

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

ALINE CAROLINE MAGRO DE PAULA

**Influência de reservatórios sobre a diversidade funcional do
fitoplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná**

Maringá
2016

ALINE CAROLINE MAGRO DE PAULA

Influência de reservatórios sobre a diversidade funcional do fitoplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná

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

Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientadora: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues

Maringá
2016

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

P324i Paula, Aline Caroline Magro de, 1991-
Influência de reservatórios sobre a diversidade funcional do fitoplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná / Aline Caroline Magro de Paula. -- Maringá, 2016.
45 f. : il.
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2016.
Orientadora: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues.
1. Fitoplâncton de água doce - Produtividade primária - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Fitoplâncton de água doce - Diversidade funcional - 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. -579.817641509816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

ALINE CAROLINE MAGRO DE PAULA

Influência de reservatórios sobre a diversidade funcional do fitoplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná

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

COMISSÃO JULGADORA

Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

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

Prof.^a Dr.^a Fernanda Melo Carneiro
Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Aprovada em: 29 de fevereiro de 2016.

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

*Dedico esta dissertação à minha
família, em especial aos meus
pais, Isaura e Cleso.*

AGRADECIMENTOS

*Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais;
À CAPES pela concessão da bolsa e aos órgãos financiadores CNPq/PELD, Projeto Ilha Grande;*

*Ao Nupélia, pela infraestrutura e recursos oferecidos para a realização deste trabalho;
À minha orientadora Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues (Lu), por toda a dedicação em todos estes anos, por me ensinar com tanto amor tudo o que sei sobre algas, pelas oportunidades, pelo incentivo, paciência, apoio, amizade, confiança, compreensão e valiosa orientação. Você é um exemplo para todos nós que temos o prazer de conviver com você;*

À Dr.^a Susicley Jati (Su), pela amizade, paciência, dedicação, incentivo, carinho, apoio, orientação e pelos valiosos conselhos e abraços. Você me ensinou que trabalhar com algas é apaixonante;

Aos Professores Dr. Luiz Felipe Machado Velho (UEM), Prof.^a Dr.^a Fernanda Melo Carneiro (UEG), Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz (UEM) e Prof.^a Dr.^a Luciana Gomes Barbosa (UFPB), por aceitarem o convite para compor a banca e contribuir para o trabalho;

À minha mãe, Isaura Magro, exemplo de mulher, proporcionou uma excelente educação para mim e para a minha irmã, serei eternamente grata por todo amor, apoio, incentivo, dedicação e por ser meu porto seguro, a quem posso recorrer em todos os momentos. Você é meu exemplo de vida. Muito obrigada por dedicar sua vida a nós;

Ao meu pai, Cleso de Paula, por todo amor, incentivo ao estudo, formação do meu caráter, pelos conselhos diários, por sempre me ensinar o caminho correto a seguir, com paciência e com os pés no chão. Meu exemplo de honestidade e sabedoria;

À minha irmã Isabella Regina Magro de Paula, muito obrigada por todo amor, carinho, amizade, incentivo e, também, por me ensinar a levar a vida menos a sério. Você é muito importante na minha vida;

Ao meu namorado, Rodrigo Elger, pelo amor em todos estes anos juntos, pela paciência, amizade, por me incentivar, pelo apoio, compreensão e por estar sempre ao meu lado. Você é meu exemplo de força, persistência e dedicação. Agradeço sempre por ter você ao meu lado;

A Mariza Inês Elger, exemplo de mulher guerreira. Obrigada pelo amor, carinho, apoio e amizade;

Aos meus inseparáveis amigos:

- *Maria Julia Mileo Ganassin, pela amizade, carinho, por estar sempre disposta a ajudar, pelos conselhos e por sempre me ouvir quando eu mais preciso;*

- *Geovani Arnhold Moresco, pela amizade, ajuda em todos os momentos, conselhos, conversas, risadas, por sempre me fazer rir nas horas mais impróprias e pela parceria desde o começo da vida acadêmica;*

- *Isabela Previante, pela amizade, mesmo longe esta sempre enviando boas energias e torcendo por mim;*

- *Larissa Mozini Reis, pela amizade, risadas e principalmente por me ensinar a ter coragem para alcançar meus objetivos;*

- *Amanda Rovani, sou grata pela sua amizade, pelo carinho que sempre teve comigo, pelas conversas e por sempre ter palavras que nos animam e nos ajudam a continuar em busca dos nossos sonhos;*

Agradeço todos os dias por ter vocês como amigos. Cada um seguiu seu caminho, mas o importante é que nos reencontros percebemos que o amor e amizade e as “idiotices” nunca mudam.

Às minhas amigas da vida toda, Tay, Duda e Nic, nossas vidas mudaram muito, cada uma por um caminho diferente, mas nosso amor, carinho e amizade persistem por todos estes anos. Obrigada por todo o apoio;

À Dr.^a Jascieli Carla Bortolini (Jasci), pela amizade, conselhos, trabalhos, dedicação, auxílio em todos os momentos, mesmo quando tinha milhões de coisas para fazer. Jasci, como eu sempre falo, te devo várias;

À Dr.^a Juliana Déo Dias, pela amizade, pelas dicas, conselhos, por me ajudar em todos os momentos, não só na realização deste trabalho. Obrigada por estar sempre disposta a ajudar e a passar todo o conhecimento adquirido;

Ao pessoal do laboratório:

- *Yasmin, pela amizade, por toda a ajuda e “viagens”;*

- *Bárbara, pela amizade, risadas, pela ajuda nas contagens e trabalhos sempre que precisamos;*

- *Alfonso, pela amizade, por toda a ajuda, principalmente nas análises mais difíceis e pelos artigos trocados, além de me proporcionar o conhecimento de uma cultura diferente;*

- *Matheus, amizade e por estar sempre disposto a ajudar;*

- *Patrícia, obrigada pela amizade, conversas, broncas e pelos “pinhões”;*

Agradeço muito a minha turma de mestrado, vocês são incríveis, obrigada pelas conversas diárias, pela ajuda nos trabalhos, pelas risadas, churrascos...

Aos meus professores, cada um tem uma participação na formação do meu caráter e na minha profissão. Tenho vocês como exemplo de dedicação ao trabalho e esperança na educação;

Ao pessoal do laboratório de Limnologia Básica pela determinação dos nutrientes da água utilizados neste trabalho;

Ao pessoal dos laboratórios de Zooplâncton e Protozooplâncton do Nupélia, pela amizade e ajuda no desenvolvimento do trabalho;

Aos funcionários da base de pesquisa do Nupélia, às secretárias do PEA e do Nupélia, Aldenir, Jocemara, Cecilia e Marlyse, pela ajuda e dedicação;

Ao João e a Salete, pela dedicação, por atenderem prontamente sempre que precisamos de algum auxílio e por cuidarem tão bem da biblioteca do Nupélia;

Acima de tudo agradeço a Deus, por sempre iluminar meu caminho, conceder sabedoria para que eu possa continuar a caminhada e permitir conviver e receber o amor e carinho de tantas pessoas especiais.

*“Nunca diga que não vale a pena acreditar no sonho que se tem,
Ou que seus planos nunca vão dar certo.
Ou que você nunca vai ser alguém.
Se você quiser alguém em quem confiar,
Confie em si mesmo.
Quem acredita sempre alcança”*
Renato Russo

Influência de reservatórios sobre a diversidade funcional do fitoplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná

RESUMO

A construção de reservatórios é uma das principais causas de perda de diversidade biológica em planície de inundação, afetando os processos e serviços ecossistêmicos e portanto, determinar os fatores que afetam a diversidade de espécies é fundamental. A diversidade funcional (DF) permite uma aproximação mecanicista na tentativa de determinar os fatores que influenciam às comunidades biológicas. Os resultados avaliaram a DF fitoplancônica do alto rio Paraná e de lagos associados, na planície de inundação do alto rio Paraná, a jusante de uma cascata de reservatórios e testar as seguintes hipóteses: *i*) A DF nos ambientes estudados é influenciada principalmente pelo regime hidrológico do rio Paraná; *ii*) ocorre um gradiente de DF ao longo do trecho estudado no alto rio Paraná, sendo os maiores valores esperados nas estações mais distantes do reservatório de Porto Primavera. Foram realizadas amostragens trimestrais no alto rio Paraná e lagos associados a este ao longo do eixo horizontal do rio Paraná, no último trecho livre de barragens, nos anos de 2013 e 2014. A DF foi calculada pela entropia quadrática de Rao, além da riqueza funcional (FRic) e a equitabilidade funcional (FEve). Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para verificar a variabilidade ambiental. A significância da separação mostrada nos eixos foi testada por uma análise de variância (ANOVA). Regressão Linear Múltipla foi realizada para investigar os preditores da DF. Os valores de DF foram baixos e os modelos testados para o rio mostraram relação significativa com o fósforo total. Foram registrados baixos valores de FRic e FEve, indicando menor complementariedade de nicho e dominância de traços, podendo ser causada pela homogeneidade biótica, sendo uma consequência da cascata de reservatórios. Apesar da ausência de diferenças significativas entre as estações, a DF respondeu ao gradiente de produtividade do rio, com maiores valores nos lagos mais distantes do reservatório. A influência do rio Paraná sobre a DF dos lagos foi evidenciada, pois os lagos com menor grau de conectividade apresentaram os menores valores, principalmente no período de maior nível fluviométrico. A redução da conectividade entre o rio e os ambientes adjacentes, provocada pela alteração da amplitude de cheias no rio Paraná, provavelmente influenciou a DF nesses ambientes.

Palavras-chave: Fitoplâncton. Lagos de inundação. Traços funcionais. Rios.

Influence on the functional diversity of phytoplankton in the upper Paraná River floodplain

ABSTRACT

Building reservoirs is a major cause of loss of biological diversity in floodplain. Diversity loss affects ecosystem processes and services, so it is fundamental to determine the factors that affect species diversity. Functional diversity (FD) is a mechanistic approach to determine the factors that influence the biological communities. The aim of this study was to evaluate the phytoplankton functional diversity of the Upper Paraná River and their associated lakes in the Upper Paraná River floodplain, downstream of a cascading of reservoirs. We tested the following hypothesis: i) DF is mainly influenced by the hydrological regime of the Paraná River; ii) there is a DF gradient along the stretch studied in the Upper Paraná River, being the highest values in the more distant stations from Porto Primavera reservoir. Quarterly samplings were carried in the Paraná River and associated lakes (between Porto Primavera and Itaipú reservoirs) in the years 2013 and 2014. DF was calculated by the Rao's quadratic entropy, functional richness (FRic) and functional evenness (FEve). Principal Component Analysis (PCA) was performed to verify the environmental variability. The significance of the separation shown on axis was tested by Analysis of Variance (ANOVA). Multiple Linear regression was performed to investigate the predictors of DF. To determine which factors affect the structure of phytoplankton functional traits we carried out a Redundancy Analysis (RDA). The DF values were low in all stations and the models tested to the River showed significant correlation with total phosphorus. There were registered low FRic and FEve values, indicating less complementary niche and dominance traits maybe caused by biotic homogeneity, as a consequence of the reservoir cascade. In despite of the absence of significant differences between stations, the DF responded to gradient of productivity from Paraná River, with higher values in the most distant stations. Environmental conditions favorable for phytoplankton development in lentic environments provided high density values and dominance of functional traits. The traits dominance influenced low DF values. The influence of the Parana River on the DF of Lakes was evident due the lakes with lower connectivity had the lowest values, especially in higher fluviometric level. Reduction of connectivity between river and lakes due to alterations on the floods magnitude of Parana River, probably influenced the DF in these environments.

Keywords: Phytoplankton. Floodplain lakes. Functional traits. Rivers.

Este trabalho foi elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia*. Disponível em: http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750?detailsPage=pltc_i_911058

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1 ÁREA DE ESTUDO	17
2.2 MÉTODOS	19
3 RESULTADOS	22
3.1 CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA.....	22
3.2 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA.....	27
4 DISCUSSÃO	28
REFERÊNCIAS	32
APÊNDICE A – Relação de táxons fitoplanctônicos e os raços funcionais das espécies, da planície de inundação do alto rio Paraná.	42

1 INTRODUÇÃO

A diversidade biológica vem sofrendo grande impacto apresentando taxas elevadas de perda em nível global, devido ao aumento dos impactos ambientais, como fragmentação de *habitat*, introdução de espécies exóticas, exploração de recursos naturais e mudanças climáticas (Díaz & Cabido, 2001; Luck et al. 2003; Hooper et al. 2005; Rosado et al. 2013; Rodrigues et al. 2015). Devido à relação entre a diversidade e a dinâmica biótica e abiótica, estas alterações afetam negativamente os processos e serviços ecossistêmicos (Díaz & Cabido, 2001; Rosado et al. 2013; Rodrigues, et al. 2015). Assim, conhecer a diversidade de espécies numa determinada área é fundamental para a preservação de espécies, conservação dos recursos naturais e recuperação de ecossistemas degradados (Melo, 2008).

O maior impacto antropogênico presente nos grandes rios do mundo é a fragmentação de habitats, provocada pela construção de barragens (Nilsson et al. 2005, Winemiller, et al. 2016). Esses barramentos causam a redução da conectividade e alterações de fluxo dos rios (Poff et al. 1997; Thomaz et al. 2007; Ward et al. 1999; Stanford & Ward, 2001, Oliver & Merrick, 2006; Agostinho et al. 2008; Souza- Filho, 2009), e estão entre as principais causas de perda de diversidade biológica (Bovo-Scomparin et al. 2013; Rodrigues et al. 2009; Rodrigues et al. 2015; Agostinho et al. 2004; Winemiller, et al. 2016).

A construção de reservatórios, principalmente em cascata, provoca diversas alterações à jusante, nos rios, como a redução no transporte de sólidos suspensos, aumento na transparência da água, decréscimo nas concentrações de nutrientes e retenção de séston, causando a oligotrofização destes ambientes e descontinuidade nas características físicas e biológicas (Ney, 1996; Agostinho et al. 1995; Barbosa et al. 1999). Estes impactos têm sido amplamente verificados para a planície de inundação do alto rio Paraná, que compreende uma área de 230 km, situada à jusante de uma cascata de 34 reservatórios (Agostinho et al. 2008; Roberto et al. 2009; Thomaz et al. 2004).

Planícies de inundação possuem alta complexidade espacial e temporal. Espacialmente, as mudanças registradas na estrutura física da coluna de água e nas características químicas da água, ocorrem devido à hidrodinâmica de cada ambiente (rios, lagos conectados e isolados) e a conectividade entre estes. Essa conectividade é fundamental para a funcionalidade destes ambientes, uma vez que permite a troca de energia e matéria entre os diversos *habitat* (Amoros & Roux, 1988; Pringle, 2001), e promove um *trade-off* entre entrada de energia autóctone e alóctone (Hein et al. 2003).

Na planície de inundação do rio Paraná a conectividade entre os ambientes lênticos, que é dependente das flutuações naturais do nível de água, é chave na estruturação dessas comunidades aquáticas (Leira & Cantonati, 2008). Mudanças que alteram os níveis de precipitação e regulação do fluxo dos canais por reservatórios, podem modificar o regime hidrossedimentológico e resultar em drásticas consequências para a biodiversidade (Leira & Cantonati, 2008; Wantzen et al. 2008; White et al., 2008).

Dispersão de espécies em planícies de inundação é favorecida pela conectividade hidrológica e a relação com a biocomplexidade que favorece a troca de organismos (Cloern, 2007). Além disso, considerando que uma parte do pool de espécies do ecossistema inundado deriva da entrada de inóculos a partir da região a montante (Bovo-Scomparin et al. 2013), a fragmentação do *habitat* aquático devido às barragens, funciona como uma barreira que afeta o processo de colonização de espécies adaptadas às condições lólicas presente nos rios (Talling & Prowse, 2010).

Nesse sentido, reservatórios afetam a conectividade espacial nas planícies de inundação a jusante por reduzir a entrada direta dos inóculos viáveis (Bovo-Scomparin et al. 2013) e, por alterar o regime natural da variabilidade hidrológica. Assim, espécies que são adaptadas às condições lênticas são favorecidas pela formação destes lagos artificiais, produzindo inóculos que podem colonizar os ambientes lênticos a jusante, podendo causar uma homogeneização biótica destes ambientes uma vez que esta barreira favorece o aparecimento e dominância de espécies cosmopolitas não nativas e invasoras, em detrimento das espécies locais (Postel & Richter, 2012).

Para tentar entender os padrões de distribuição dos organismos, de forma tradicional tem-se usado medidas de diversidade biológica baseadas na riqueza de espécies (Naeem 2002; Eros et al. 2009). Recentemente, tentando encontrar explicações mecanicistas da distribuição das espécies e sua relação com o ambiente, a abordagem das comunidades ao nível de características funcionais (traços funcionais) tem atraído grande interesse (e.g. Litchman et al. 2010; Garnier & Navas 2012; Zhang et al. 2015; Kruk et al. 2010). Medidas de diversidade baseadas nesses traços, como a diversidade funcional, podem ser associadas à forma como os recursos são utilizados (i.e., produtividade), aos bens, serviços e propriedades do ecossistema (Sobral & Cianciaruso, 2012; Santos et al. 2014). A diversidade funcional compreende um conceito empregado também para descrever vários aspectos das comunidades ou ecossistemas, como a variação dos caracteres funcionais das espécies (Walker et al.

1999; Petchey & Gaston, 2002; Mason et al. 2003) e complexidade de teias alimentares (Hulot et al. 2000).

A diversidade funcional, segundo Tilman (2001), baseia-se na ‘medida de dissimilaridade de traços entre as espécies de uma comunidade’. É considerado traço funcional, qualquer característica morfológica, fisiológica ou fenológica mensurável em nível de indivíduo, que tem efeito sobre a eficácia biológica destes, influenciando o crescimento, reprodução e sobrevivência (Cianciaruso et al. 2009). Os traços funcionais das espécies podem explicar padrões de diversidade em múltiplas escalas, pois abordam informações sobre dispersão (Padiál et al. 2014), uso de recursos e requerimento do *habitat* (Mason et al. 2007). A diversidade funcional abrange diversas informações, como a capacidade da espécie em manter-se em determinada área, crescimento populacional e distribuição, sendo diretamente relacionada com a teoria do nicho (Hutchinson, 1959; Sobral & Cianciaruso, 2012; Cellamare et al. 2013).

Muitos processos em nível ecossistêmico são afetados pelos atributos funcionais das espécies, assim, têm crescido o interesse na compreensão da relação entre a diversidade funcional e os processos das comunidades, como a produtividade (Santos et al. 2014; Cianciaruso, 2011; Cianciaruso et al. 2009). O fitoplâncton possui grande participação na produção primária global (Litchman & Klausmeier, 2008) e pode ser relacionado também com a concentração de nutrientes disponíveis e características físicas da coluna de água. Possui traços funcionais, que permitem sua sobrevivência no *habitat* em que se encontram. Conhecer tais estratégias, as características funcionais e a organização desta comunidade, possibilita realizar previsões e generalizações para a ecologia de comunidade e de ecossistemas (Weithoff, 2003).

A comunidade fitoplanctônica encontrada em planícies de inundação possui alta complexidade taxonômica, a qual é influenciada pelas fases do regime hidrossedimentológico (Train & Rodrigues, 2004; Borges & Train, 2009). Fatores como luz, temperatura e disponibilidade de nutrientes, assim como a estrutura física da coluna de água, determinam a composição da comunidade (Margalef, 1978; Reynolds, 1989; Train & Rodrigues, 2004; Bortolini et al. 2014). Portanto, a análise da variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica, assim como seus determinantes, sob uma perspectiva funcional, parece ser uma opção apropriada para tentar entender o efeito da variação ambiental, como decréscimo das concentrações de nutrientes e perda de conectividade, sendo consequência da cascata de reservatórios, sobre processos chaves dos ecossistemas como a produtividade primária.

Os resultados avaliaram quais os fatores intervenientes na diversidade funcional do fitoplâncton no trecho estudado na PIARP. A hipóteses apresentadas são: *i*) A diversidade funcional nos ambientes estudados é influenciada principalmente pelo regime hidrológico do rio Paraná; *ii*) ocorre um gradiente de diversidade funcional ao longo do trecho estudado no alto rio Paraná, sendo os maiores valores esperados nas estações mais distantes do reservatório de Porto Primavera.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O rio Paraná é o segundo maior rio da América do Sul (4.965 km), o décimo maior rio do mundo em descarga de água, e o quarto em área de drenagem (2,8 x 106 km). O alto rio Paraná inclui o primeiro terço da bacia do rio Paraná, e encontra-se completamente dentro do território brasileiro, com exceção de um trecho ao longo do reservatório de Itaipu, que faz fronteira com o Paraguai (Agostinho et al. 2008). A planície ocupa toda a calha do rio no segmento compreendido entre a Usina Hidrelétrica Porto Primavera (Primavera, SP), e o remanso do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu (Guaíra, PR). Abrange cerca de 230 km de extensão, 20 km de largura e nela se anastomosam numerosos canais secundários, lagos e rios (Souza- Filho & Stevaux, 2004). É uma área que ainda suporta alta diversidade de espécies e devido a sua importância como um representativo sistema rio-planície de inundação, esta planície foi transformada em uma Área de Preservação Ambiental (APA), para preservar as Ilhas e "várzeas" do rio Paraná. A área de estudo também abrange o Parque Nacional de Ilha Grande e o Parque estadual das várzeas do Rio Ivinhema.

Foram amostradas 10 estações ao longo do rio e em seis lagos diretamente conectados ao rio Paraná (Fig. 1). Os lagos apresentam macrófitas aquáticas flutuantes, enraizadas, submersas e emergentes. Suas margens são cobertas por gramíneas, com o entorno composto de vários estratos de vegetação ripária. As características morfométricas dos lagos (área e perímetro) e a distância de cada lago em relação ao rio (utilizado para estimar o grau de conectividade) foram obtidos por meio do programa Google Earth Pro (Tabela 1).

Tabela 1 Sequência das estações amostradas na Planície de Inundação do Alto rio Paraná, nos anos de 2013 e 2014, distâncias das estações amostradas em relação ao reservatório de Porto Primavera e em relação ao rio Paraná, área e perímetros dos lagos amostrados (R- rio; L- lagos).

Estações	Distância em relação ao reservatório (Km)	Distância em relação ao rio (m)	Área (m ²)	Perímetro (m)
R1	26	-	-	-
R2	42	-	-	-
L1	44	135	149998	4667
R3	60	-	-	-
L2	61	199	13186	1309
R4	124	-	-	-
R5	130	-	-	-
L3	131	0	62097	1971
R6	180	-	-	-
R7	151	-	-	-
L4	202	1349	2210542	6031
R8	221	-	-	-
L5	227	148	4976	770
L6	237	1426	1137210	19589
R9	227	-	-	-
R10	249	-	-	-

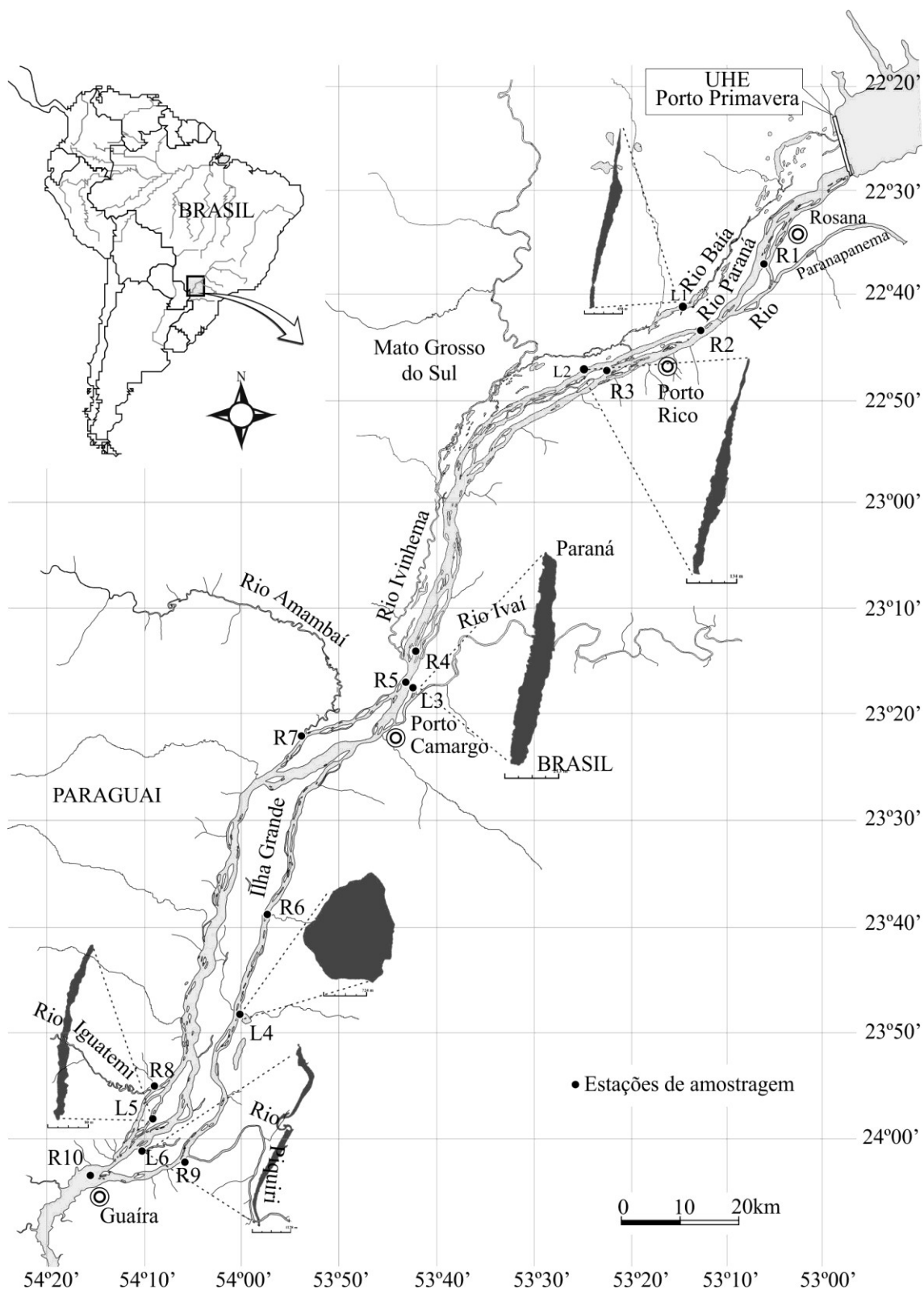


Fig. 1 Mapa e localização das estações de amostragem na Planície de Inundação do Alto rio Paraná (PIARP). (L=lago; R=rio) e a área de cada lago amostrado.

2.2 MÉTODOS

Foi realizado trimestralmente entre os meses de agosto de 2013 a dezembro de 2014. As amostragens das variáveis limnológicas e fitoplâncton foram realizadas

simultaneamente, à sub-superfície da região limnética nas estações estabelecidas. Para o estudo quantitativo do fitoplâncton foram obtidas amostras, diretamente com frascos, e fixadas em solução de lugol acético. Foram obtidas amostras com rede de plâncton (15 μm), que foram fixadas em solução de Transeau (Bicudo & Menezes, 2006), visando, basicamente, concentrar o material para auxiliar no estudo taxonômico do fitoplâncton.

Foram obtidos dados de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e turbidez ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). A transparência da coluna de água (m) foi avaliada por meio do disco de Secchi.

Os dados do nível fluviométrico do rio Paraná foram obtidos por meio da Agência Nacional de Águas (ANA). A profundidade da zona eufótica (Z_{eu}) foi calculada como 2,7 vezes a profundidade do disco de Secchi (Cole, 1994). A profundidade da zona de mistura (Z_{mis}) foi estimada nos lagos a partir do perfil térmico. Foram determinadas as concentrações de fósforo total – PT, P- PO_4 (Golterman et al., 1978), nitrogênio total - NT (Mackereth et al. 1978), nitrato – N- NO_3 , nitrito - N- NO_2^- (Giné et al. 1980) e amônio – N- NH_4^+ (Koroleff, 1978).

A densidade fitoplanctônica foi estimada mediante o uso de microscópio invertido. A contagem foi feita aleatoriamente, por campos, segundo o método de Utermöhl (1958) e Lund et al. (1958). O cálculo da densidade foi realizado de acordo com APHA (1995), sendo o resultado expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro. Os táxons fitoplanctônicos foram identificados utilizando bibliografia especializada.

Como medida de produtividade fitoplanctônica foi estimado o biovolume, multiplicando-se a densidade de cada táxon por seu respectivo volume. O volume celular foi calculado a partir de formas geométricas que mais se aproximam à forma das algas (Sun & Liu, 2003).

Para o cálculo da DF, foram selecionados traços das espécies fitoplanctônicas, relacionados à adaptação à flutuação, processos de perda, como sedimentação e predação (mucilagem, aerótopos, espinhos, processos, setas, lórica, máxima dimensão linear - MDL, razão superfície volume- S/V), tamanho e forma de vida (unicelular flagelado e não flagelado, colonial flagelado e não flagelado e filamentosos) (Tabela 2) (Tabela 1- material suplementar).

O cálculo da DF foi realizado através da Entropia Quadrática de RAO (Rao, 1982; Botta-Dukát, 2005; Pavoine et al. 2005). Este índice avalia a dissimilaridade funcional entre as espécies. Assim, quanto mais distante as espécies forem entre si, em

relação aos traços funcionais, maior será a DF da comunidade. Os valores do RAO podem variar de 0 a 1. O cálculo do RAO foi realizado a partir de uma matriz de densidade fitoplanctônica e uma matriz de traços funcionais das espécies. Foi utilizada a distância de Gower (Pavoine et al. 2009), por ser mais adequada quando a matriz de traços apresenta colunas categóricas, contínuas e binárias. Para verificar o efeito do espaço e tempo sobre os valores de RAO foi realizada uma ANOVA bifatorial.

Foi calculado a riqueza funcional (FRic) e a equitabilidade funcional (FEve), com o objetivo de utilizar diferentes índices para avaliar a diversidade funcional fitoplanctônica. FRic mede o quanto o espaço do nicho é ocupado pelas espécies presentes (Mason et al. 2005), e não é ponderado pela abundância das espécies (Schleuter et al. 2010). FRic é positivamente correlacionado com o número de espécies presentes (quanto mais espécies existem, maior o espaço funcional ocupado). No entanto, duas comunidades com o mesmo número de espécies pode ter FRic diferente, pois os atributos funcionais de espécies podem ser mais estreitamente agrupado em uma comunidade do que na outra.

Equitabilidade funcional estima se os traços de espécies são distribuídos regularmente dentro do espaço funcional ocupado (alto índice de FEve geralmente significa uma distribuição muito regular; um baixo índice de EF, a existência de nuvens separadas de espécies e/ou abundância). FEve é geralmente usado para indicar a utilização dos recursos e, assim, como o FRic, relacionar com a produtividade e vulnerabilidade à invasão (Mason et al. 2005). Este índice inclui a abundância das espécies no seu cálculo (Schleuter et al. 2010).

Tabela 2 Traços funcionais avaliados e forma como foram utilizados.

Traços	Forma
Máxima dimensão linear (MDL)	Contínuo
Relação superfície:volume (S/V)	Contínuo
Mucilagem (MUC)	Binário (Presença/ausência)
Aerótopos (AER)	Binário (Presença/ausência)
Espinhos (ESP)	Binário (Presença/ausência)
Processos (PRO)	Binário (Presença/ausência)
Setas (SET)	Binário (Presença/ausência)
Lórica (LOR)	Binário (Presença/ausência)
Forma de vida (unicelular flagelada- UF e não flagelada - UNF, colonial flagelada – CF e não flagelada – CNF e filamentosa -FIL)	Categórico

Foi realizada Análise de Componentes Principais (PCA) para o rio e para as lagoas, a fim de sumarizar a variabilidade ambiental e identificar a existência de um padrão espacial e temporal para as variáveis limnológicas (Legendre & Legendre,

1998). As variáveis utilizadas para esta análise foram, temperatura da água (Temp), oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica (CE), material em suspensão total (MST), alcalinidade (Alc), nitrogênio inorgânico total (nitrato + nitrito + amônio - NID), fósforo total (PT), ortofosfato (PO_4), profundidade máxima (Z_{max}), zona eufótica (Z_{eu}), relação Z_{eu}/Z_{max} e nível hidrométrico do rio Paraná. Para a PCA realizada para as lagoas, além destas, também foram incluídas as variáveis área da lagoa, zona de mistura (Z_{mis}), relação Z_{mis}/Z_{max} , distância do lago em relação ao rio (conectividade - Con) e distância em relação ao reservatório (Dist). O biovolume total (BT) foi incluído nas análises, como uma métrica de produtividade, junto com o PT.

Para verificar se separação espacial e temporal mostrada na PCA foi significativa, realizou-se Análise de Variância bifatorial (ANOVA) usando como fatores as estações amostradas e os meses de coleta. As estações amostradas foram separadas em trechos no diagrama da PCA, de acordo com a distância do reservatório, sendo o trecho 1 mais próximo da barragem de Porto Primavera (estações R1, R2, R3, R4, L1, L2 e L3), o trecho 2, distância intermediária (estações R5, R6 e R7) e o trecho 3, mais distante do reservatório (estações R8, R9, R10, L4, L5 e L6).

Foram realizadas análises de regressão múltipla para identificar os fatores preditores da DF fitoplanctônica nos ambientes estudados, tanto para as estações do rio quanto para os lagos. Os dois primeiros eixos da PCA e a distância das estações em relação ao reservatório de Porto Primavera foram utilizados como variáveis explanatórias. Os resíduos foram analisados para verificar se os pressupostos da análise (distribuição normal e homogeneidade de variâncias) foram atendidos. Verificou-se o pressuposto de autocorrelação espacial.

As análises de regressão linear múltipla e Análises de Variância unifatorial, foram realizadas utilizando o programa Statistica versão 7.1 (StatSoft Inc., 2005), enquanto que as multivariadas (PCA) foram feitas utilizando-se o programa Pc-ord (McCune & Mefford, 1999). Os índices de DF foram calculados utilizando o programa R (R Development Core Team, 2015).

3 RESULTADOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA

As variáveis temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade e alcalinidade apresentaram baixa variabilidade ambiental no período de estudo. Os valores médios de fósforo total e ortofosfato foram maiores nas estações mais distantes

do reservatório, ou seja, as estações situadas no trecho 3, tanto para as estações do rio quanto para os lagos. As estações do rio, no trecho 1 apresentaram maior variabilidade ambiental em relação a zona eufótica, sendo mais elevada nestas estações (Tabela 3).

Os valores médios do nível fluviométrico do Rio Paraná foram inferiores a 3,5 metros e apresentaram baixa variabilidade temporal (Tabela 3). A partir deste valor o rio Paraná inicia a inundação dos ambientes adjacentes diretamente conectados a ele (Souza-Filho et al., 2009). O maior valor do nível fluviométrico foi registrado em fevereiro de 2014, o qual influenciou principalmente o nível hidrométrico dos lagos L1 e L2. Os menores níveis fluviométricos ocorreram em junho e julho de 2014.

Tabela 3 Valores médios e coeficiente de variação (% entre parênteses) da temperatura da água (Temp), oxigênio dissolvido (OD), pH, Condutividade elétrica (CE), Material em suspensão total (MST), alcalinidade (Alc), nitrogênio total (NID), fósforo total (PT), profundidade máxima (Z_{max}), zona eufótica (Z_{eu}), razão zona eufótica/ profundidade máxima (Z_{eu}/Z_{max}), zona de mistura (Z_{mis}), razão zona de mistura/ profundidade máxima (Z_{mis}/Z_{max}), nível fluviométrico (NF) e ortofosfato (PO_4), das estações amostradas no rio e nos ambientes lênticos associados ao rio Paraná, na Planície de Inundação do alto rio Paraná, nos anos de 2013 e 2014.

	Temp (°C)	OD (mg L ⁻¹)	pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	MST (mg L ⁻¹)	Alc (mEq.L ⁻¹)	NID ($\mu\text{g l}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Z_{max} (m)	Z_{eu} (m)	Z_{eu}/Z_{max}	Z_{mis} (m)	Z_{mis}/Z_{max}	NF (m)	PO_4 ($\mu\text{g l}^{-1}$)
R1	24.83 (16,39)	7.65 (10,16)	7.45 (3,44)	63.55 (7,56)	3.15 (68,97)	663.22 (24,86)	214.38 (16,53)	9.65 (22,32)	2.42 (34,36)	2,41 (34,36)	1.00 (0)	2,41 (34,36)	1 (0)	2.33 (26,18)	7,86 (64,74)
R2	24.18 (17,17)	7.62 (10,90)	7.43 (3,68)	63.32 (7,24)	2.02 (56,10)	642.68 (23,28)	214.50 (14,25)	8.70 (24,13)	4.40 (23,70)	4,4 (23,70)	1.00 (0)	4,4 (23,70)	1 (0)	2.33 (26,03)	9,92 (63,39)
R3	24.52 (17,53)	7.85 (12,758)	7.57 (4,86)	64.20 (6,91)	2.92 (44,10)	587.35 (30,40)	196.11 (22,54)	8.74 (27,94)	3.03 (52,15)	3,03 (52,22)	1.00 (0,21)	3,03 (52,15)	1 (0)	2.33 (24,72)	7,52 (54,39)
R4	24.62 (14,74)	8.04 (8,61)	7.46 (3,58)	62.25 (7,41)	7.55 (48,46)	581.68 (24,03)	233.69 (15,31)	14.57 (47,89)	4.27 (36,66)	3,97 (39,36)	0.94 (15,26)	4,26 (36,66)	1 (0)	2.33 (22,44)	9,13 (50,76)
R5	24.95 (15,35)	7.95 (14,65)	7.33 (3,98)	60.63 (7,02)	8.38 (59,54)	597.47 (28,38)	180.41 (8,57)	11.54 (34,90)	8.10 (13,94)	6,92 (25,49)	0.87 (26,61)	8,1 (13,94)	1 (0)	2.33 (21,24)	9,42 (58,91)
R6	25.20 (16,11)	7.88 (9,79)	7.30 (5,26)	62.20 (6,76)	4.67 (43,28)	615.18 (29,59)	331.93 (30,04)	19.90 (32,15)	3.30 (25,56)	2,96 (13,27)	0.92 (15,33)	3,3 (25,56)	1 (0)	2.34 (20,89)	13,71 (45,96)
R7	25.10 (15,64)	7.73 (10,95)	6.96 (6,45)	55.48 (9,19)	5.36 (79,20)	578.33 (29,24)	197.74 (55,46)	21.24 (38,98)	3.73 (17,08)	3,3 (22,37)	0.89 (18,82)	3,73 (17,08)	1 (0)	2.31 (21,34)	9,75 (71,46)
R8	25.67 (15,94)	7.68 (8,89)	6.89 (4,20)	50.28 (7,22)	4.94 (45,92)	499.50 (27,62)	170.81 (21,20)	26.67 (33,78)	3.55 (30,43)	2,43 (42,15)	0.73 (41,62)	3,55 (30,43)	1 (0)	2.32 (21,91)	12,10 (32,14)
R9	25.38 (15,77)	7.89 (10,85)	7.09 (5,80)	62.33 (4,06)	5.14 (33,35)	652.48 (28,41)	360.49 (24,01)	21.59 (24,08)	2.57 (12,23)	2,49 (17,80)	0.97 (8,54)	2,5 (12,23)	1 (0)	2.34 (21,65)	12,14 (37,12)
R10	25.00 (16,25)	8.02 (9,10)	6.91 (9,04)	60.52 (11,39)	3.58 (115,51)	606.78 (35,37)	258.33 (15,75)	15.31 (19,25)	4.15 (11,17)	4,15 (11,17)	1.00 (0)	4,15 (11,17)	1 (0)	2.32 (21,88)	10,51 (48,48)
L1	24.72 (18,99)	6.34 (12,91)	6.02 (9,31)	43.22 (17,47)	1.09 (36,29)	403.55 (33,66)	9.33 (66,83)	28.38 (15,59)	2.64 (12,46)	2,58 (19,84)	0.97 (11,07)	2,52 (16,36)	0.95 (11,66)	2.32 (21,52)	8,48 (50,36)
L2	24.62 (22,52)	7.15 (16,80)	6.83 (2,94)	55.57 (8,95)	1.54 (53,43)	502.95 (22,90)	70.47 (75,60)	44.92 (45,21)	1.12 (55,03)	1,07 (57,38)	0.96 (8,99)	0,98 (33,05)	0.94 (15,07)	2.32 (24,64)	8,79 (32,46)
L3	24.38 (21,12)	7.23 (20,46)	7.06 (3,37)	61.82 (10,10)	3.49 (48,98)	700.10 (27,26)	133.97 (37,32)	35.13 (21,39)	1.85 (36,62)	1,58 (38,92)	0.86 (19,56)	1,85 (36,62)	1.00 (0)	2.33 (26,12)	9,29 (26,71)
L4	25.94 (9,53)	6,24 (24,71)	6,67 (5,78)	55,5 (6,14)	1,66 (34,09)	612,14 (27,51)	59,95 (68,79)	65,99 (29,02)	1,72 (17,14)	1,17 (30,69)	0,69 (35,74)	1,72 (17,14)	1 (0)	2,36 (22,78)	9,02 (56,35)
L5	24.92 (14,45)	14.14 (154,83)	6.20 (7,37)	63.17 (10,55)	0.88 (54,98)	695.37 (32,30)	150.10 (75,62)	29.39 (30,91)	2.70 (18,14)	2,63 (22,44)	0.97 (5,93)	1,93 (48,92)	0.73 (44,61)	2.32 (21,47)	10,05 (35,62)
L6	25.05 (17,14)	6.80 (17,38)	6.45 (11,38)	38.97 (39,69)	2.09 (87,91)	322.25 (31,49)	59.80 (100,73)	26.36 (46,91)	1.63 (36,46)	1,61 (37,27)	0.99 (4,38)	1,16 (32,35)	0.75 (38,11)	2.32 (20,91)	10,89 (56,93)

Os dois primeiros eixos gerados pela Análise de Componentes Principais – PCA (Fig. 2 e 3), para as estações amostradas no rio Paraná, explicaram 40% da variabilidade total dos dados. Foi evidenciado um gradiente espacial e temporal no segundo eixo. O gradiente espacial foi influenciado pela distância das estações em relação ao reservatório de Porto Primavera, sendo que o trecho 3, mais distante do reservatório, foi positivamente correlacionado com o segundo eixo, e o trecho 1, mais próximo do reservatório, negativamente correlacionado com esse eixo. A ANOVA evidenciou diferença significativa entre os escores no eixo 1 para os meses ($p=0,0001$; $F=95,03$) e locais ($p=0,0001$; $F=23,01$). As variáveis que influenciaram este gradiente foram OD (0,66), pH (0,69), alcalinidade (0,56), temperatura da água (-0,63), nível fluviométrico do rio Paraná (-0,54) e distância do reservatório (-0,51). No eixo 2, a variável fósforo total (-0,62) foi mais importante e mostrou separação temporal ($p=0,0001$; $F=117,14$) e espacial ($p=0,0001$; $F=34,90$) significativa. A ANOVA evidenciou que para as estações amostradas no rio a variação temporal foi mais importante do que a variação espacial.

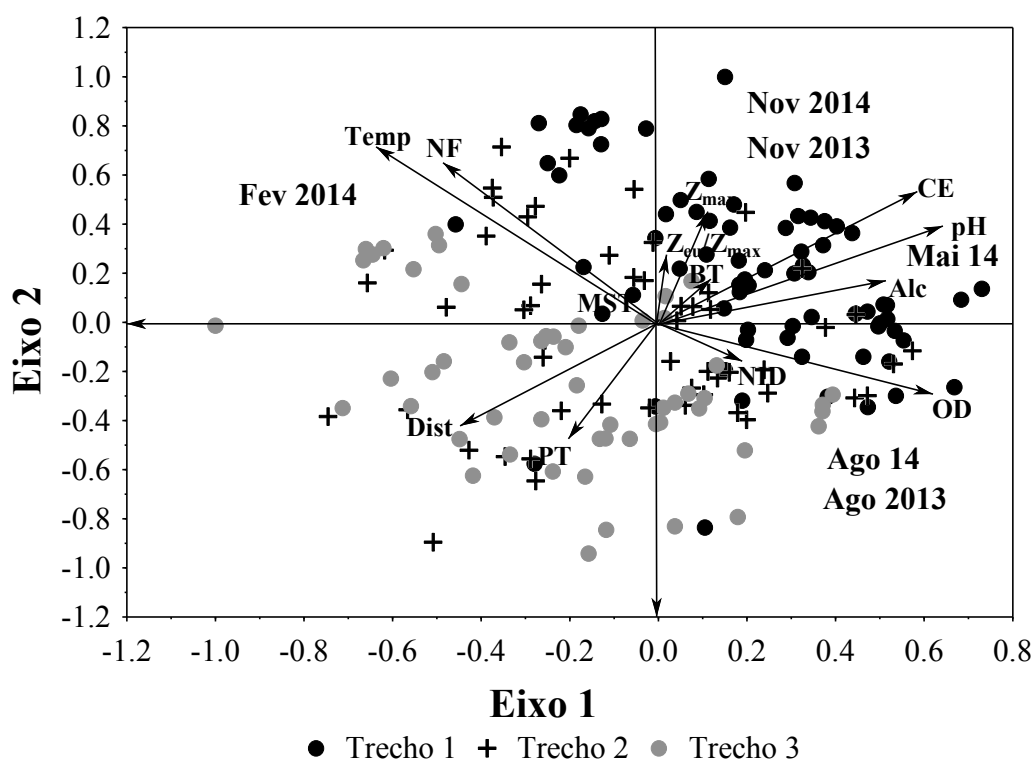


Fig. 2 Dispersão dos escores ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais, realizada para as variáveis abióticas das estações do alto rio Paraná, no período de agosto de 2013 a novembro de 2014. (NF- nível fluviométrico; Temp- temperatura da água; Z_{max} - profundidade máxima; BT- biovolume total; Z_{eu}/Z_{max} - relação zona eufótica e profundidade máxima; CE- condutividade elétrica; Alc- alcalinidade; OD- oxigênio dissolvido; NT- nitrogênio total; PT- fósforo total; MST- material em suspensão total; Dist - distância em relação ao reservatório).

Os dois primeiros eixos gerados pela Análise de Componentes Principais realizada para os lagos (Fig. 4) explicaram 44% da variabilidade total dos dados. O primeiro eixo mostrou uma separação espacial e foi influenciado positivamente pelo pH (0,54), condutividade (0,61), alcalinidade (0,55), NID (0,50), PT (0,50) e negativamente pelo perímetro (0,73), conectividade (0,81) e distância em relação ao reservatório (0,78). No segundo eixo, as variáveis MST (0,40), área (0,57), razão $Z_{\text{mis}}/Z_{\text{max}}$ (0,40), Z_{max} (-0,78) e Z_{eu} (-0,71) foram mais importantes e mostraram uma separação temporal. A ANOVA evidenciou diferença significativa tanto espacial ($p=0,0001$; $F=65,34$) quanto temporalmente ($p=0,0002$; $F=7,36$) para o primeiro eixo. Assim como para o eixo 2, onde a diferença espacial ($p=0,0001$; $F=30,16$) e temporal ($p=0,02$; $F=3,07$) foi significativa. Para os lagos, diferentemente do rio, a ANOVA evidenciou que a variação espacial foi mais importante do que a temporal.

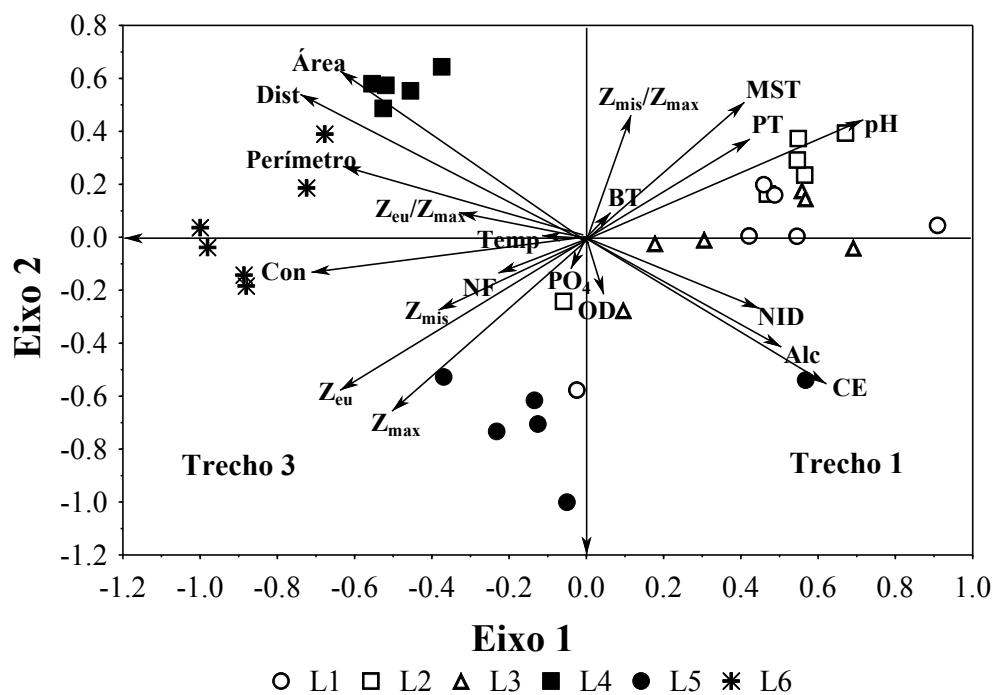


Fig. 4 Dispersão dos escores ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais, realizada para as variáveis abióticas para as estações dos ambientes lênticos associados ao alto rio Paraná, no período de agosto de 2013 a novembro de 2014. (NF- nível fluviométrico, Temp- temperatura da água, Z_{max} - profundidade máxima, BT- biovolume total, $Z_{\text{eu}}/Z_{\text{max}}$ - relação zona eufótica e profundidade máxima, CE- condutividade elétrica, Alc- alcalinidade, OD- oxigênio dissolvido, NT- nitrogênio total, PT- fósforo total, MST- material em suspensão total, $Z_{\text{mis}}/Z_{\text{max}}$ - relação zona de mistura e zona máxima, Per- perímetro, Con- distância do lago em relação ao rio, Z_{mis} - zona me mistura, Z_{eu} - zona eufótica, Dist- distância do lago ao reservatório).

3.2 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

A comunidade fitoplanctônica foi representada por 251 táxons, considerando todos os ambientes estudados. Estes táxons foram distribuídos entre 10 grupos taxonômicos, Chlorophyceae (30%), Bacillariophyceae (20%), Euglenophyceae (17%), Cyanobacteria (14%), Zygnemaphyceae (7%), Xanthophyceae (5%), Chrysophyceae (2%), Cryptophyceae (2%), Dinophyceae (1%) e Raphidophyceae (1%) (Tabela 1-material suplementar).

Foram registrados baixos valores médios de DF tanto para as estações amostradas no rio, quanto nos lagos (Fig. 5A e B). Para o rio, foram verificados valores mais altos na estação R6 e mais baixos na estação R1, porém estas diferenças não foram significativas de acordo com a ANOVA ($p=0,82$; $F=0,55$). Ocorreram diferenças temporais significativas ($p=0,01$; $F=3,20$). Para as estações amostradas nos lagos, não houve diferenças espaciais ($p=0,06$; $F=2,39$) e temporais ($p=0,24$; $F=1,45$) significativas de DF. Maiores valores foram observados no lago L6 e os menores nos lagos L4 e L5.

Foram verificados baixos valores médios de FRic nas estações amostradas no rio (Fig. 5C), com baixa variação espacial e temporal. Maior valor de FRic ocorreu na estação R6 e menor na estação R1. Para os lagos, os valores de FRic foram mais altos, comparados as estações do rio (Fig. 5D), com baixa variação espacial e temporal. Valores mais altos foram obtidos nos lagos L2 e L6 e mais baixos nos lagos L4 e L5.

Foram registrados baixos valores médios de FEve nas estações situadas no rio e nos lagos. No rio, o maior valor foi registrado na estação R2 e o menor na estação R5 (Fig. 5E). Já para os lagos, L4 apresentou o maior valor de FEve e o lago L2 o menor valor (Fig. 5F).

A regressão múltipla realizada para identificar os fatores abióticos intervenientes na DF indicou que para os rios a distância do reservatório ($p=0,003$; $R^2=0,11$) e a variabilidade ambiental resumida nos dois primeiros eixos da PCA explicaram parte da variação deste índice (Eixo 1 = $p=0,01$; $R^2=0,11$; Eixo 2 = $p=0,003$; $R^2=0,11$). Para as lagoas, as variáveis preditoras da DF foram a distância do reservatório ($p=0,0001$; $R^2=0,68$) e a variabilidade ambiental resumida no primeiro eixo da PCA ($p=0,009$; $R^2=0,68$).

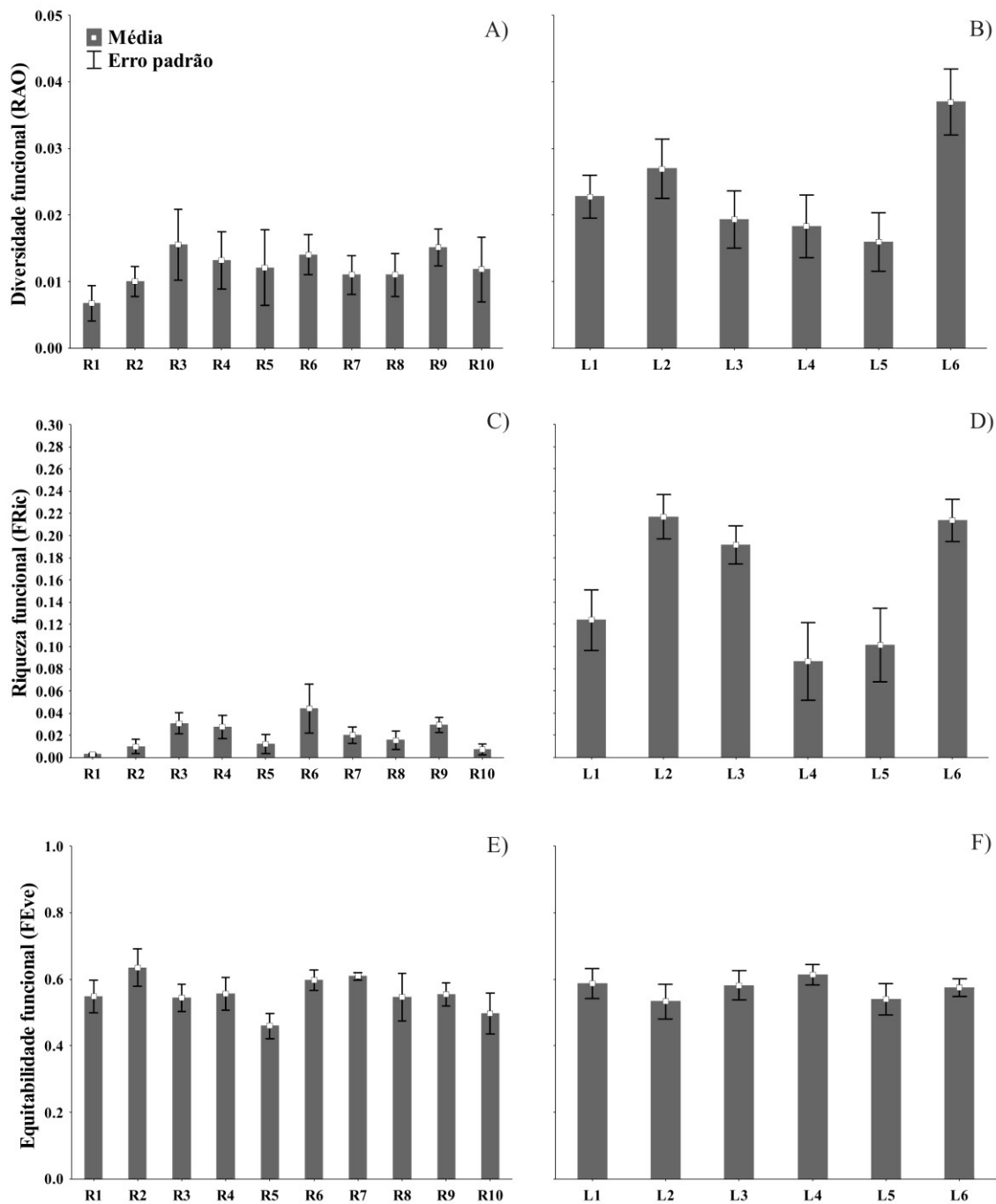


Fig. 5 Diversidade, riqueza e equitabilidade funcional fitoplanctônica nas estações amostradas no alto rio Paraná, no período de agosto de 2013 a novembro de 2014.

4 DISCUSSÃO

Foi observado um gradiente espacial de produtividade ao longo do trecho amostrado no alto rio Paraná, evidenciado pela PCA, devido principalmente às concentrações de fósforo total, que são mais baixas nas estações situadas mais próximas do reservatório. Ecossistemas com maior diversidade funcional são mais produtivos (Tilman et al. 1997), pois há maior complementaridade de nicho, o que permite maior

eficiência no uso dos recursos disponíveis (Petchey 2002; Mason et al. 2005; Mason et al. 2003).

A produtividade do sistema é normalmente utilizada como um comum *proxy* para o funcionamento do ecossistema, pois está diretamente relacionada com a forma como os recursos são utilizados em comunidades naturais (Tilman, 1999). Diversos estudos que relacionam biodiversidade e funcionamento do ecossistema, são baseados no pressuposto de que a diversidade é um processo estruturador da produtividade (Declerck et al., 2007; Cardinale et al. 2009; Korhonen et al. 2011). No entanto, esta relação não é universal e, em alguns casos, pode ser negativa e não significativa (Schmidtke et al. 2010).

Os baixos valores de DF registrados nas estações amostradas no rio Paraná, principalmente na estação R1, que é a estação mais próxima da barragem, bem como a ausência de diferença significativa entre os valores de DF, podem ser associados principalmente às condições hidrológicas desfavoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento fitoplanctônico, como alta turbulência (Reynolds et al. 2002; Salmaso & Braioni, 2008; Gruberts, 2007) e a retenção de séston nos reservatórios localizados a montante (Istvánovics et al. 2010).

Os efeitos de barramentos na oligotrofização e redução da carga de material em suspensão em rios tem sido amplamente reportados (Istvánovics et al. 2010; Bortolini et al. 2016), causando mudanças nas características destes sistemas e descontinuidade nas características físicas e biológicas (Ward & Stanford, 1995; Vannote et al. 1980). Reservatórios construídos em cascata, como ocorre no rio Paraná, promovem irregularidades na periodicidade e amplitude dos eventos de cheia e seca, sendo que a contínua regulação do rio Paraná devido aos procedimentos operacionais das barragens altera as flutuações naturais do nível hidrométrico e reduz a conectividade entre o canal principal do rio e os ambientes adjacentes e conseqüentemente da biodiversidade (Ward & Stanford, 1995; Barbosa et al. 1999; Benda et al. 2004). As perdas de biodiversidade podem diminuir a magnitude e estabilidade dos processos do ecossistema, tais como o uso de recursos e a produtividade (Ptacnik et al. 2008).

Estudo realizado na Planície de Inundação do alto rio Paraná, como por exemplo Bovo- Scomparin et al. (2013) sugeriu que a alta disponibilidade de luz, devido a retenção de sedimento pelos reservatórios a montante e altas concentrações de nitrogênio, provenientes do uso do solo, não restringem o desenvolvimento do fitoplâncton no rio Paraná, enquanto que baixas concentrações de fósforo,

principalmente nas estações situadas logo abaixo do barramento e o alto fluxo de água, pode limitar o desenvolvimento de várias espécies fitoplanctônicas. Corroborando com o encontrado, onde a DF é afetada negativamente pelos reservatórios.

Espécies que aumentam suas taxas de reprodução em concentrações mais elevadas de nitrogênio, organismos oportunistas, adaptados a turbulência da água e devido a maior taxa de crescimento (Reynolds, 1997), conseguem compensar as perdas por lavagem e destruição mecânica devido a alta vazão (Sellers & Bukaveckas, 2003) e são capazes explorar de forma mais eficiente a disponibilidade de recursos no ambiente, resistindo assim os efeitos das perturbações ambientais causadas pela cascata de reservatórios a montante da planície. Por exemplo, *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen que era considerado um táxon bem sucedido e dominante no rio Paraná antes da construção do reservatório de Porto Primavera, recentemente, tem se tornado raro, devido as perdas por sedimentação que sofre, devido ao alto tempo de retenção nos reservatórios a montante (Bovo-Scomparin et al., 2013). O sucesso de poucos grupos de algas como resultado dos impactos ambientais, tem efeito negativo sobre a biodiversidade em ambas as escalas espaciais e temporais, podendo causar homogeneidade biótica (Padisák, 1992; Poff et al. 2007).

Embora não tenham sido verificadas diferenças significativas entre os valores de DF entre os lagos, estes responderam ao discreto gradiente de produtividade do rio Paraná, pois maiores valores ocorreram nas estações mais distantes do barramento. A área do lago e o grau de conectividade com o rio influenciaram a DF e afetaram a variabilidade temporal das condições limnológicas dos lagos. Por exemplo, valores mais altos de DF e baixa variabilidade temporal das condições limnológicas ocorreram nos lagos com maior área e mais distantes do rio (L6 e L4), e os lagos com menor área e mais próximos do rio (L1 e L2), apresentaram menor DF e maior variabilidade temporal das condições limnológicas.

Os maiores valores de DF do fitoplâncton registrados nos lagos foram associados às condições de mistura completa da coluna de água, alta disponibilidade de nutrientes e luz, que favoreceram a comunidade fitoplanctônica (Litchman & Klausmeier, 2008; Weithoff, 2003; Reynolds, 2006; Kruk et al. 2010). Assim, estes ambientes podem funcionar como zonas de armazenamento de algas, sendo determinantes para a estrutura da comunidade fitoplanctônica em planícies de inundação (Istvánovics et al. 2010; Bovo-Scomparin et al. 2013; Rodrigues et al. 2015).

A influência do rio Paraná foi evidente nos lagos mais próximos do trecho 1, logo a jusante dos reservatórios (L1 e L2), principalmente no período de maior nível fluviométrico. Estes lagos também são afetados pelas oscilações diárias do nível fluviométrico do rio Paraná, em decorrência da operação das barragens o que provavelmente determinou a DF destes locais.

A FRic está relacionada com o quanto do espaço do nicho esta sendo ocupado pelas espécies, e está positivamente correlacionado com o número de espécies presente (Mason et al. 2005; Schleuter et al. 2010). Assim, como esperado, os lagos apresentaram maiores valores de FRic, comparado com as estações no rio. A FEve corresponde a quão regularmente os traços das espécies estão distribuídas no espaço funcional. Baixos valores de FRic e FEve, indicam que alguns recursos não estão sendo utilizados, que há espaço do nicho vago, afetando negativamente a produtividade do sistema (Petchey 2003) e reduzindo a resistência destes ambientes a invasão biológica, ou seja, são locais mais vulneráveis a invasão, pois há lacunas no espaço nicho que um invasor poderá explorar (Dukes 2001). Os baixos valores de FEve indicaram ainda a existência de nuvens separadas de espécies e/ou abundância, ou seja, os traços funcionais da espécies não estão regularmente distribuídos. Os lagos com maiores valores de FRic possuem maior complementariedade e utilização de nicho, consequentemente produtividade elevada, assim, estes resultados reforçam a importância destes ambientes lênticos para a manutenção a diversidade do sistema.

No período de estudo, o rio encontrava-se com um nível fluviométrico baixo em quase todos o meses amostrados. Assim, a ocorrência deste padrão homogêneo, ou seja, evidenciado pelos baixos valores de FEve, pode ser consequência da cascata de reservatórios presente a montante da planície de inundação, que acarretam mudanças na conectividade espacial da planície, reduzindo a entrada de inóculos (Bovo-Scomparin et al. 2013), alterando também o regime de inundação característico da planície. Com isso, as espécies que são adaptadas á condições lênticas, são beneficiadas nos reservatórios, podendo ser dispersas e alcançar os ambientes lênticos a jusante, tendo como consequências a homogeneização biótica (Postel & Richter, 2012; Poff et al. 2007).

Para avaliar a DF da comunidade fitoplanctônica, também é importante avaliar os diferentes processos regionais e locais. Processos regionais incluem a dispersão de organismos entre comunidades locais, a entrada de novas espécies do conjunto regional, especiação e extinção (Ricklefs, 1987), podendo ser este um processo estruturador da DF do rio Paraná. Já para os lagos, os processos locais podem ser mais importantes,

pois referem-se às interações entre espécies em pequenas escalas como competição e predação, que geralmente, junto com as condições e recursos ambientais controlam o número de espécies coexistentes em um local (Chase & Leibold, 2003).

A baixa DF do fitoplâncton registrada para os ambientes da planície de inundação pode estar associada aos impactos provocados pelos reservatórios a montante, como retenção de séston e redução da conectividade, que afetam o aporte de novos inóculos para a planície e promovem a homogeneidade biótica, o que afeta negativamente a DF do fitoplâncton. O declínio da DF tem impacto na estrutura trófica, dinâmica e funcionamento do ecossistema, já que esta comunidade é a principal fonte de energia para outros níveis tróficos (Rodrigues et al. 2015, Santos et al. 2014).

A redução da conectividade entre os *habitat*, causada pela menor amplitude das cheias do rio Paraná pode causar um aumento da fragmentação das metacomunidades, aumentando tanto a extinção local quanto a extinção regional de espécies (Naselli-Flores et al. 2015), podem ter consequências não só para a DF do fitoplâncton, mas também para a diversidade de espécies (Leira & Cantonati, 2008), como já observado para a Planície de Inundação do alto rio Paraná (Bovo-Scomparin et al. 2013; Rodrigues et al. 2015). Perdas de biodiversidade podem diminuir a magnitude e estabilidade dos processos ecossistêmicos, tais como o uso de recursos e a produtividade (Cottingham et al. 2001; France & Duffy, 2006).

Destaca-se a grande importância das unidades de conservação e dos ambientes adjacentes na manutenção da integridade hidrodinâmica do rio principal, pois estes ambientes se mostraram fundamentais para a estrutura da diversidade fitoplanctônica ao longo de todo o sistema, bem como para a dispersão dos organismos para garantir a manutenção da biodiversidade destes organismos e evitar a homogeneização biótica e a redução da biodiversidade do ecossistema como um todo. Desta forma, é necessário manter as estratégias de conservação, proteção e manutenção principalmente dos ambientes laterais, os quais possuem elevada biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A, F. M Pelicice & L. C Gomes, 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries 68: 1119-1132.
- Agostinho, A., S.M. Thomaz & L. C. Gomes, 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Parana River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecology Hydrobiology* 4: 255–268.

Agostinho, A.A., A.E.A.M. Vazzoler & S.M. Thomaz, 1995. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.M., Matsumura Tundisi, T [Eds]. *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro, 59-104.

American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19th ed. APHA, Washington DC, 1995.

Amoros, C., A. L. Roux, 1988. Interaction between waterbodies with the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. In: Schriber, K. (Ed.), *Proceedings of the 2^o International Seminar of the International Association of Landscape Ecology on Connectivity in Landscape Ecology*. Munstersche Geographische Arbeiten. Munster, pp. 125–130.

Barbosa, F. A. R., J. Padisák, E. L. G. Espindola, G. Borics & O. Rocha. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In Tundisi, J. G. & M. Straskraba (eds), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos, p.425–437, 1999. based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16: 533-540, 2005.

Benda, L., K. Andras, D. Miller & P. Bigelow, 2004. Confluence effects in rivers: Interactions of basin scale, network geometry, and disturbance regimes 40: 1-15.

Bicudo, C. E. M. & M. Menezes, 2006. *Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. Rima, São Carlos.

Bocard, D., Gillet, F. & Legendre, P. *Numerical Ecology with R*. Media (Springer New York, 2011).

Borges, P.A.F. & S. Train, 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology* 69: 637-647.

Bortolini, J. C., G. A. Moresco, A. C. M. de Paula, S. Jati & L. C. Rodrigues, 2016. Functional approach based on morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Hydrobiologia* 767: 151-163.

Bortolini, J. C., V. M. Bovo-Scomparin, A. C. M. de Paula, G. A. Moresco, L. M. Reis, S. Jati & L. C. Rodrigues, 2014. Composition and species richness phytoplankton in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26: 296-305.

Botta-Dukát, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16: 533-540.

Bovo-Scomparin, V. M.; S. Train & L. C. Rodrigues, 2013. Influence of reservoirs on phytoplankton dispersion and functional traits: a case study in the Upper Paraná. *Hydrobiologia* 702: 115-127.

- Cardinale, B.J., Hillebrand, H., Harpole, W.S., Gross, K. & Ptacnik, R., 2009. Separating the influence of resource availability from resource imbalance on productivity–diversity relationships. *Ecology Letters* 12: 475–487.
- Cellamare, M., P. T. Pinto, M. Leitão, M. Coste, S. Boutry & J. Haury, 2013. Using functional approaches to study phytoplankton communities in a temperate region exposed to tropical species dispersal. *Hydrobiologia* 702: 267–282.
- Chase, J. M., M.A. Leibold, 2003. *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. University of Chicago Press, Chicago, Ill.
- Chételat, J. & F. R. Pick, 2006. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: Influence of river size and nutrient concentrations. *Limnology Oceanography* 51: 681–689.
- Cianciaruso, M. V. I. A. Silva & M. A. Batalha, 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades *Biota Neotropica* 9: 93–103.
- Cianciaruso, M.V., 2011. Beyond taxonomical space: large-scale ecology meets functional and phylogenetic diversity. *Frontiers Biogeography* 3: 87–90.
- Cloern, J., 2007. Habitat connectivity and ecosystem productivity: implications from a simple model. *American Naturalist* 169: 21–33.
- Cole, G. A. *Textbook of limnology*. Waveland Press Inc., Illinois 1994.
- Cottingham, K. L., B. L. Brown & J. T. Lennon, 2001. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. *Ecology Letters* 4: 72–85.
- Declerck, F., Vanderstukken, M., Pals, A., Muylaert, K. & De Meester, L., 2007. Plankton biodiversity along a gradient of productivity and its mediation by macrophytes. *Ecology* 88: 2199–2210.
- Devercelli, M., 2010. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia* 639: 5–19.
- Devercelli, M., P. Scarabotti, G. Mayora, B. Schneider, F. Giri, 2015. Unravelling the role of determinism and stochasticity in structuring the phytoplanktonic metacommunity of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 764: 139–156.
- Díaz, S., M. Cabido, 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 16, no. 11, p.646–655.
- Dunck, B., J.C. Bortolini, L. Rodrigues, L.C. Rodrigues, S. Jati & S. Train, 2013. Functional diversity and adaptive strategies of planktonic and periphytic algae in isolated tropical floodplain lake. *Brazilian Journal of Botany* 36: 257–266.

Eros, T., J., Heino, D., Schmera & M., Rask, 2009. Characterising functional trait diversity and trait relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology* 54:1788-1803.

France, K. E. & E. Duffy, 2006. Biodiversity, dispersal, and scale interactively affect stability of ecosystem function in seagrass metacommunities. *Nature* 441: 1139-1143.

Garnier E. & M.L. Navas, 2012. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: Concepts, methods and applications for agroecology. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32: 365–399.

Giné, M. F, F. Bergamin, E. A. G Zagatto & B. F. Reis, 1980. Simultaneous determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 114: 191-197.

Golterman, H. L., R. S., Clymo & M. A. Ohstad. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell Scientific Publication, Oxford, 1978.

Gruberts, D., 2007. Effect of floods on phytoplankton communities in aspect of river monitoring: a case of the Middle Daugava River (South-east Latvia). *Large Rivers* 17, *Archivfür Hydrobiologie Supplement* 161: 487–510.

Hein, T., Baranyi, C., Herndi, G., Wanek, W., Schiemer, F., 2003. Allochthonous and autochthonous particulate organic matter in floodplains of the River Danube: the importance of hydrological connectivity. *Freshwater Biology* 48: 220–232.

Hooper, D.U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer & D. A. Wardle, 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3–35.

Hulot, F. D., G. Lacroix, F. Lescher-Moutoué & M. Loreau, 2000. Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature* 405: 340-344.

Hutchinson, G.E., 1959. Homage to Santa Rosalia, or why there are so many kinds of animals? *American Naturalist* 93:145-159.

Incagnone, G., F. Marrone, R. Barone, L. Robba, L. Naselli-Flores, 2015. How do freshwater organisms cross the “dry ocean”? A review on passive dispersal and colonization processes with a special focus on temporary ponds. *Hydrobiologia* 750: 103-123.

Istvánovics, V. M., M. Honti, L. Voros & Z. Kozma, 2010. Phytoplankton dynamics in relation to connectivity, flow dynamics and resource availability—the case of a large, lowland river, the Hungarian Tisza. *Hydrobiologia* 637: 121–141.

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

- Korhonen, J.J., Wang, J., Soininen, J., 2011. Productivity–diversity relationships in lake plankton communities. *PLoS One* 6: e22041.
- Koroleff, K. Determination of ammonia. In Grasshoff, K. & E. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, 1978.
- Kristiansen, J., 1996. Dispersal of freshwater algae – a review. *Hydrobiologia* 336: 151–157.
- Kruk, C., V. L. M. Huszar, E. T. H. M. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lurling, C. S. Reynolds & M. Scheffer, 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55: 614-627.
- Legendre, P. & Gallagher, E. D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271–280.
- Legendre, P. & L. Legendre. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, 1998.
- Leira, M. & M. Cantonati, 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated Bibliography. *Hydrobiologia* 613:171–184.
- Litchman E., P. T. Pinto, C. A. Klausmeier, M.K. Thomas & K.Yoshiyama, 2010 Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia* 653: 15–28.
- Litchman, E. & C. A. Klausmeier, 2008. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 615-639.
- Luck, G. & G. Daily, 2003. Population diversity and ecosystem services. *Tree* 18: 331–336.
- Lund, J. W. G., C. Kipling & E. D. Lecren, 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* 11: 980-985.
- Mackereth, F. Y. H., J. Heron, J. F. Talling, 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association* 36:1-120.
- Margalef R., 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica acta* 1: 493–509.
- Mason, N. W. H., D. Mouillot, W. G. Lee & J. B Wilson, 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118.
- Mason, N. W.H., M. Kit, S. John & W. J. Bastow, 2003. Na index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science* 14: 571-578.

- Mason, N.W.H., C. Lanoiselée, D. Mouillot & P. Irz, C. Argillier, 2007. Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanisms of species turnover in lacustrine fish communities. *Oecologia* 153: 441-452.
- Mccune, B. & M. J. Mefford. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Blach, Oregon, 1999.
- Melo, A. S., 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8: 021-027.
- Naeem S., 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: The evolution of a paradigm. *Ecology* 83: 1537–1552.
- Naselli-Flores, L. & J. Padišák, 2015. Blowing in the wind: how many roads can a phytoplankton walk down? A synthesis on phytoplankton biogeography and spatial processes. *Hydrobiologia* 764: 303-313.
- Naselli-Flores, L., R. Termine & R. Barone, 2015. Phytoplankton colonization patterns. Is species richness depending on distance among freshwaters and on their connectivity? *Hydrobiologia* 764:103-113.
- Neiff, J.J., 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência* 15: 424-441.
- Ney, J. J., 1996. Oligotrophication and its discontents: effects of reduced nutrient loading on reservoir fisheries. *American Fisheries Society Symposium* 16: 285–295.
- Nilsson, C., C., Reidy, M., Dynesius & C. Revenga, 2005. Fragmentation and flow regulation of the world’s large river systems. *Science* 308: 405–408.
- Oliver, R. L. & C. J. Merrick, 2006. Partitioning of river metabolism identifies phytoplankton as a major contributor in the regulated Murray River (Australia). *Freshwater Biology* 51:1131-1148.
- Padial A. A., F. Ceschin, S. A. J. Declerck., L. De Meester, C.C. Bonecker, F. A. Lansac-Tôha, L. Rodrigues, L. C. Rodrigues, S. Train, L. F. M. Velho, L. M. Bini, 2014. Dispersal Ability Determines the Role of Environmental, Spatial and Temporal Drivers of Metacommunity Structure. *PloS one* 9: e111227.
- Padišák, J., 1992. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary): a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. *Journal of Ecology*. 80: 217–230.
- Padišák, J, 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie* 107: 563-593.
- Padišák, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19.

- Padisák, J., Soróczki-Pintér, É. & Reznér, Z., 2003. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton—an experimental study. *Hydrobiologia* 500: 243–257.
- Pavoine, S., J. Vallet, A. Dufour, S. Gachet & H. Daniel, 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118: 391-402.
- Pavoine, S., S. Ollier & D. Pontier, 2005. Measuring diversity from dissimilarities with Rao's quadratic entropy: Are any dissimilarities suitable? *Theoretical Population Biology* 67: 231-239.
- Petchey, O.L. & K.J. Gaston, 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402-411.
- Pringle, C., 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications* 11: 981–998.
- Poff, N.L, J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg, 1997. The Natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47:769–784.
- Poff N.L, Olden J.D, Merritt D.M, Pepin D.M. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 5732-5737.
- Postel, S., Richter, B. 2012. *Rivers for life: managing water for people and nature*. Island Press.
- Ptácnik, R., A. G. Solimini, T. Andersen, T. Tamminen, P. Brettum, L. Lepistö, E. Willén & S. Rekolainen, 2008. Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 5134-5138.
- R Development Core Team. 2015. R version 3.1.3. Vienna: The R Project for Statistical Computing.
- Rao, C.R, 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. *Theoretical population biology* 21: 21-43.
- Reynolds C.S., 1989. Physical determinants of phytoplankton succession. In: *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities*. (Ed. U. Sommer), 9–56. Springer Verlag, Berlin.
- Reynolds, C. S, V. Huszar, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417–428.
- Reynolds, C. S., 2006. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 535.

Rice S.P, Greenwood M.T, Joyce C.B. 2001. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 824-840.

Ricklefs, R. E., 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167–171.

Roberto, M.C., N.F. Santana & S.M. Thomaz, 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.

Rodrigues, L. C., N. R. Simões, V. M. Bovo-Scomparin, S. Jati, N. F. Santana, M. C. Roberto, S. Train, 2015. Phytoplankton alpha diversity as an indicator of environmental changes in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators* 48: 334-341.

Rodrigues, L.C., S. Train, V. M. Scomparin, S. Jati, C. C. J. Borsalli & E. Marengoni, 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 501-516.

Rosado, B. H. P., A. T. T. Dias, E. A. Mattos, 2013. Going Back to Basics: Importance of Ecophysiology when Choosing Functional Traits for Studying Communities and Ecosystems. *Brazilian Journal of Nature Conservation* 11: 15-22.

Salmaso, N. & M. Braioni, 2008. Factors controlling the seasonal development and distribution of the phytoplankton community in the lowland course of a large river in Northern Italy (River Adige). *Aquatic Ecology* 42: 533–545.

Santos, A. M.C., F. M. Carneiro, M. V. Cianciaruso, 2014. Predicting productivity in tropical reservoirs: The roles of phytoplankton taxonomic and functional diversity. *Ecological Indicators* 48:428-435.

Sellers, T. & P. A. Bukaveckas, 2003. Phytoplankton production in a large, regulated river: A modeling and mass balance assessment. *Limnology and Oceanography* 48: 1476–1487.

Schleuter, D, M, Daufrense & C, Argillier, 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs* 80: 469-484.

Schmidtke, A., Gaedke, U., Weithoff, G., 2010. A mechanistic basis for underyielding in phytoplankton communities. *Ecology* 91: 212–221.

Sobral, F. L. & M. V. Cianciaruso, 2012. Phylogenetic and functional assembly structure: (re)assembling the community ecology on different spatial scales. *Bioscience Journal* 28: 617-631.

Sommer, U, 1989. Nutrient status and nutrient competition of phytoplankton in a shallow, hypertrophic lake. *Limnol. Oceanography* 34, 1162–1173.

Souza Filho, E. E. & J. C. Stevaux, 2004. Geology and geomorphology of the Baía-Curutuba-Ivinheima river complex. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná river and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 1-29.

Souza Filho, E. E., 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69:707-716.

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

Statsoft, Inc. 2005. Statistica: data analysis software system. Version 7.1. Tulsa, OK, USA.

Sun, J. & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25:1331-1346.

Talling, J., Prowse, G., 2010. Selective recruitment and resurgence of tropical river phytoplankton: evidence from the Nile system of lakes, rivers, reservoirs and ponds. *Hydrobiologia* 637: 187–195.

Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.

Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto & R. R. A. Rocha, 2004. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 75-102.

Tilman, D. Functional diversity, 2001. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego:109-120.

Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie, E. Siemann, 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* 277: 1300-1302.

Tilman, D., 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80: 1455–1474.

Train, S. & L. C. Rodrigues, 2004. Phytoplankton Assemblage. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná river and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers:103-124.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methode. *Mitt. d. internat. vereinig. f. limnol* 9:1-39.

Vannote R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing, 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.

Walker, B., A. Kinzig & J. Langridge, 1999. Plant attribute diversity, resilience and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2: 95-113.

Wantzen, K. M., W. J. Junk & K. O. Rothhaupt, 2008. An extension of the floodpulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613:151–170.

Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11:105-119.

Ward, J. V., K. Tockner & F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *River research and application* 15:125-139.

Weithoff, G., 2003. The concepts of plant functional types and functional diversity in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology* 48:1669–1675.

White, M. S., M. A. Xenopoulos, K. Hogsden, R. A. Metcalfe & P. J. Dillon, 2008. Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. *Hydrobiologia* 613:21–31.

Winemiller, K. O., P. B. McIntyre, L. Castello, E. Fluet-Chouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, I. G. Baird, W. Darwall, N. K. Lujan, I. Harrison, M. L. J. Stiassny, R. A. M. Silvano, D. B. Fitzgerald, F. M. Pelicice, A. A. Agostinho, L. C. Gomes, J. S. Albert, E. Baran, M. Petrere Jr., C. Zarfl, M. Mulligan, J. P. Sullivan, C. C. Arantes, L. M. Sousa, A. A. Koning, D. J. Hoeninghaus, M. Sabaj, J. G. Lundberg, J. Armbruster, M. L. Thieme, P. Petry, J. Zuanon, G. Torrente Vilara, J. Snoeks, C. Ou, W. Rainboth, C. S. Pavanelli, A. Akama, A. van Soesbergen, L. Sáenz, 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. Basin-scale planning is needed to minimize impacts in mega-diverse rivers. *Science* 351: 128-129.

Zhang, H. , W. Qi , R. John , W. Wang , F. Song & S. Zhou, 2015. Using functional trait diversity to evaluate the contribution of multiple ecological processes to community assembly during succession. *Ecography* 38: 001-011.

APÊNDICE A – Relação de táxons fitoplanctônicos e os traços funcionais das espécies, da planície de inundação do alto rio Paraná.

Tabela 1: Traços funcionais (MDL - máxima dimensão linear, S/V - razão superfície volume, MUC - mucilagem, AER - aerótopo, ESP - espinho, PRO - processos, SET- setas, LOR - lórica, TM - FV - forma de vida, unicelular flagelada - UF e não flagelada - UNF, colonial flagelada – CF e não flagelada – CNF e filamentosa – FIL).

Táxons	MDL	SV	MG	AT	EP	PC	ST	LR	FV
BACILLARIOPHYCEAE									
<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Simonsen	55	0,16969697	0	0	0	0	1	1	UNF
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	19,5	2,1	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow	11,1	1,30804903	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Achnanthes</i> sp.	26,7	1,26706323	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Amphora</i> sp.	25,9	1,31200269	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	165,8	0,49	0	0	1	0	0	1	CNF
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen	10,2	1,5	0	0	1	0	0	1	CNF
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.F.Müller) Simonsen	75,2	0,67	0	0	1	0	0	1	CNF
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	139,4	1,07	0	0	1	0	0	1	CNF
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen	29,25	0,66	0	0	1	0	0	1	CNF
<i>Aulacoseira muzzanensis</i> (Meister) Krammer	20,4	0,2	0	0	1	0	0	1	CNF
<i>Aulacoseira</i> sp.	12,5	0,69	0	0	1	0	0	1	CNF
<i>Cocconeis</i> sp.	18,1	1,30467199	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grunow	15,4	0,8	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Cyclotella</i> sp.	13,08	0,93	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Cyclotella</i> sp1	7,6	0,144	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Cymbella</i> sp.	38,25	0,70443685	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve e Grunow) Holk e Klee	10	0,91	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	53,35	1,1	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Eunotia didyma</i> Grunow	66	0,17298425	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Eunotia praeurupta</i> Ehrenberg	49,2	0,4	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Eunotia tukanorum</i> Wetzel & D.Bicudo	24,6	0,12332768	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Eunotia</i> sp.	25,4	0,37	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Fragilaria tenera</i> (W.Smith) Lange-Bertalot	50	1,64	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Fragilaria</i> sp.	17,5	0,8	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Fragilaria</i> sp1	6,5	1,64102564	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Fragilaria</i> sp 2	27,5	1,13	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Frustulia</i> sp.	53,55	1,19421102	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	60,2	0,35422809	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Gomphonema brasiliense</i> Grunow	45	0,6593019	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	56,1	0,4457083	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	20	0,65030896	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	25,7	0,52403523	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Gomphonema</i> sp.	27,5	0,52509273	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Gyrosigma</i> sp.	76,5	1,94281046	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Melosira</i> sp.	20	0,36666667	0	0	1	0	0	1	UNF
<i>Melosira varians</i> Agardh	52,4	0,27	0	0	1	0	0	1	UNF
<i>Navicula</i> sp.	29,6	1,41239515	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	128,1	0,5	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	62,3	1	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Nitzschia</i> sp.	174	1,12503303	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Pinnularia</i> sp1	61,2	1,22875817	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Surirella</i> sp.	100	1,11478673	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Surirella</i> cf. <i>linearis</i> W. Smith	100	1,15333333	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Synedra goulardii</i> Brébisson ex Cleve & Grunow	51,1	1,80836971	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P.Compère	130,1	1,31840309	0	0	0	0	0	1	UNF
<i>Urosolenia eriensis</i> (H.L.Smith) Round & R.M.Crawford	55,1	0,49	0	0	0	0	1	1	UNF
<i>Urosolenia longiseta</i> (O.Zacharias) Edlund & Stoermer	35,3	1,23	0	0	0	0	1	1	UNF
<i>Urosolenia</i> sp.	32,5	0,67692308	0	0	0	0	1	1	UNF
Pennales não identificada	24,6	1,35230352	0	0	0	0	0	1	UNF
CYANOBACTERIA									
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann	164	1,5	0	1	0	0	0	0	FIL
<i>Aphanizomenon tropicalis</i> M.Horecká & J.Komárek	235,9	1,54	0	1	0	0	0	0	FIL
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West	47,4	0,003	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) Cronberg e Komárek	50	0,003	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Aphanocapsa koordersii</i> K.M.Strøm	70	0,004	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Aphanocapsa</i> sp.	20	0,002	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemmermann	100	0,04997454	1	1	0	0	0	0	CNF

<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann	6	0,01	1	1	0	0	0	0	UNF
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	25	0,067	1	1	0	0	0	0	CNF
<i>Chroococcus planctonicus</i> Bethge	4,08	0,017	1	1	0	0	0	0	UNF
<i>Coelomoron pusillum</i> (Van Goor) Komárek	22,5	0,13326543	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Cyanonephron</i> sp.	15	0,60109498	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (F. Wawrik) Hindák ex Hindák	5	0,44444444	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Cyanodictyon imperfectum</i> Cronberg & Weibull	10,5	0,94460641	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju	184	1,5	0	1	0	0	0	0	FIL
<i>Dolichospermum circinalis</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) Wacklin	110	1,03	1	1	0	0	0	0	FIL
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnthaler) Wacklin	464,2	0,5	1	1	0	0	0	0	FIL
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Klebahn) Wacklin, L. Hoffmann & Komárek	544	0,69	1	1	0	0	0	0	FIL
<i>Dolichospermum</i> sp.	159,6	0,6	1	1	0	0	0	0	FIL
<i>Geitlerinema</i> sp.	57,2	0,12587413	0	0	0	0	0	0	FIL
<i>Gloeocapsa cf. fusco lutea</i> Nägeli ex Kützing	2,66	0,11105452	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Lemmermaniella</i> sp.	40	0,11993888	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	32	0,083	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	40	0,00033	1	1	0	0	0	0	CNF
<i>Microcystis novacekii</i> (Komárek) Compère	512,5	0,00133265	1	1	0	0	0	0	CNF
<i>Phormidium</i> sp.	84,15	2,36	0	0	0	0	0	0	FIL
<i>Planktolyngbya contorta</i> (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek	24	4	1	0	0	0	0	0	FIL
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárek-Legn. e Cronberg	102	4,33	1	0	0	0	0	0	FIL
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnost. & Komárek	99,6	1,1	0	1	0	0	0	0	FIL
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	42	4,3	1	0	0	0	0	0	FIL
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	14,76	2,9	1	0	0	0	0	0	FIL
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	116	1,72	0	0	0	0	0	0	FIL
<i>Radiocystis fernandoi</i> Komárek & Komárková-Legnerová	105,8	0,00024	1	1	0	0	0	0	CNF
<i>Rhabdogloea ellipsoidea</i> Schröder	150	0,02276474	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Romeria gracilis</i> (Koczwara) Koczwara	12	2,5	0	0	0	0	0	0	FIL
<i>Snowella atomus</i> Komárek & Hindák	7,5	0,27272727	1	0	0	0	0	0	CNF
CHLOROPHYCEAE									
<i>Acanthosphaera tenuispina</i> Korshikov	14,2	0,6	0	0	0	0	1	0	UNF
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	46	0,25677466	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Ankistrodesmus bernardii</i> Komárek	50	2,8	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	44,4	2,6	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Ankistrodesmus fusiformes</i> Corda	43,8	2,3	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov	37	2,5	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Ankyra judayi</i> (G.M. Smith) Fott	35	2,5	0	0	0	1	0	0	CNF
<i>Botryococcus terribilis</i> Kom et Marvan	44	0,13732123	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Chlamydomonas</i> sp.	17,1	0,23	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck	10	0,59969442	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Chlorogonium</i> sp.	15	2,44085592	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Closteriopsis scolia</i> A. Comas	60,1	1,54169733	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle	14	0,003	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	18,5	0,006	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korshikov	10	0,01	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A. Dangeard) Senn	89,6	0,007	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	7,2	1,6	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek	20,8	2,5	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>armatus</i> (Chodat) E. Hegewald	11	0,02997	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielmetti) E. Hegewald	26	0,02539514	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohlin) E. Hegewald	6	0,7	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegewald) E. Hegewald	10	0,02997492	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus denticulatus</i> var. <i>denticulatus</i> (Lagerheim) Am., Friedl e Hegewald	10	0,06309	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>acutispinus</i> (Roll) Hegewald	12	0,06220647	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (Richter) Hegewald	12,8	0,02201	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus protuberans</i> (Fritsch et Rich) Hegewald	16	0,03763648	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus subspicatus</i> (Chodat) E. Hegewald & A. Schmidt	12	0,03600143	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Desmodesmus</i> sp.	10	0,01978457	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachmann	61,2	0,40650681	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	25	0,02778	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Elakatothrix</i> sp.	47,6	0,53590344	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	60	0,02968784	1	0	0	0	0	0	CF
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek	50	0,136	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Francia javanica</i> (C. Bernard) Hortobágyi	7	2,79094179	0	0	0	0	1	0	UNF
<i>Eutetramorus</i> sp.	22,5	3,2	1	0	0	0	0	0	CNF

<i>Fusola</i> sp.	13	1,22010621	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	14,2	0,9	0	0	0	0	1	0	CNF
<i>Gonium</i> sp.	30	1,19938885	1	0	0	0	0	0	CF
<i>Kirchneriella diana</i> (Bohlin) Comas Gonzalez	20	1,6	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M.Smith) Korshikov	86,8	1,8	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Kirchneriella rosolata</i> Hindák	7,5	0,17847664	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	92,4	2	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) West & G.S.West	60	1,1	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat	36	1,2	0	0	0	0	1	0	UNF
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	59,25	1,17647059	0	0	0	0	1	0	CNF
<i>Micractinium</i> sp.	5	1,2	0	0	0	0	1	0	CNF
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	22,6	3,2	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	13	3,7	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Monoraphidium convolutum</i> (Corda) Komárková-Legnerová	12,8	2,44534794	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	36,1	2,6	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M.Smith) Komárková-Legnerová	15,5	2,4	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	43,7	2,9	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	9,45	1,2	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz) Komárková-Legnerová	48,8	2,1	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Monoraphidium tortile</i> (West & G.S.West) Komárková-Legnerová	15,5	3,2	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Monoraphidium</i> sp.	7,5	1,44222051	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	25,6	0,51320134	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> Meyen	80	2,1	0	0	0	1	0	0	CNF
<i>Raphidocelis contorta</i> (Schmidle) Marvan, Komárek & Comas	8,5	2,9	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E. Hegewald	20,5	1,19512195	0	0	0	1	0	0	CNF
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	14	0,03041822	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas	14	0,03502795	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Scenedesmus ecornis</i> var. <i>ecornis</i> (Ehrenberg ex Ralfs) Chodat	20	0,04642	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek	20,4	0,0294	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Scenedesmus</i> sp.	29,6	0,0262383	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Schroederia antillarum</i> Komárek	20	5,38	0	0	0	1	0	0	UNF
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	85	2,77	0	0	0	1	0	0	UNF
<i>Spermatozopsis exsultans</i> Korshikov	10,5	1,28759138	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Sphaerellopsis</i> sp.	3,5	0,29	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Tetranephris brasiliense</i> C.R.Leite & C.E.M.Bicudo	6,8	1,11098465	1	0	0	0	0	0	CNF
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat	28,2	1,1	0	0	1	0	0	0	CNF
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hindák	15,6	1,2	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	14,8	1,1	0	0	0	0	0	0	CNF
<i>Treubaria triappendiculata</i> C.Bernard	37,9	1,9	0	0	1	0	0	0	UNF
<i>Westella botryoides</i> (West) De Wildeman	50	0,8	1	0	0	0	0	0	CNF
CHRYSOPHYCEAE									
<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	36,35	0,76	0	0	0	0	0	1	CF
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg	15,3	0,85910449	0	0	0	0	0	1	CF
<i>Dinobryon</i> sp.	30	0,40695407	0	0	0	0	0	1	CF
<i>Mallomonas</i> cf. <i>akrokomos</i> Ruttner	11,3	0,7	0	0	0	0	1	0	UF
<i>Mallomonas</i> sp.	31,2	0,16	0	0	0	0	1	0	UF
<i>Synura</i> sp.	15	0,27685689	0	0	0	0	1	0	CF
EUGLENOPHYCEAE									
<i>Euglena acus</i> var. <i>acus</i> (Brons.) Ehrenberg	156,2	1,76	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Euglena elastica</i> Prescott	80	1,25113348	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Euglena fusca</i> (Klebs) Lemmermann	90	1,06595624	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Euglena oxyuris</i> var. <i>oxyuris</i> Schmarda	272,5	0,35880907	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarda	112,2	1,11261954	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Euglena</i> sp.	45,1	1,76	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Euglena</i> sp1	53,7	1,14640952	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	20,4	0,4	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Lepocinclis salina</i> F.E.Fritsch	32,2	0,2	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	12,5	0,83	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes	28,8	1,2	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Phacus anomalus</i> F.E.Fritsch & M.F.Rich	25	0,34666667	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Phacus horridus</i> Pochmann	52	0,19532428	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Phacus longicauda</i> var. <i>longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	98,8	2,1	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin	49,3	0,8	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Phacus suecicus</i> Lemmermann	38,25	0,22657952	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortzov	82,6	2,1	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Phacus</i> sp.	11	0,52	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Strombomonas ensifera</i> var. <i>ensifera</i> (Daday) Deflandre	104,1	0,12136863	0	0	0	0	0	1	UF

<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemmermann) Deflandre	63,75	0,6	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Strombomonas gibberosa</i> (Playfair) Deflandre	29,6	0,27001316	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Strombomonas ovalis</i> (Playfair) Deflandre	17,85	1,69	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Strombomonas scabra</i> (Playfair) Tell & V.Conforti	21,6	0,34614134	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Strombomonas treubii</i> (Woloszynska) Deflandre	30	0,30739659	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas allorgei</i> Deflandre	51,6	0,03425353	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>armata</i> (Ehrenberg) Stein	26,8	0,2	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) Stein var. <i>steinii</i> Lemmermann	40	0,2	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas bacillifera</i> Playfair	15	0,3917737	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas bernardii</i> Woloszynska	7,5	1,42148942	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas cylindrica</i> Playfair	22,6	0,11	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas dastuguei</i> Balech	57,5	0,22150955	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>hispida</i> (Perty) Stein	28,05	0,2	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>duplex</i> Deflandre	28	0,24995557	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein emend Deflandre var. <i>coronata</i> Lemmermann	35	0,3	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas lacustris</i> var. <i>lacustris</i> Drezepolski	28,8	0,4	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein	17,5	0,40540541	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas sculpta</i> Balech	21	0,3	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas similis</i> Stokes var. <i>similis</i> Stokes	23,8	0,3	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas similis</i> Stokes var. <i>spinosa</i> Huber-Pestalozzi	33	1,54	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	17	0,5	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	16	0,4	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas woycickii</i> Koczwara	14,5	0,4137931	0	0	1	0	0	1	UF
<i>Trachelomonas</i> sp.	64,2	0,47	0	0	0	0	0	1	UF
CRYPTOPHYCEAE									
<i>Chroomonas</i> sp.	8,2	2,32287566	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenberg	34,2	2,7	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	20,2	0,5	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	18,4	2,9	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Cryptomonas</i> sp.	15,5	2,35584947	0	0	0	0	0	0	UF
ZYGNEMAPHYCEAE									
<i>Closterium diana</i> Ehrenberg ex Ralfs	119,5	0,3	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Closterium incurvum</i> Brébisson	65	1,554	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Closterium lineatum</i> Ehrenberg. ex Ralfs	416,2	0,908	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg. ex Ralfs	190,5	2,29588783	0	0	0	1	0	0	UNF
<i>Closterium</i> sp.	73,65	1,05263158	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Closterium</i> sp1	84,2	0,39215686	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Cosmarium regnesi</i> Reinsch	8,1	0,75327389	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Cosmarium</i> sp.	12,8	0,68569037	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Euastrum gayanum</i> De Toni	13	0,11772835	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Staurastrum excavatum</i> West & G.S.West	37,5	1,3379928	0	0	1	1	0	0	UNF
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	34,1	1,32381635	0	0	1	1	0	0	UNF
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>leptocladum</i> Nordstedt	110,1	1,11029947	0	0	1	1	0	0	UNF
<i>Staurastrum margaritaceum</i> (Ehrenberg) ex Ralfs	27,1	0,4	0	0	1	1	0	0	UNF
<i>Staurastrum pseudosebaldi</i> Wille	51,1	1,27111526	0	0	1	1	0	0	UNF
<i>Staurastrum volans</i> West & G.S.West	27,7	0,5	0	0	1	1	0	0	UNF
<i>Staurastrum tectum</i> O.F.Borge	50	1,29726684	0	0	1	1	0	0	UNF
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	19,7	1,1	0	0	1	1	0	0	UNF
<i>Xanthidium</i> sp.	20	0,13523691	0	0	1	0	0	0	UNF
DINOPHYCEAE									
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans	150	1,91483317	0	0	0	1	0	1	UF
<i>Peridinium</i> sp.	23,4	0,16	0	0	0	0	0	1	UF
<i>Peridinium</i> sp4	32,5	0,20736165	0	0	0	0	0	1	UF
XANTHOPHYCEAE									
<i>Centritactus belenophorus</i> Lemmermann	45,3	0,6	0	0	1	0	0	0	UNF
<i>Goniochloris contorta</i> (Bourrelly) Ettl	30	0,89760677	0	0	0	1	0	0	UNF
<i>Goniochloris mutica</i> (A. Braun) Fott	10	1,7	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Isthmochloron gracile</i> (Reins.) Skuja	38,75	0,5	0	0	1	1	0	0	UNF
<i>Tetraedriella jovetti</i> (Bourrelly) Bourrelly	8,3	1	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Tetraedriella regularis</i> (Kützing) Fott Corry Meadows	44,3	0,72064341	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Tetraedriella</i> sp.	10	1,35948699	0	0	0	0	0	0	UNF
<i>Tetraplektron acutum</i> (Pascher) Fott	35	0,99403798	0	0	0	1	0	0	UNF
<i>Tetraplektron</i> sp.	43,7	0,8083352	0	0	0	1	0	0	UNF
<i>Tetraplektron torsum</i> (W.B.Turner) Dedusenko-Shchegoleva	60	0,5660358	0	0	1	0	0	0	UNF
<i>Tetraplektron tribulus</i> (Pascher) Fott	22	0,7	0	0	0	1	0	0	UNF
<i>Xanthonema</i> sp.	35	0,4	0	0	0	0	0	0	FIL
RAPHIDOPHYCEAE									
<i>Gonyostomum semen</i> (Ehrenberg) Diesing	38,25	1,15842035	0	0	0	0	0	0	UF
<i>Gonyostomum</i> sp.	25	1,41290733	0	0	0	0	0	0	UF
Raphidophyceae não identificada	25	1,52037027	0	0	0	0	0	0	UF