Goulart J., Bueno Franco R.M., Graco-Roza C., *et al.* (2022). Ciliate Communities Respond via Their Traits to a Wastewater Treatment Plant With a Combined UASB–Activated Sludge System. *Frontiers in Environmental Science* **10**, 1–18. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.903984>
- Nemergut D.R., Schmidt S.K., Fukami T., O’Neill S.P., Bilinski T.M., Stanish L.F., *et al.* (2013). Patterns and Processes of Microbial Community Assembly. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* **77**, 342–356. <https://doi.org/10.1128/mmbr.00051-12>
- Oksanen J., Simpson G.L., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., O’Hara R.B., *et al.* (2022). Vegan: Community Ecology Package. 295
- Pandit S.N., Kolasa J. & Cottenie K. (2013). Population synchrony decreases with richness and increases with environmental fluctuations in an experimental metacommunity. *Oecologia* **171**, 237–247. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2407-8>
- Patrick C.J., McCluney K.E., Ruhi A., Gregory A., Sabo J. & Thorp J.H. (2021). Multi-scale biodiversity drives temporal variability in macrosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* **19**, 47–56. <https://doi.org/10.1002/fee.2297>
- Pauleto G., Velho L., Buosi P., Brão A., Lansac-Tôha F. & Bonecker C. (2009). Spatial and temporal patterns of ciliate species composition (Protozoa: Ciliophora) in the plankton of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* **69**, 517–527. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300007>

- Pauleto G.M., Oliveira F.R. de, Segovia B.T., Meira B.R., Lansac-Tôha F., Buosi P.R.B., *et al.* (2017). Intra-annual variation in planktonic ciliate species composition (Protista: Ciliophora) in different strata in a shallow floodplain lake. *Acta Limnologica Brasiliensia* **29**. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x5817>
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing.
- Raimondo S., Liebhold A.M., Strazanac J.S. & Butler L. (2004). Population synchrony within and among Lepidoptera species in relation to weather, phylogeny, and larval phenology. *Ecological Entomology* **29**, 96–105. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2004.00579.x>
- Ramos M.S., Farina L., Faria S.H. & Li C. (2021). Relationships between large-scale climate modes and the South Atlantic Ocean wave climate. *Progress in Oceanography* **197**. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2021.102660>
- Ranta E., Kaitala V., Jan L. & Lindén H. (1995). Synchrony in population dynamics. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **262**, 113–118
- Roberto M., Santana N. & Thomaz S. (2009). Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* **69**, 717–725. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300025>
- Rocha B.S., García-Berthou E., Novaes J.L.C., Bini L.M. & Cianciaruso M.V. (2021). Interspecific synchrony is related to body-length similarity in a fish community under prolonged drought conditions. *Science of the Total Environment* **781**, 146721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146721>
- Seybold E.C., Fork M.L., Braswell A.E., Blaszcak J.R., Fuller M.R., Kaiser K.E., *et al.* (2021). A Classification Framework to Assess Ecological, Biogeochemical, and Hydrologic Synchrony and Asynchrony. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00700-1>
- Silva M.N. da, Granzotti R.V., Carvalho P. De, Rodrigues L.C. & Bini L.M. (2021). Niche measures and growth rate do not predict interspecific variation in spatial synchrony of phytoplankton. *Limnology* **22**, 121–127. <https://doi.org/10.1007/s10201-020-00640-0>
- 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/http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300024>
- Takahashi E.M., Lansac-Tôha F.A., Velho L.F.M. & Bini L.M. (2008). The temporal asynchrony of planktonic cladocerans population at different environments of the upper Paraná River floodplain. *International Review of Hydrobiology* **93**, 679–689. <https://doi.org/10.1002/iroh.200711032>
- Tredennick A.T., de Mazancourt C., Loreau M. & Adler P.B. (2017). Environmental responses,

- not species interactions, determine synchrony of dominant species in semiarid grasslands. *Ecology* **98**, 971–981. <https://doi.org/10.1002/ecy.1757>
- Vasseur D.A. & Fox J.W. (2009). Phase-locking and environmental fluctuations generate synchrony in a predator – prey community. *Nature* **460**. <https://doi.org/10.1038/nature08208>
- Viviani J., Moritz C., Parravicini V., Lecchini D., Siu G., Galzin R., *et al.* (2019). Synchrony patterns reveal different degrees of trophic guild vulnerability after disturbances in a coral reef fish community. *Diversity and Distributions* **25**, 1210–1221. <https://doi.org/10.1111/ddi.12931>
- Wagg C., Dudenhöffer J.H., Widmer F. & van der Heijden M.G.A. (2018). Linking diversity, synchrony and stability in soil microbial communities. *Functional Ecology* **32**, 1280–1292. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13056>
- Weisse T. (2017). Functional diversity of aquatic ciliates. *European Journal of Protistology* **61**, 331–358. <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2017.04.001>
- Weisse T., Anderson R., Arndt H., Calbet A., Juel P. & Montagnes D.J.S. (2016). Functional ecology of aquatic phagotrophic protists – Concepts, limitations, and perspectives. *European Journal of Protistology* **55**, 50–74. <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2016.03.003>
- Weisse T. & Montagnes D.J.S. (2021). Ecology of planktonic ciliates in a changing world: Concepts, methods, and challenges. *Journal of Eukaryotic Microbiology*
- Wickham H. & Chang W. (2014). Package ‘ggplot2’ - An implementation of the Grammar of Graphics
- Zeileis A. & Hothorn T. (2002). Diagnostic checking in Regression Relationships. *R news* **2**, 1–5

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os protistas ciliados da planície de inundação foram utilizados para avaliar as respostas dessa comunidade, em suas múltiplas facetas, a diferentes preditores ecológicos.

De modo geral, esta pesquisa traz um avanço ecológico ao considerar abordagens taxonômicas, filogenéticas e funcionais de protistas ciliados, no entendimento de sua estruturação e dinâmica. Estudos com base nestas abordagens são escassos, em especial para essa comunidade, devido as dificuldades de identificação das espécies e pelo conhecimento ecológico limitado de grande parte dos táxons descritos. O estudo contribui com uma classificação filogenética completa embasada na obra de Adl et al. (2019), e uma lista de traços funcionais para cada uma das 198 espécies de ciliados registradas na planície de inundação do rio Paraná, nos últimos 10 anos. Tais informações foram coletadas minuciosamente na literatura científica disponível. Estas listas auxiliarão estudos futuros com as temáticas filogenética e funcional da comunidade, preenchendo lacunas e fornecendo avanços sobre a funcionalidade desses organismos nos ecossistemas, e a proximidade evolutiva das espécies nos ambientes.

Verificou-se por meio dos dados obtidos que as distintas facetas da diversidade de ciliados respondem de diferentes maneiras aos preditores abióticos, bióticos, espaciais e temporais evidenciando, portanto, a relevância de endereçar tais abordagens nos estudos de cunho ecológico e, em especial, em pesquisas voltadas à conservação e restauração de ecossistemas aquáticos continentais.

Destaca-se uma forte relação entre a sincronia com a distância filogenética entre espécies, ou seja, duas espécies próximas filogeneticamente flutuam mais sincronicamente, que duas espécies distantes filogeneticamente. Contraditoriamente, tal relação não foi observada para a faceta funcional, de forma que não foram encontradas evidências de que espécies parecidas em aspectos funcionais flutuassem mais sincronicamente que espécies mais diferentes. Evidencia-se que características intrínsecas da comunidade e diferentes preditores ecológicos participam na determinação dos padrões de sincronia espacial e temporal da comunidade de ciliados, destacando-se os pulsos de inundações naturais e a heterogeneidade ambiental. Tais fatores têm sido alterados na planície de inundação do alto rio Paraná, devido ao controle das cheias por uma cadeia de sucessivas barragens a montante impactantes, intensificadas por mudanças climáticas que tem alterado o ciclo das chuvas e inundações.

Conclui-se, a necessidade de novos registros de protocolos de identificação e contagem mais precisas, que aperfeiçoem o levantamento sistemático da real diversidade da comunidade de ciliados e suas abundâncias. São fundamentais protocolos que envolvam caracterizações moleculares das espécies, a fim de cobrir as lacunas existentes sobre a diversidade desses

protistas. Muitas espécies não foram descritas pela ciência, nesta área poderiam auxiliar trabalhos futuros que tratem da natureza multifacetada da comunidade. Com esses avanços, o conhecimento ecológico das espécies de ciliados, especialmente em relação às características de traços funcionais, também serão elucidados, com maior compreensão da funcionalidade desses organismos nos ecossistemas dulcícolas. Portanto, os estudos com abordagens de características funcionais e filogenética das espécies de ciliados em futuras pesquisas, trarão significativas contribuições no campo da ecologia de comunidades.

Apêndice A – Tabela de características funcionais coletadas para cada espécie de protistas ciliados da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Mix.=Mixotrofia; Nano/Micro Inter. = Nano/Micro Interceptor; Pico Filt. = Pico Filtrador; Nano Filt. = Nano Filtrador; Comp. = comprimento; Larg. = largura; Perif. = perifítico; Bent. = bentônico; L. Úmidos= Locais úmidos; Anaer. =anaeróbio; Epib. = Epibiontes; Pelág. = pelágicos; Zooclo. = zooclorela; Toxi. = toxicista; Muco. = mucocisto; Pexi. = pexicista; Pigment. = pigmentocisto; Trico. = tricocisto; Hapto. = haptocisto; F. corpo = Formato do corpo.

Espécies	Mix.	Nano/Micro Inter.	Pico Filt.	Nano Filt.	Comp.	Larg.	Perif.	Bent.	L. Úmidos	Anaer.	Epib.	Pelág.	Cistos	Zooclo.	Toxi.	Muco.	Pexi.	Pigment.	Trico.	Hapto.	fixação	F. corpo
<i>Acineria incurvata</i>	0	1	0	0	100	35	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Acineria uncinata</i>	0	1	0	0	30	15	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	lanciforme
<i>Actinobolina radians</i>	0	1	0	0	77.5	57.5	1	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Actinobolina smalli</i>	1	1	0	0	51	34	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Actinobolina sp.</i>	0	1	0	0	64.2	45.7	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Actinobolina vorax</i>	0	1	0	0	100	140	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Amphileptus claparedii</i>	0	1	0	0	170	35	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	lanciforme
<i>Amphileptus pleurosigma</i>	0	1	0	0	290	65	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	lanciforme
<i>Amphileptus sp.</i>	0	1	0	0	230	50	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	lanciforme
<i>Askenasia acrostomia</i>	0	0	1	1	45	40	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	romboide
<i>Askenasia volvox</i>	0	0	1	1	45	40	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	romboide
<i>Aspidisca cicada</i>	0	0	1	0	32.5	30	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Aspidisca lynceus</i>	0	0	1	0	42.5	37.5	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Astylozoon fallax</i>	0	0	1	0	100	42.5	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	obconiforme
<i>Balanion planctonicum</i>	0	0	0	1	16	15	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	bursiforme
<i>Blepharisma sp.</i>	0	0	1	1	141.3	95	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Bursaria truncatella</i>	0	1	0	0	375	225	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	bursiforme
<i>Bursaridium pseudobursaria</i>	0	0	0	1	115	69	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	bursiforme
<i>Bursellopsis sp.</i>	1	1	0	0	600	450	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	bursiforme
<i>Bursellopsis spumosa</i>	1	1	0	0	600	450	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	bursiforme
<i>Caenomorpha spp.</i>	0	0	1	0	130	110	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	campaniforme
<i>Calyptotricha lanuginosa</i>	0	0	1	1	35	12.5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Campanella umbelaria</i>	0	0	1	0	252.5	121.5	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Carchesium polypinum</i>	0	0	1	0	89	57	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Carchesium sp.</i>	0	0	1	0	89	57	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme

Espécies	Mix.	Nano/Micro Inter.	Pico Filt.	Nano Filt.	Comp.	Larg.	Perif.	Bent.	L. Úmidos	Anaer.	Epib.	Pelág.	Cistos	Zoo clo.	Toxi.	Muco.	Pexi.	Pigment.	Trico.	Hapto.	fixação	F. corpo
<i>Chilodonella uncinata</i>	0	0	1	0	45	28	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Chilodontopsis depressa</i>	0	0	1	1	80	40	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	0	0	1	1	32.5	27.5	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	oviforme
<i>Climacostomum virens</i>	0	1	0	0	190	86.2	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	oviforme
<i>Codonella cratera</i>	0	0	0	1	65	40	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	coniforme
<i>Coleps hirtus</i>	0	1	0	0	52.5	26.5	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	cilindríforme
<i>Coleps spetai</i>	1	1	0	0	60	45	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	cilindríforme
<i>Colpidium colpoda</i>	0	0	1	1	75	40	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	reniforme
<i>Colpidium kleini</i>	0	0	1	0	90	30	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	reniforme
<i>Colpoda magna</i>	0	0	1	1	175	125	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	reniforme
<i>Colpoda sp.</i>	0	0	0	1	102.5	73.7	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	reniforme
<i>Colpoda steinii</i>	0	0	1	0	30	22.5	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	reniforme
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	0	0	1	0	30	15	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	oviforme
<i>Cyclidium glaucoma</i>	0	0	1	0	20	9.5	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	cilindríforme
<i>Cyclidium heptatricum</i>	0	0	1	0	22	11	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	cilindríforme
<i>Cyclotrichium viride</i>	1	1	0	0	108	81	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	globuliforme
<i>Cyrtolophosis mucicola</i>	0	0	1	0	29	12	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	fusiforme
<i>Dexiostoma campylum</i>	0	0	1	1	62.5	30	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	reniforme
<i>Dexiostricha granulosa</i>	0	0	1	0	60	20	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Dexiostrichides centralis</i>	0	0	1	0	37.5	17.5	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	reniforme
<i>Didinium nasutum</i>	0	1	0	0	140	100	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	cilindríforme
<i>Dileptus conspicuus</i>	0	1	0	0	140.7	41	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	fusiforme
<i>Dileptus margaritifera</i>	0	1	0	0	425	50	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	fusiforme
<i>Disematostoma buetscheli</i>	1	0	1	1	150	85	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	oboviforme
<i>Disematostoma tetraedricum</i>	1	0	0	1	120	55	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	caliciforme
<i>Drepanomonas revoluta</i>	0	0	1	0	38	14	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	semi-elipsoide
<i>Dysteria fluviatilis</i>	0	0	0	1	28	15	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Enchelyodon elegans</i>	0	1	0	0	170	115	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	piriforme
<i>Enchelys gasterosteus</i>	0	1	0	0	65	30	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	piriforme
<i>Enchelys sp.</i>	0	1	0	0	65	30	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	piriforme
<i>Epenardia myriophylli</i>	0	0	1	0	200	120	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Epicarchesium pectinatum</i>	0	0	1	1	60	55	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme

Espécies	Mix.	Nano/Micro Inter.	Pico Filt.	Nano Filt.	Comp.	Larg.	Perif.	Bent.	L. Úmidos	Anaer.	Epib.	Pelág.	Cistos	Zoo clo.	Toxi.	Muco.	Pexi.	Pigment.	Trico.	Hapto.	fixação	F. corpo
<i>Epistylis anastatica</i>	0	0	1	0	80	40	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Epistylis coronata</i>	0	0	1	0	95	40	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Epistylis galea</i>	0	0	1	0	215	86	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Epistylis hentscheli</i>	0	0	1	0	120	73	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Epistylis nympharum</i>	0	0	1	0	80	40	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Epistylis procumbens</i>	0	0	1	1	100	40	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Epistylis pygmaeum</i>	0	0	1	0	40	30	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Epistylis sp.</i>	0	0	1	0	100	50	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	coniforme
<i>Euplotes aediculatus</i>	0	1	0	0	135	85	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Euplotes moebiusi</i>	0	0	1	1	60	40	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Euplotes sp.</i>	0	1	0	0	115	75	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Euplotoides eurytomus</i>	0	1	0	0	160	109	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Frontonia acuminata</i>	0	1	0	0	115	75	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	escutiforme
<i>Frontonia angusta</i>	0	1	0	0	115	60	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	escutiforme
<i>Frontonia atra</i>	0	0	0	1	240	150	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	oboviforme
<i>Frontonia elliptica</i>	0	1	0	0	175	50	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	escutiforme
<i>Frontonia leucas</i>	0	1	0	0	360	155	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	escutiforme
<i>Frontonia sp.</i>	0	1	0	0	150	90	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	escutiforme
<i>Glaucoma reniformis</i>	0	0	1	1	50	27.5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Glaucoma scintillans</i>	0	0	1	0	55	35	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Glaucoma sp.</i>	0	0	1	0	53	30	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Halteria grandinella</i>	0	0	1	1	35	25	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	fusiforme
<i>Hexotricha caudata</i>	0	0	1	0	27.5	25	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Holophrya discolor</i>	0	1	0	0	78	45	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Holophrya ovum</i>	0	0	1	1	106	56	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Holophrya sp.</i>	0	1	0	0	114	57	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Holophrya teres</i>	0	1	0	0	160	70	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Holosticha pullaster</i>	0	0	1	1	70	30	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Hypotrichidium conicum</i>	0	1	0	0	105	70	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	coniforme
<i>Lacrymaria olor</i>	0	1	0	0	400	25	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	lageniforme
<i>Laginophrya acuminata</i>	0	0	0	1	82.5	25	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	lageniforme
<i>Laginophrya sp.</i>	0	0	0	1	82.5	25	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	lageniforme

Espécies	Mix.	Nano/Micro Inter.	Pico Filt.	Nano Filt.	Comp.	Larg.	Perif.	Bent.	L. Úmidos	Anaer.	Epib.	Pelág.	Cistos	Zooclo.	Toxi.	Muco.	Pexi.	Pigment.	Trico.	Hapto.	fixação	F. corpo
<i>Sphaerophrya magna</i>	0	1	0	0	57.5	57.5	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	esferiforme
<i>Spirostomum minus</i>	0	0	1	0	550	35	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	cilindriforme
<i>Spirostomum teres</i>	0	0	1	1	375	47.5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	cilindriforme
<i>Stentor igneus</i>	0	0	1	1	250	32	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	trompetiforme
<i>Stentor muelleri</i>	0	0	1	1	750	150	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	trompetiforme
<i>Stentor niger</i>	0	0	0	1	250	130	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	trompetiforme
<i>Stentor roeselii</i>	0	1	0	0	850	200	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	trompetiforme
<i>Stentor sp.</i>	0	1	0	0	525	128	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	trompetiforme
<i>Stichotricha aculeata</i>	0	0	1	1	105	20	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	fusiforme
<i>Stichotricha secunda</i>	0	0	1	1	160	27.5	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	fusiforme
<i>Stokesia vernalis</i>	1	0	1	1	171	156	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	cordiforme
<i>Stylonychia mytilus</i>	0	1	0	0	220	88	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Stylonychia sp.</i>	0	1	0	0	136	63	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Stylonychia vorax</i>	0	1	0	0	78	43	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Tetmemena pustulata</i>	0	1	0	0	110	55	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Tetrahymena pyriformis complex</i>	0	0	1	0	50	25	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Thuricola sp.</i>	0	0	1	1	337.5	27.5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	anforiforme
<i>Thuricola vasiformis</i>	0	0	1	0	300	30	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	anforiforme
<i>Tintinnidium fluviatile</i>	0	0	1	1	160	27.5	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	trompetiforme
<i>Tintinnidium sp.</i>	0	0	0	1	160	27.5	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	trompetiforme
<i>Tintinnopsis sp.</i>	0	0	1	1	95	20	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	trompetiforme
<i>Tintinopsis lacustris</i>	0	0	1	1	70	25	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	trompetiforme
<i>Tokophrya lemmarum</i>	0	1	0	0	120	60	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	obpiriforme
<i>Trachelius ovum</i>	0	1	0	0	362	180	1	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	bursiforme
<i>Trachelophyllum apiculatum</i>	0	1	0	0	165	25	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	lanciliforme
<i>Trimyema compressum</i>	0	0	1	0	42.5	25	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Trithigmostoma cucullulus</i>	0	0	1	1	74	36	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Trithigmostoma sp.</i>	0	0	1	1	74	36	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Urocentrum turbo</i>	0	0	1	1	65	42.5	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	cilindriforme
<i>Uroleptus piscis</i>	0	0	1	1	275	65	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Uroleptus sp.</i>	0	1	0	0	275	65	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	elipsoide
<i>Uronema nigricans</i>	0	0	1	1	37.5	20	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	oviforme

Espécies	Mix.	Nano/Micro Inter.	Pico Filt.	Nano Filt.	Comp.	Larg.	Perif.	Bent.	L. Úmidos	Anaer.	Epib.	Pelág.	Cistos	Zoo clo.	Toxi.	Muco.	Pexi.	Pigment.	Trico.	Hapto.	fixação	F. corpo
<i>Urostyla grandis</i>	0	1	0	0	325	100	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Urotricha farcta</i>	0	0	1	1	22.5	20	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Urotricha pelagica</i>	0	0	1	1	55	35	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	cilindriforme
<i>Urotricha</i> sp.1	0	0	1	1	38.5	27.5	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Urotrichia</i> sp.2	0	0	1	1	38.5	27.5	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Urotrichia</i> sp.3	0	0	1	1	55	35	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Urotrichia</i> sp.4	0	0	1	1	38.5	27.5	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	oviforme
<i>Urozona buetschli</i>	0	0	1	0	30	20	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	cilindriforme
<i>Vorticella aquadulcis</i> complex	0	0	1	1	35	22.5	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	piriforme
<i>Vorticella campanula</i>	0	0	1	1	105	67.5	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	obconiforme
<i>Vorticella convalaria</i> complex	0	0	1	0	75	52.5	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	obconiforme
<i>Vorticella picta</i>	0	0	1	1	52	42.5	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	obconiforme
<i>Vorticella</i> sp.	0	0	1	1	66.7	46.2	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	obconiforme

Apêndice B – Classificação filogenética da comunidade de ciliados planctônicos da planície de inundação do alto rio Paraná, de acordo com Adl et al. (2019).

Espécie	Gênero	Família	Ordem	Subclasse	Classe	Infrafilo	Grupo	Subfilo	filo	Infrareino
<i>Acineria incurvata</i>	Acineria	Litonotidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Acineria uncinata</i>	Acineria	Litonotidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Actinobolina radians</i>	Actinobolina	Actinobolinidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Actinobolina smalli</i>	Actinobolina	Actinobolinidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Actinobolina</i> sp.	Actinobolina	Actinobolinidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Actinobolina vorax</i>	Actinobolina	Actinobolinidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Amphileptus claparedii</i>	Amphileptus	Amphileptidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Amphileptus pleurosigma</i>	Amphileptus	Amphileptidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Amphileptus</i> sp.	Amphileptus	Amphileptidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Askenasia acrostomia</i>	Askenasia	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Askenasia volvox</i>	Askenasia	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>A spidisca cicada</i>	Aspidisca	Aspidiscidae	Euplotida	Euplotia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Aspidisca lynceus</i>	Aspidisca	Aspidiscidae	Euplotida	Euplotia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Astylozoon fallax</i>	Astylozoon	Astylozoidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Balanion planctonicum</i>	Balanion	Balanionidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Blepharisma</i> sp.	Blepharisma	Blepharismidae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postciliodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Bursaria truncatella</i>	Bursaria	Bursariidae	Bursariomorphida	-	Colpodea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Bursaridium pseudobursaria</i>	Bursaridium	Bursariidae	Bursariomorphida	-	Colpodea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Bursellopsis</i> sp.	Burcellopsis	Holophryidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Bursellopsis spumosa</i>	Burcellopsis	Holophryidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Caenomorpha</i> spp	Caenomorpha	Caenomorphidae	Armophorida	-	Armophorea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Calypotracha lanuginosa</i>	Calypotracha	Calypotrachidae	Pleuronematida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Campanella umbelaria</i>	Campanella	Epistylidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	Lamellicorticata	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Carchesium polypinum</i>	Carchesium	Vorticellidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Carchesium</i> sp.	Carchesium	Vorticellidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Chilodonella uncinata</i>	Chilodonella	Chilodonellidae	Chlamyodontida	Subkinetalia	Phyllopharyngea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Chilodontopsis depressa</i>	Chilodontopsis	Scaphiodontidae	Synhymeniida	-	Phyllopharyngea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	Cinetochilum	Cinetochilidae	Loxocephalida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Climacostomum virens</i>	Climacostomum	Climacostomidae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postciliodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Codonella cratera</i>	Codonella	Codonellidae	Choreotrichida	Oligotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Coleps hirtus</i>	Coleps	Colepidae	Prorodontia	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Coleps spetai</i>	Coleps	Colepidae	Prorodontia	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Colpidium colpoda</i>	Colpidium	Turaniellidae	Tetrahymenida	Hymenostomatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Colpidium kleini</i>	Colpidium	Turaniellidae	Tetrahymenida	Hymenostomatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Colpoda magna</i>	Colpoda	Colpodidae	Colpodida	-	Colpodea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Colpoda</i> sp.	Colpoda	Colpodidae	Colpodida	-	Colpodea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Colpoda steinii</i>	Colpoda	Colpodidae	Colpodida	-	Colpodea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	Ctedoctema	Ctedoctematidae	Pleuronematida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Cyclidium glaucoma</i>	Cyclidium	Cyclidiidae	Pleuronematida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata

Espécie	Gênero	Família	Ordem	Subclasse	Classe	Infrafilo	Grupo	Subfilo	filo	Infrareino
<i>Cyclidium heptatricum</i>	Cyclidium	Cyclidiidae	Pleuronematida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Cyclotrichium viride</i>	Cyclotrichium	Cyclotrichiidae	Cyclotrichida	Haptoria	Litostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Cyrtolophosis mucicola</i>	Cyrtolophosis	Cyrtolophosidae	Cyrtolophosidida	-	Colpodea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Dexiostoma campylum</i>	Dexiostoma	Turaniellidae	Tetrahymenida	Hymenostomatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Dexiostricha granulosa</i>	Dexiostricha	Loxocephalidae	Loxocephalida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Dexiotrichides centralis</i>	Dexiotrichides	Loxocephalidae	Loxocephalida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Didinium nasutum</i>	Didinium	Didiniidae	Haptorida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Dileptus conspicuus</i>	Dileptus	Dileptidae	Dileptida	Rhynchostomatia	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Dileptus margaritifera</i>	Dileptus	Dileptidae	Dileptida	Rhynchostomatia	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Disematostoma buetscheli</i>	Disematostoma	Frontoniidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Disematostoma tetraedricum</i>	Disematostoma	Frontoniidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Drepanomonas revoluta</i>	Drepanomonas	Microthoracidae	Microthoracida	-	Nassophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Dysteria fluvialilis</i>	Dysteria	Dysteriidae	Dysteriida	Subkinetalia	Phyllopharyngea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Enchelyodon elegans</i>	Enchelyodon	Enchelyodonidae	Haptorida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Enchelys gasterosteus</i>	Enchelys	Enchelyidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Enchelys</i> sp.	Enchelys	Enchelyidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epenardia myriophylli</i>	Epenardia	Glaucomidae	Tetrahymenida	Hymenostomatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epicarchesium pectinatum</i>	Epicarchesium	Vorticellidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epistylis anastatica</i>	Epistylis	Epistylidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epistylis coronata</i>	Epistylis	Epistylidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epistylis galea</i>	Epistylis	Epistylidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epistylis hentscheli</i>	Epistylis	Epistylidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epistylis nympharum</i>	Epistylis	Epistylidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epistylis procumbens</i>	Epistylis	Epistylidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epistylis pygmaeum</i>	Epistylis	Epistylidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Epistylis</i> sp.	Epistylis	Epistylidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Euplotes aediculatus</i>	Euplotes	Euplotidae	Euplotida	Euplotia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Euplotes moebiusi</i>	Euplotes	Euplotidae	Euplotida	Euplotia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Euplotes</i> sp.	Euplotes	Euplotidae	Euplotida	Euplotia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Euplotoides eurytomus</i>	Euplotes	Euplotidae	Euplotida	Euplotia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Frontonia acuminata</i>	Frontonia	Frontoniidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Frontonia angusta</i>	Frontonia	Frontoniidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Frontonia atra</i>	Frontonia	Frontoniidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Frontonia elliptica</i>	Frontonia	Frontoniidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Frontonia leucas</i>	Frontonia	Frontoniidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Frontonia</i> sp.	Frontonia	Frontoniidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Glaucoma reniformis</i>	Glaucoma	Glaucomidae	Tetrahymenida	Hymenostomatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Glaucoma scintillans</i>	Glaucoma	Glaucomidae	Tetrahymenida	Hymenostomatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Glaucoma</i> sp.	Glaucoma	Glaucomidae	Tetrahymenida	Hymenostomatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Halteria grandinella</i>	Halteria	Halteriidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Hexotricha caudata</i>	Hexotricha	Microthoracidae	Microthoracida	-	Nassophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Holophrya discolor</i>	Holophrya	Holophryidae	Prorodontia	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata

Espécie	Gênero	Família	Ordem	Subclasse	Classe	Infrafilo	Grupo	Subfilo	filo	Infrareino
<i>Holophrya ovum</i>	Holophrya	Holophryidae	Prorodontia	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Holophrya</i> sp.	Holophrya	Holophryidae	Prorodontia	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Holophrya teres</i>	Holophrya	Holophryidae	Prorodontia	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Holosticha pullaster</i>	Holosticha	Holostichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Hypotrichidium conicum</i>	Hypotrichidium	Spirofilidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Lacrymaria olor</i>	Lacrymaria	Lacrymariidae	Haptorida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Laginophrya acuminata</i>	Laginophrya	Trachelophyllidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Laginophrya</i> sp.	Laginophrya	Trachelophyllidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Lagynus elegans</i>	Lagynus	Lagynidae	Prorodontia	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Lembadion bullinum</i>	Lembadium	Lemmbadionidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Lembadion lucens</i>	Lembadium	Lemmbadionidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Lembadion magnum</i>	Lembadium	Lemmbadionidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Limnostrombidium</i> sp.	Limnostrombidium	Pelagostrombidiidae	Oligotrichida	Oligotrichea	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Limnostrombidium viride</i>	Limnostrombidium	Pelagostrombidiidae	Oligotrichida	Oligotrichea	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Linostomella vorticella</i>	Linostoma	Condylostomatidae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postciliodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Litonotus alpestris</i>	Litonotus	Litonotidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Litonotus cygnus</i>	Litonotus	Litonotidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Litonotus fuscus</i>	Litonotus	Litonotidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Litonotus lamella</i>	Litonotus	Litonotidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Litonotus varsaviensis</i>	Litonotus	Litonotidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Loxocephalus luridus</i>	Loxocephalus	Loxocephalidae	Loxocephalida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Loxodes magnum</i>	Loxodes	Loxodidae	Loxodida	-	Karyorelictea	-	-	Postciliodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Loxodes rostrum</i>	Loxodes	Loxodidae	Loxodida	-	Karyorelictea	-	-	Postciliodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Loxodes striatus</i>	Loxodes	Loxodidae	Loxodida	-	Karyorelictea	-	-	Postciliodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Marituja pelagica</i>	Marituja	Maritujidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Mesodinium acarus</i>	Mesodinium	Mesodiniidae	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	-	<i>Incertae sedis</i>	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Mesodinium pulex</i>	Mesodinium	Mesodiniidae	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	-	<i>Incertae sedis</i>	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Metopus spp. sensu lato</i>	Metopus	Metopidae	Metopida	-	Armophorea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Microtorax pusilus</i>	Microtorax	Microthoracidae	Microthoracida	-	Nassophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Monodinium balbiani</i>	Monodinium	Didiniidae	Haptorida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Monodinium</i> sp.	Monodinium	Didiniidae	Haptorida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Nassula ornata</i>	Nassula	Nassulidae	Nassulida	-	Nassophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Nassula picta</i>	Nassula	Nassulidae	Nassulida	-	Nassophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Nassulopsis elegans</i>	Nassulopsis	Nassulopsidae	Synhymeniida	-	Phyllopharyngea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Ophryoglena</i> sp.	Ophryoglena	Ophryoglenidae	Ophryoglenida	Hymenostomatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Oxytricha chlorelligera</i>	Oxytricha	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Oxytricha hymenostoma</i>	Oxytricha	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Oxytricha setigera</i>	Oxytricha	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Oxytricha similis</i>	Oxytricha	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Oxytricha</i> sp.	Oxytricha	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Paradileptus elephantinus</i>	Paradileptus	Tracheliidae	Dileptida	Rhynchostomatia	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata

Espécie	Gênero	Família	Ordem	Subclasse	Classe	Infrafilo	Grupo	Subfilo	filo	Infrareino
<i>Paramecium aurelia</i> complex	Paramecium	Parameciidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Paramecium bursaria</i>	Paramecium	Parameciidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Paramecium caudatum</i>	Paramecium	Parameciidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Paramecium putrinum</i>	Paramecium	Parameciidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Paramecium</i> sp.	Paramecium	Parameciidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Paraurostyla</i> sp.	Paraurostyla	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Paraurostyla viridis</i>	Paraurostyla	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Pelagohalteria</i> sp.	Pelagohalteria	Halteriidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Pelagostrombidium</i> sp.	Pelagostrombidium	Pelagostrombidiidae	Oligotrichida	Oligotrichea	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Pelagothrix chloreligera</i>	Pelagothrix	Holophryidae	Prorodontia	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Pelagotrichidium faurei</i>	Pelagotrichidium	Spirofilidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Pelagovorticella natans</i>	Vorticella	Vorticellidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Phialina</i> sp.	Phialina	Lacrymariidae	Haptorida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Philasterides armatus</i>	Philasterides	Philasteridae	Pleuronematida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Placus luciae</i>	Placus	Placidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Plagiocampa rouxi</i>	Plagiocampa	Plagiocampidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Plagiopyla nasuta</i>	Plagiopyla	Plagiopylidae	-	-	Plagiopylea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Platyophrya vorax</i>	Platyophrya	Platyophryidae	Platyophryida	-	Colpodea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Pleuronema coronatum</i>	Pleuronema	Pleuronematidae	Pleuronematida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Prorodon ellipticus</i>	Prorodon	Prorodontidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Pseudoblepharisma tenue</i>	Pseudoblepharisma	Blepharismidae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postciliodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Pseudochilodonopsis algivora</i>	Pseudochilodonopsis	Chilodonellidae	Chlamyodontida	Subkinetalia	Phyllopharyngea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Pseudomicrothorax agilis</i>	Pseudomicrothorax	Leptopharyngidae	Microthoracida	-	Nassophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Rimostrombidium caudatum</i>	Rimostrombidium	Strombidiidae	Oligotrichida	Oligotrichea	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Rimostrombidium humile</i>	Rimostrombidium	Strombidiidae	Oligotrichida	Oligotrichea	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Rimostrombidium lacustris</i>	Rimostrombidium	Strombidiidae	Oligotrichida	Oligotrichea	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Rimostrombidium sp</i>	Rimostrombidium	Strombidiidae	Oligotrichida	Oligotrichea	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Rimostrombidium velox</i>	Rimostrombidium	Strombidiidae	Oligotrichida	Oligotrichea	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Scyphidia rugosa</i>	Scyphidia	Scyphidiidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Siroloxyphyllum utricularie</i>	Loxophyllum	Litonotidae	Pleurostomatida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Spathidium sensu lato</i>	Spathidium	Spathidiidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Sphaerophrya magna</i>	Sphaerophrya	Podophryidae	Exogenida	Subkinetalia	Phyllopharyngea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Spirostomum minus</i>	Spirostomum	Spirostomidae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Spirostomum teres</i>	Spirostomum	Spirostomidae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Stentor igneus</i>	Stentor	Stentoridae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Stentor muelleri</i>	Stentor	Stentoridae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Stentor niger</i>	Stentor	Stentoridae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Stentor roeselii</i>	Stentor	Stentoridae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Stentor</i> sp.	Stentor	Stentoridae	Heterotrichida	-	Heterotrichea	-	-	Postodesmatophora	Ciliophora	Alveolata
<i>Stichotricha aculeata</i>	Stichotricha	Spirofilidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Stichotricha secunda</i>	Stichotricha	Spirofilidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Stokesia vernalis</i>	Stokesia	Stokesiidae	Peniculida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata

Espécie	Gênero	Família	Ordem	Subclasse	Classe	Infrafilo	Grupo	Subfilo	filo	Infrareino
<i>Stylonychia mytilus</i>	Stylonychia	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Stylonychia</i> sp.	Stylonychia	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Stylonychia vorax</i>	Stylonychia	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Tetmemena pustulata</i>	Stylonychia	Oxytrichidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Tetrahymena pyriformis</i> complex	Tetrahymena	Tetrahymenidae	Tetrahymenida	Hymenostomatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Thuricola</i> sp.	Thuricola	Vaginicolidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Thuricola vasiformis</i>	Thuricola	Vaginicolidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Tintinnidium fluviatile</i>	Tintinnidium	Tintinnidiidae	Choreotrichida	Oligotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Tintinnidium</i> sp.	Tintinnidium	Tintinnidiidae	Choreotrichida	Oligotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Tintinnopsis</i> sp.	Tintinnopsis	Codonellidae	Choreotrichida	Oligotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Tintinnopsis lacustris</i>	Tintinnopsis	Codonellidae	Choreotrichida	Oligotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Tokophrya lemnae</i>	Tokophrya	Tokophryidae	Endogenida	Subkinetalia	Phyllopharyngea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Trachelius ovum</i>	Trachelius	Tracheliidae	Dileptida	Rhynchostomatia	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Trachelophyllum apiculatum</i>	Trachelophyllum	Trachelophyllidae	Spathidiida	Haptoria	Litostomatea	Lamellicorticata	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Trimyema compressum</i>	Trimyema	Trimyemidae	Plagiopylida	-	Plagiopylea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Trithigmotoma cucullulus</i>	Trithigmotoma	Chilodonellidae	Chlamyodontida	Subkinetalia	Phyllopharyngea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Trithigmotoma</i> sp.	Trithigmotoma	Chilodonellidae	Chlamyodontida	Subkinetalia	Phyllopharyngea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Urocentrum turbo</i>	Urocentrum	Urocentridae	Urocentrida	Peniculia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Uroleptus piscis</i>	Uroleptus	Uroleptidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Uroleptus</i> sp.	Uroleptus	Uroleptidae	Stichotrichida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Uronema nigricans</i>	Uronema	Uronematidae	Philasterida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Urostyla grandis</i>	Urostyla	Urostylidae	Urostylida	Hypotrichia	Spirotrichea	-	SAL	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Urotricha farcta</i>	Urotricha	Urotrichidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Urotricha pelagica</i>	Urotricha	Urotrichidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Urotricha</i> sp.	Urotricha	Urotrichidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Urotrichia</i> sp.2	Urotrichia	Urotrichidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Urotrichia</i> sp.4	Urotrichia	Urotrichidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Urotrichia</i> sp.5	Urotrichia	Urotrichidae	Prorodontida	-	Prostomatea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Urozona buetschli</i>	Urozona	Urozonidae	Philasterida	Scuticociliatia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Vorticella aquadulcis</i> complex	Vorticella	Vorticellidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Vorticella campanula</i>	Vorticella	Vorticellidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Vorticella convalaria</i> complex	Vorticella	Vorticellidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Vorticella picta</i>	Vorticella	Vorticellidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata
<i>Vorticella</i> sp.	Vorticella	Vorticellidae	Sessilida	Peritrichia	Oligohymenophorea	-	CON-threeP	Intramacronucleata	Ciliophora	Alveolata

Apêndice C – Ocorrência de espécies de ciliados planctônicos encontradas durante os dez anos de estudo na Planície de Inundação do alto rio Paraná, separados por sistemas (Baía, Ivinhema e Paraná) e tipo de ambiente (lênticos ou lótico).

Classe/Família	Baia		Ivinhema		Paraná	
	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico
ARMOPHOREA						
Caenomorphidae						
<i>Caenomorpha</i> spp.			+	+		
Metopidae						
<i>Metopus</i> spp. <i>sensu lato</i>				+		
COLPODEA						
Bursaridiidae						
<i>Bursaridium pseudobursaria</i> (Faure-Fremiet, 1924)	+					+
Bursariidae						
<i>Bursaria truncatella</i> Müller, 1773						+
Colpodidae						
<i>Colpoda magna</i> (Gruber, 1879)	+					+
<i>Colpoda</i> sp. Müller, 1773		+	+	+		+
<i>Colpoda steinii</i> Maupas, 1883	+	+				+
Platyophryidae						
<i>Platyophyra vorax</i> Kahl, 1926	+	+	+	+		+
Cyrtolophosididae						
<i>Cyrtolophosis mucicola</i> Stokes, 1885	+	+	+	+	+	+
HETEROTRICHEA						
Blepharismidae						
<i>Blepharisma</i> sp. Perty, 1849			+			
<i>Pseudoblepharisma tenue</i> Kahl, 1926						+
Climacostomidae						
<i>Climacostomum virens</i> (Ehrenberg, 1834)	+			+		+
Condylostomatidae						
<i>Linostomella vorticella</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+	+			+
Spirostomidae						
<i>Spirostomum minus</i> Roux, 1901	+					
<i>Spirostomum teres</i> Claparède & Lachmann, 1858	+					+
Stentoridae						
<i>Stentor igneus</i> Ehrenberg, 1838	+					
<i>Stentor muelleri</i> Ehrenberg, 1832	+		+			
<i>Stentor niger</i> (Müller, 1773)	+					+
<i>Stentor roeselii</i> Ehrenberg, 1835	+	+	+	+		+
<i>Stentor</i> sp. Oken, 1815		+		+		+
KARYORELICTEA						
Loxodidae						
<i>Loxodes magnum</i> Stokes, 1887			+	+		+
<i>Loxodes rostrum</i> (Müller, 1773)	+		+			+
<i>Loxodes striatus</i> (Englemann, 1862)	+					
LITOSTOMATEA						
Actinobolinidae						
<i>Actinobolina radians</i> (Stein, 1867)						+

Classe/Família	Baia		Ivinhema		Paraná	
	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico
<i>Actinobolina smalli</i> Holt, Lynn & Corliss, 1973			+	+	+	
<i>Actinobolina</i> sp. Strand, 1928			+			+
<i>Actinobolina vorax</i> (Wenrich, 1929)	+		+		+	
Amphileptidae						
<i>Amphileptus claparedii</i> (Stein, 1867)	+					
<i>Amphileptus pleurosigma</i> (Stokes, 1884)					+	
<i>Amphileptus</i> sp. Ehrenberg, 1830					+	
Didiniidae						
<i>Didinium nasutum</i> (Müller, 1773)			+	+	+	+
<i>Monodinium balbiani</i> Fabre-Domergue, 1888	+		+		+	
<i>Monodinium</i> sp. Fabre-Domergue, 1888	+		+		+	
Dileptidae						
<i>Dileptus conspicuus</i> (Kahl, 1931)	+				+	
<i>Dileptus margaritifera</i> (Ehrenberg, 1834)	+		+		+	
Enchelyidae						
<i>Enchelys gasterosteus</i> Kahl, 1926	+	+	+		+	
<i>Enchelys</i> sp. Müller 1773			+	+		
Enchelyodonidae						
<i>Enchelyodon elegans</i> Kahl, 1926	+		+		+	
Lacrymariidae						
<i>Lacrymaria olor</i> (Müller, 1786)		+			+	
<i>Phialina</i> sp.					+	
Litonotidae						
<i>Acineria incurvata</i> Tucolesco, 1962					+	
<i>Acineria uncinata</i> Tucolesco, 1962	+	+		+	+	
<i>Litonotus alpestris</i> Foissner, 1978	+	+			+	
<i>Litonotus cygnus</i> (Müller, 1773)					+	
<i>Litonotus fusidens</i> (Kahl, 1926)					+	
<i>Litonotus lamella</i> (Müller, 1773)			+			
<i>Litonotus varsaviensis</i> (Wrzesniowski, 1866)	+			+	+	
<i>Siroloxophyllum utricularie</i> (Penard, 1922)	+					
Spathidiidae						
<i>Spathidium sensu lato</i>	+					
Tracheliidae						
<i>Paradileptus elephantinus</i> (Svec, 1897)	+	+	+		+	+
<i>Trachelius ovum</i> (Ehrenberg, 1831)	+				+	
Trachelophyllidae						
<i>Lagynophrya acuminata</i> Kahl, 1935	+		+	+	+	
<i>Laginophrya</i> sp.				+	+	
<i>Trachelophyllum apiculatum</i> (Perty, 1852)	+				+	
Cyclotrichiidae						
<i>Cyclotrichium viride</i> Gajewska, 1933					+	
NASSOPHOREA						
Leptopharyngidae						
<i>Pseudomicrothorax agilis</i> Mermod, 1914		+		+	+	
Microthoracidae						
<i>Drepanomonas revoluta</i> Penard, 1922	+	+	+			
<i>Hexotricha caudata</i> Lackey, 1925		+			+	

Classe/Família	Baia		Ivinhema		Paraná	
	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico
<i>Microthorax pusillus</i> Engelmann, 1862	+				+	
Nassulidae						
<i>Nassula ornata</i> Ehrenberg, 1834			+		+	
<i>Nassula picta</i> (Greeff, 1888)		+	+		+	
OLIGOHYMENOPHOREA						
Astylozoidae						
<i>Astylozoon fallax</i> Engelmann, 1862		+	+			
Calypotrachidae						
<i>Calypotrachia lanuginosa</i> (Pénard, 1922)	+	+	+	+	+	
Cinetochilidae						
<i>Cinetochilum margaritaceum</i> (Ehrenberg, 1831)	+	+	+	+	+	+
Ctedoctematidae						
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i> Stokes, 1884	+	+	+	+	+	+
Cyclidiidae						
<i>Cyclidium glaucoma</i> Müller, 1773	+	+	+	+	+	+
<i>Cyclidium heptatricum</i> Schewiakoff, 1893	+	+	+	+	+	+
Epistylidae						
<i>Campanella umbellaria</i> Müller, 1773	+	+	+	+	+	
<i>Epistylis anastatica</i> (Linnaeus, 1767)	+				+	
<i>Epistylis coronata</i> Nusch, 1970			+	+	+	+
<i>Epistylis galea</i> Ehrenberg, 1831			+	+	+	
<i>Epistylis hentscheli</i> Kahl, 1935	+		+		+	
<i>Epistylis nympharum</i> Engelmann, 1862			+		+	
<i>Epistylis procumbens</i> Ehrenberg, 1830	+				+	
<i>Epistylis pygmaeum</i> (Ehrenberg, 1838)	+		+		+	
<i>Epistylis</i> sp.	+	+	+	+	+	
Frontoniidae						
<i>Disematostoma buetscheli</i> Lauterborn, 1894			+		+	
<i>Disematostoma tetradricum</i> Kahl, 1931	+		+		+	
<i>Frontonia acuminata</i> Bütschli, 1889	+	+	+		+	
<i>Frontonia angusta</i> Kahl, 1931				+	+	
<i>Frontonia atra</i> Ehrenberg, 1833	+	+	+	+	+	+
<i>Frontonia elliptica</i> Beardsley, 1902					+	
<i>Frontonia leucas</i> Ehrenberg, 1838	+	+	+	+	+	
<i>Frontonia</i> sp.	+		+		+	
Glaucoidae						
<i>Epenardia myriophylli</i> Corliss, 1971	+				+	
<i>Glaucoma reniformis</i> Schewiakoff, 1893	+				+	
<i>Glaucoma scintillans</i> Ehrenberg, 1830	+	+			+	
<i>Glaucoma</i> sp.	+					
Lembadionidae						
<i>Lembadion bullinum</i> (Müller, 1786)	+		+		+	
<i>Lembadion lucens</i> (Maskell, 1887)	+	+		+	+	
<i>Lembadion magnum</i> Kahl, 1931	+			+	+	
Loxocephalidae						
<i>Dexiostricha granulosa</i> (Kent, 1881)	+	+	+	+		
<i>Dexiostrichides centralis</i> (Stokes, 1885)	+	+			+	
<i>Loxocephalus luridus</i> Eberhard, 1862	+					

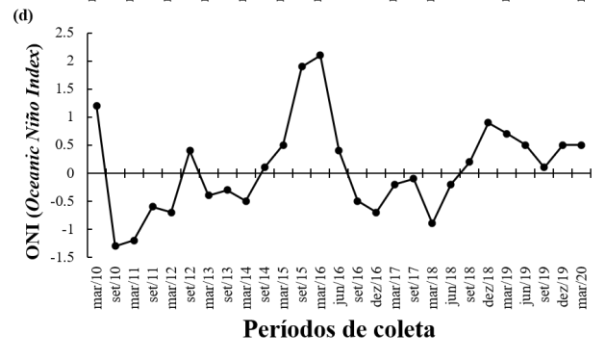
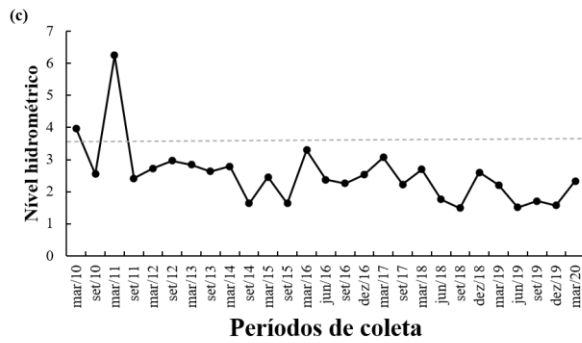
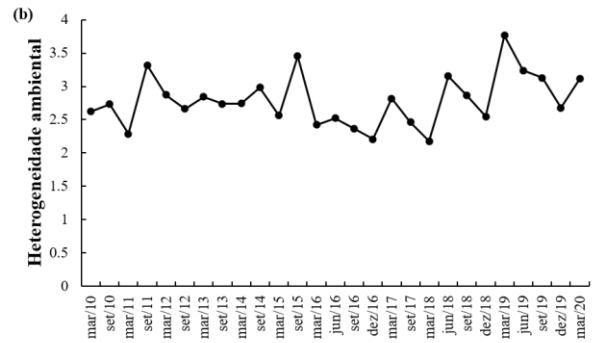
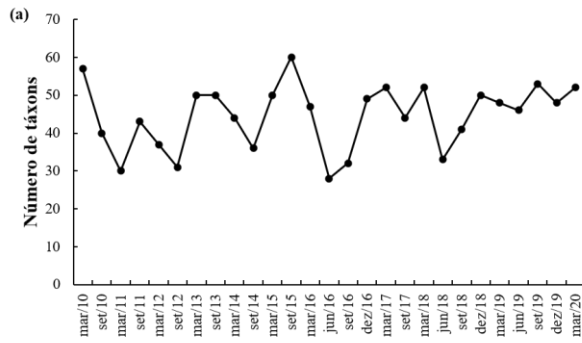
Classe/Família	Baia		Ivinhema		Paraná	
	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico
Maritujidae						
<i>Marituja pelagica</i> Gajewskaja, 1928			+			+
Ophryoglenidae						
<i>Ophryoglena</i> sp.	+		+	+		
Parameciidae						
<i>Paramecium aurelia</i> -complex Ehrenberg, 1838		+	+	+	+	
<i>Paramecium bursaria</i> (Ehrenberg, 1831)	+		+		+	
<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg, 1838	+		+	+	+	
<i>Paramecium putrinum</i> Claparede & Lachmann, 1858	+	+			+	
<i>Paramecium</i> sp.					+	
Philasteridae						
<i>Philasterides armatus</i> (Kahl, 1926)	+	+	+	+	+	
Pleuronematidae						
<i>Pleuronema coronatum</i> Kent, 1881			+		+	
Scyphidiidae						
<i>Scyphidia rugosa</i> Dujardin, 1841	+		+		+	
Stokesiidae						
<i>Stokesia vernalis</i> Wenrich, 1929	+	+	+	+	+	
Tetrahymenidae						
<i>Tetrahymena pyriformis</i> -complex (Müller, 1786)	+	+	+	+	+	+
Turaniellidae						
<i>Colpidium colpoda</i> (Losana, 1829)	+		+	+		
<i>Colpidium kleini</i> (Foissner, 1969)			+			
<i>Dexiostoma campylum</i> (Stokes, 1886)	+			+		
Urocentridae						
<i>Urocentrum turbo</i> Müller, 1786	+	+	+	+	+	
Uronematidae						
<i>Uronema nigricans</i> (Müller, 1786)	+	+	+	+	+	
Urozonidae						
<i>Urozoa buetschli</i> Schewiakoff, 1889	+		+			
Vaginicolidae						
<i>Thuricola</i> sp.				+		
<i>Thuricola vasiformis</i> Hammann, 1952				+		
Vorticellidae						
<i>Carchesium polypinum</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+		+	
<i>Carchesium</i> sp.			+		+	
<i>Epicarchesium pectinatum</i> (Zacharias, 1897)	+		+	+	+	+
<i>Pelagovorticella natans</i> (Faure-Fremiet, 1924)	+	+	+	+	+	
<i>Vorticella aquadulcis</i> -complex Stokes, 1887	+	+	+	+	+	+
<i>Vorticella campanula</i> Ehrenberg, 1831	+	+	+	+	+	+
<i>Vorticella convallaria</i> -complex Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+	+
<i>Vorticella picta</i> (Ehrenberg, 1831)	+				+	
<i>Vorticella</i> sp.	+	+	+	+	+	+
PHYLLOPHARYNGEA						
Nassulopsidae						
<i>Nassulopsis elegans</i> (Ehrenberg, 1833)					+	
Chilodonellidae						
<i>Chilodonella uncinata</i> (Ehrenberg, 1838)		+			+	

Classe/Família	Baia		Ivinhema		Paraná	
	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico
<i>Pseudochilonopsis algivora</i> (Kahl, 1931)	+		+		+	
<i>Trithigmostoma cucullulus</i> (Müller, 1786)					+	
<i>Trithigmostoma</i> sp.					+	
Dysteriidae						
<i>Dysteria fluviatilis</i> (Stein, 1859)	+					
Podophryidae						
<i>Sphaerophrya magna</i> Maupas, 1881				+		+
Scaphidiodontidae						
<i>Chilodontopsis depressa</i> (Perty, 1852)				+		
Tokophryidae						
<i>Tokophrya lemnarum</i> (Stein, 1859)						+
PLAGIOPYLEA						
Plagiopylidae						
<i>Plagiopyla nasuta</i> Stein, 1860	+					
Trimyemidae						
<i>Trimyema compressum</i> Lackey, 1925				+		
PROSTOMATEA						
Balanionidae						
<i>Balanion planctonicum</i> (Foissner, Oleksiv & Müller, 1990)	+	+	+	+	+	+
Colepidae						
<i>Coleps hirtus</i> (Müller, 1786)	+	+	+	+	+	+
<i>Coleps spetai</i> Foissner, 1984	+		+	+	+	
Holophryidae						
<i>Bursellopsis</i> sp.	+					
<i>Bursellopsis spumosa</i> (Schmidt, 1920)	+		+	+	+	
<i>Holophrya discolor</i> Ehrenberg, 1833	+	+	+	+	+	+
<i>Holophrya ovum</i> Ehrenberg, 1831	+	+	+	+	+	
<i>Holophrya</i> sp.	+	+	+		+	
<i>Holophrya teres</i> (Ehrenberg, 1833)	+		+	+	+	
<i>Pelagothrix chlorelligera</i> Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	+					
Lagynidae						
<i>Lagynus elegans</i> (Engelmann, 1862)					+	
Placidae						
<i>Placus luciae</i> (Kahl, 1926)			+	+	+	
Plagiocampidae						
<i>Plagiocampa rouxi</i> Kahl, 1926	+	+		+		
Prorodontidae						
<i>Prorodon ellipticus</i> (Kahl, 1930)	+	+	+		+	
Urotrichidae						
<i>Urotricha farcta</i> Claparède & Lachmann, 1859	+	+	+	+	+	+
<i>Urotricha pelagica</i> Kahl, 1935	+		+			
<i>Urotricha</i> sp. 1	+	+	+	+	+	+
<i>Urotricha</i> sp. 2	+					
<i>Urotricha</i> sp. 3		+				
<i>Urotricha</i> sp. 4		+				
SPIROTRICHEA						
Aspidiscidae						

Classe/Família	Baia		Ivinhema		Paraná	
	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico
<i>Aspidisca cicada</i> (Müller, 1786)	+		+	+	+	+
<i>Aspidisca lynceus</i> (Müller, 1773)				+	+	
Codonellidae						
<i>Codonella cratera</i> (Leidy, 1877)	+	+	+	+	+	+
<i>Tintinnopsis</i> sp.	+	+	+	+	+	
<i>Tintinnopsis lacustris</i> Brandt, 1906					+	
Euplotidae						
<i>Euplotes aediculatus</i> Pierson, 1943	+		+	+	+	
<i>Euplotes moebiusi</i> Kahl, 1932	+	+			+	
<i>Euplotes</i> sp.					+	
<i>Euplotoides eurytomus</i> (Wrzesniowski, 1870)	+					
Halteriidae						
<i>Halteria grandinella</i> (Müller, 1773)	+	+	+	+	+	+
<i>Pelagohalteria</i> sp.					+	
Holostichidae						
<i>Holosticha pullaster</i> (Müller, 1773)		+	+			
Oxytrichidae						
<i>Oxytricha chlorelligera</i> Kahl, 1932	+				+	
<i>Oxytricha hymenostoma</i> Stokes, 1887				+		
<i>Oxytricha setigera</i> Stokes, 1891			+			
<i>Oxytricha similis</i> Engelmann, 1862		+	+		+	
<i>Oxytricha</i> sp.	+	+	+		+	
<i>Stylonychia mytilus</i> (Müller, 1773)	+					
<i>Stylonychia</i> sp.		+				
<i>Stylonychia vorax</i> Stokes, 1885					+	
<i>Tetmemena pustulata</i> (Mueller, 1786)			+			
<i>Paraurostyla</i> sp.					+	
<i>Paraurostyla viridis</i> (Stein, 1859)	+		+		+	
Pelagostrombidiidae						
<i>Pelagostrombidium</i> sp.			+		+	
<i>Limnostrombidium</i> sp.	+	+	+	+	+	+
<i>Limnostrombidium viride</i> (Stein, 1867)	+	+	+	+	+	
Spirofilidae						
<i>Pelagotrichidium faurei</i> (Stein, 1867)	+					
<i>Stichotricha aculeata</i> Wrzesniowski, 1866	+				+	
<i>Stichotricha secunda</i> Perty, 1849	+	+	+		+	
<i>Hypotrichidium conicum</i> Ilowaisky, 1921	+				+	
Strombidiidae						
<i>Rimostrombidium caudatum</i> (Kahl, 1932)	+					
<i>Rimostrombidium humile</i> (Pénard, 1922)	+	+	+	+	+	+
<i>Rimostrombidium lacustris</i> (Foissner, Skogstad & Pratt, 1988)	+	+	+	+	+	
<i>Rimostrombidium</i> sp.	+	+			+	
<i>Rimostrombidium velox</i> (Fauré-Fremiet, 1924)	+		+			
Tintinnidiidae						
<i>Tintinnidium fluviatile</i> (Stein, 1863)	+				+	
<i>Tintinnidium</i> sp.	+	+	+	+	+	+
Uroleptidae						
<i>Uroleptus piscis</i> (Müller, 1773)	+				+	

Classe/Família	Baia		Ivinhema		Paraná	
	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico	Lêntico	Lótico
<i>Uroleptus</i> sp.						+
Urostylidae						
<i>Urostyla grandis</i> Ehrenberg, 1830						+
INCERTAE SEDIS						
<i>Incertae sedis</i>						
<i>Askenasia acrostomia</i> Krainer & Foissner 1990						+
<i>Askenasia volvox</i> (Eichwald, 1852)	+	+	+	+	+	+
Mesodiniidae						
<i>Mesodinium acarus</i> Stein, 1862	+		+			
<i>Mesodinium pulex</i> Claparède & Lachmann, 1858	+	+	+	+	+	+

Apêndice D – Variação temporal das variáveis predictoras da sincronia espacial, número de táxons (a), heterogeneidade ambiental (b), nível hidrométrico (c) e ONI (d).



Apêndice E - Variação espacial das variáveis preditoras da sincronia temporal.

Ambiente	Média de sincronia	Tipo de Ambiente	Riqueza	Heterogeneidade
Ventura	0,2795	Lêntico	67	0,2795
Patos	0,1878	Lêntico	79	0,1878
Ipoitã	0,0854	Lótico	67	0,0854
Ivinhema	0,2088	Lótico	48	0,2088
Fechada	0,1747	Lêntico	72	0,1747
Guaraná	0,1619	Lêntico	108	0,1619
Curutuba	0,0586	Lótico	47	0,0586
Baía	0,1559	Lótico	54	0,1559
Osmar	0,1645	Lêntico	102	0,1645
Garças	0,292	Lêntico	78	0,292
Pau_Véio	0,219	Lêntico	74	0,219
Paraná	0,0662	Lótico	32	0,0662

Apêndice F - Resultado do teste de Mantel mostrando a relação entre sincronia espacial e as distâncias funcionais e filogenéticas.

Tempo	Média sincronia	Distância Funcional			Distância Filogenética		
		Mantel <i>r</i>	H ₀	H ₀	Mantel <i>r</i>	H ₀	H ₀
			p ≤ 0	p ≥ 0		p ≤ 0	p ≥ 0
mar/10	0.1953	0.017	0.349	0.652	-0.004	0.598	0.403
set/10	0.1478	-0.083	0.966	0.035	0.008	0.47	0.531
mar/11	0.2779	0.032	0.345	0.656	0.055	0.144	0.857
set/11	0.1392	-0.065	0.877	0.124	-0.020	0.71	0.291
mar/12	0.2665	-0.066	0.898	0.103	-0.037	0.78	0.221
set/12	0.1535	-0.008	0.591	0.41	-0.069	0.917	0.084
mar/13	0.1583	-0.047	0.88	0.121	-0.040	0.858	0.143
set/13	0.0670	0.030	0.194	0.807	0.017	0.354	0.647
mar/14	0.0873	-0.042	0.839	0.162	-0.034	0.795	0.206
set/14	0.1797	-0.046	0.792	0.209	0.028	0.336	0.665
mar/15	0.0952	0.000	0.516	0.485	-0.058	0.879	0.122
set/15	0.1044	-0.004	0.558	0.443	-0.141	0.998	0.003
mar/16	0.1422	-0.001	0.505	0.496	0.001	0.518	0.483
jun/16	0.1586	0.007	0.464	0.537	-0.121	0.964	0.037
set/16	0.1166	-0.114	0.963	0.038	-0.010	0.6	0.401
dez/16	0.1260	-0.023	0.713	0.288	0.021	0.351	0.65
mar/17	0.2226	-0.030	0.752	0.249	-0.067	0.912	0.089
set/17	0.1877	-0.015	0.643	0.358	-0.002	0.546	0.455
mar/18	0.2032	-0.071	0.968	0.033	-0.117	0.997	0.004
jun/18	0.1356	0.087	0.037	0.964	0.007	0.461	0.54
set/18	0.0481	-0.101	0.988	0.013	-0.038	0.816	0.185
dez/18	0.1303	0.013	0.354	0.647	0.023	0.271	0.73
mar/19	0.0964	-0.009	0.62	0.381	-0.007	0.603	0.398
jun/19	0.0210	0.028	0.281	0.72	0.086	0.023	0.978
set/19	0.1108	0.065	0.085	0.916	-0.076	0.924	0.077
dez/19	0.1792	0.041	0.135	0.866	-0.076	0.962	0.039
mar/20	0.1448	-0.053	0.89	0.111	0.013	0.434	0.567

Apêndice G - Resultado do teste de Mantel mostrando a relação entre sincronia temporal e as distâncias funcionais e filogenéticas.

Ambiente	Tipo de Ambiente	Média de sincronia	Distância Funcional			Distância Filogenética		
			Mantel <i>r</i>	H ₀ p ≤ 0	H ₀ p ≥ 0	Mantel <i>r</i>	H ₀ p ≤ 0	H ₀ p ≥ 0
Ventura	Lêntico	0,2795	0,034	0,064	0,937	-0,0736	0,996	0,005
Patos	Lêntico	0,1878	-0,0471	0,98	0,021	-0,0439	0,954	0,047
Ipoitã	Lótico	0,0854	-0,0417	0,895	0,106	-0,0408	0,899	0,042
Ivinhema	Lótico	0,2088	0,0197	0,28	0,721	-0,0267	0,78	0,221
Fechada	Lêntico	0,1747	-0,001	0,542	0,459	0,0031	0,459	0,542
Guaraná	Lêntico	0,1619	-0,0124	0,78	0,221	-0,0156	0,825	0,176
Curutuba	Lótico	0,0586	0,016	0,35	0,651	-0,0265	0,77	0,231
Baía	Lótico	0,1559	0,0465	0,037	0,964	-0,0305	0,879	0,122
Osmar	Lêntico	0,1645	-0,0464	0,995	0,006	-0,0382	0,973	0,028
Garças	Lêntico	0,292	-0,0115	0,717	0,284	-0,0055	0,633	0,368
Pau Véio	Lêntico	0,219	0,0289	0,104	0,897	-0,039	0,954	0,047
Paraná	Lótico	0,0662	0,0379	0,198	0,803	-0,1298	0,993	0,008

NOTA INFORMATIVA COMPLEMENTAR – Lista de artigos científicos publicados vinculados ao desenvolvimento da tese - 2018 a 2022.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A., SOUSA, F. D. R., **OLIVEIRA, F. R.**, JOKO, C. Y., PERBICHE-NEVES, G., DA SILVA, A. C., ... & SIMÕES, N. R. Towards a synthesis of the biodiversity of freshwater (Protozoa, Rotifera, Cladocera, and Copepoda) in Brazil. *Limnologica*, 126008. 2022.

MEIRA, B. R.; **OLIVEIRA, F. R.**; LANSAC-TOHA, F. M.; SEGOVIA, B. T.; SILVA, M. P.; LANSAC-TOHA, F. A.; VELHO, L. F. M. The importance of protists as a food resource for *Astyanax lacustris* (Osteichthyes, Characiformes) larvae at different stages of development. *HYDROBIOLOGIA*, v. 849, p. 781-794, 2022.

AGGIO, C. E. G.; **OLIVEIRA, F. R.**; PROGÊNIO, M.; BELLO, J. R.; LANSAC-TÔHA, F. M.; VELHO, L. F. M. The zooplankton of tropical streams: is it determinism or stochasticity that drives the spatial and temporal patterns in community structure? *COMMUNITY ECOLOGY*, v. 23, p. 12-23, 2022.

LANSAC-TÔHA, F. M.; HEINO, J.; BINI, L. M.; PELÁEZ, O.; BAUMGARTNER, M. T.; QUIRINO, B. A.; PINEDA, A.; MEIRA, B. R.; FLORÊNCIO, F. M.; **OLIVEIRA, F. R.**; BOMFIM, F. F.; SILVEIRA, M. J.; DAINEZ-FILHO, M. S.; CAMPOS, R. D., ROSA M.; BONECKER, C. C.; HIGUTI, J.; MORMUL, R. P.; BENEDITO, E.; PAVANELLI, C. S.; RODRIGUES, L. C.; JATI, S.; MARTENS, K.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M. Cross-Taxon Congruence of Taxonomic and Functional Beta-Diversity Facets Across Spatial and Temporal Scales. *FRONTIERS IN ENVIRONMENTAL SCIENCE*, v. 10, p. 903074, 2022.

ROSA, J., **OLIVEIRA, F. R.**, PEREIRA, L. F., DE MELO SILVA, M., BUENOKRAWCZYK, A. C. D. D. Temporal variation in Oligochaeta species composition in an anthropized stretch of a Neotropical urban river. *INTERNATIONAL JOURNAL OF LIMNOLOGY*, 58, 6. 2022.

MASQUETO, G. B., LEITE, E. C., **OLIVEIRA, F. R.**, DA SILVA, M. P., TÔHA, F. M. L., & VELHO, L. F. M. Evaluation of the environmental quality of urban streams, through the use of rapid assessment protocols. *REVISTA IBERO-AMERICANA DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS*, 12(8), 399-410. 2021.

SANTOS, S. A.; **OLIVEIRA, F. R.**; VELHO, A. P. M.; VELHO, L. F. M. Environmental perception by the visitors of urban parks in the city of Maringá, Southern region of Brazil. *PAISAGEM E AMBIENTE*, v. 32, p. e173184, 2021.

VELHO, L. F. M.; CASTRO, S. F. R.; LANSAC-TÔHA, F. M.; MEIRA, B. R.; **OLIVEIRA, F. R.**; ALVES, G. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Spatial and temporal variation in species composition of ciliates communities (Alveolata, Ciliophora) from tropical urban and rural streams. *ANNALES DE LIMNOLOGIE-INTERNATIONAL JOURNAL OF LIMNOLOGY*, v. 57, p. 24, 2021.

COCHAK, C.; **OLIVEIRA, F. R.**; LANSAC-TÔHA, F. M.; MEIRA, BIANCA R. M.; DURÁN, C. L. G.; VITULE, J. R. S.; VELHO, L. F. M. Relative contributions of disparate

animal vectors to the development of freshwater ciliate communities. *HYDROBIOLOGIA*, v. 848, p. 1121-1135, 2021.

HARFUCH, C. A. C.; **OLIVEIRA, F. R.**; MEIRA, B. R.; CAGNI, G. S.; SOUZA, R. F.; LIZAMA, M. L. A. P.; VELHO, L. F. M. QUALIDADE DA ÁGUA NO TRECHO SUPERIOR DA BACIA DO RIO PIRAPÓ: UM RIO URBANO NO SUL DO BRASIL. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, v. 8, p. 513-538, 2019.

MENDES, P. M. SACHERTT; LANSAC-TÔHA, F. M.; MEIRA, B. R.; **OLIVEIRA, F. R.**; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Heterotrophic flagellates (*Amorpha* and *Diaphoretiches*) in phytotelmata bromeliad (*Bromeliaceae*). *BRAZILIAN JOURNAL OF BIOLOGY (ONLINE)*, v. 1, p. 1-13, 2019.

OLIVEIRA, F. R.; LANSAC-TÔHA, F. M.; MEIRA, B. R. M.; SEGOVIA, B. T.; COCHAK, C.; VELHO, L. F. M. Effects of the exotic rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) on the microbial food web components. *AQUATIC ECOLOGY*, v. 53, p. 581-594, 2019.

SILVA, M. M.; **OLIVEIRA, F. R.**; ROSA, J.; GEMELLI, E.; SANTOS, L.; BUENO, A. C. D. Comparison of nuclear abnormalities in *Astyanax bifasciatus* Cuvier, 1819 (Teleostei: Characidae) of two sections of rivers from the middle Iguçu. *ACTA SCIENTIARUM. BIOLOGICAL SCIENCES (ONLINE)*, v. 40, p. 40669, 2018.