

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

PATRÍCIA IATSKIU

**Temperatura e nutrientes influenciam a estrutura de tamanho do
fitoplâncton: variabilidade sazonal em lagos de inundação**

Maringá
2017

PATRÍCIA IATSKIU

Temperatura e nutrientes influenciam a estrutura de tamanho do fitoplâncton: variabilidade sazonal em lagos de inundação

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues

Maringá, PR
2017

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

- I11t Iatskiu, Patrícia, 1991-
Temperatura e nutrientes influenciam a estrutura de tamanho do fitoplâncton :
variabilidade sazonal em lagos de inundação / Patrícia Iatskiu. -- Maringá, 2017.
45 f. : il.
- Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2017.
Orientadora: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues.
1. Fitoplâncton de água doce – Lagos de inundação. 2. Fitoplâncton de água doce –
Comunidades, Ecologia de – Variabilidade sazonal. I. Universidade Estadual de
Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de
Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -579.81763
NBR/CIP - 12899 AACR/2

PATRÍCIA IATSKIU

Temperatura e nutrientes influenciam a estrutura de tamanho do fitoplâncton: variabilidade sazonal em lagos de inundação

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

COMISSÃO JULGADORA

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

Dr.^a Juliana Déo Dias
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a Jascieli Carla Bortolini
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Aprovada em: 30 de março de 2017.

Local de defesa: Nupélia, Anfiteatro Bloco H-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por dar sentido a minha vida e colocar pessoas tão especiais em meu caminho;

A minha família agradeço imensamente pelo “VAI”;

Agradecimentos especiais a Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues, pela oportunidade e pela brilhante atuação como minha orientadora;

Agradecimentos também especiais a Dr.^a Susicley Jati, que me ensinou com muito carinho e dedicação sobre as algas;

Aos meus amigos do laboratório de fitoplâncton, Aline, Geovani, Alfonso, Eliesé, Matheus, Luciane, Bárbara e Yasmim, pela acolhida, apoio, inúmeras ajudas e companheirismo;

Aos laboratórios do Nupélia de Protozooplâncton, Zooplâncton, e Limnologia, pela ajuda e dados fornecidos.

Aos membros da banca examinadora, Dr.^a Juliana Déo Dias (UEM) e Dr.^a Jascieli Carla Bortolini (Unioeste), Dr.^a Priscila Carvalho (UFG) e Dr.^a Liliana Rodrigues (UEM) por aceitarem o convite e contribuírem com o trabalho.

Ao professor Dr. Luiz Felipe Machado Velho (UEM), pela ajuda com os dados e por todos os ensinamentos e carisma;

Ao Professor Dr. Michael J. Lemke (University of Illinois Springfield) por disponibilizar as amostras do lago Thompson;

A Dr.^a Bianca Trevizan Segóvia da Silva, pela preciosa ajuda com as análises estatísticas e pela simpatia e carisma de sempre.

Ao Taliton Irineu Viana, pelo amor com que me acolheu em sua vida;

Ao Ramiro de Campos, pelo companheirismo, amizade e paz que me transmite;

Ao Felipe Rafael de Oliveira pela ajuda com a formatação e pela amizade;

A Cláudia Golec Fialek, minha irmã de coração, que sempre me emprestou seu bom senso e sua extraordinária força de vontade;

A Andréa Cius, pela amizade, companheirismo, boas conversas e convívio diário;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais;

Ao Nupélia, pela infraestrutura e recursos oferecidos para a realização dessa dissertação;

À CAPES pela concessão da bolsa.

Lê
Pergunta e explora
Rabisca, risca
Apaga e indaga
Descreve, escreve
E
Finalmente
Amadurece e agradece.

Patrícia Iatskiu, 2017

Temperatura e nutrientes influenciam a estrutura de tamanho do fitoplâncton: variabilidade sazonal em lagos de inundação

RESUMO

O tamanho fitoplanctônico tem grande influência no funcionamento dos ecossistemas aquáticos e é fortemente controlado por fatores ambientais. Tem sido sugerido que o aumento global da temperatura pode acarretar em menores tamanhos dos organismos. Estudos ecológicos que incluam dados abrangendo ambientes de diferentes latitudes permitem incluir a variação de temperatura, e constituem uma excelente oportunidade para investigar a relação entre temperatura e tamanho. Para esse trabalho usamos dados coletados de um lago subtropical e um temperado, para determinar os fatores que controlam a variação do tamanho fitoplanctônico. Estabelecemos a hipótese de que a temperatura é a principal controladora dessa variação, e esperamos que os menores tamanhos dos organismos fitoplanctônicos estejam associados a maiores temperaturas. Foram realizadas amostragens trimestrais de dois lagos, um situado em região temperada, na planície de inundação do rio Illinois - EUA e outro em região subtropical, na planície de inundação do alto rio Paraná - BR, entre 2008 e 2012. A estrutura de tamanho foi avaliada por meio da relação biovolume e abundância dos organismos. Diferenças na estrutura de tamanho em distintas temperaturas foram testadas utilizando Kruskal-Wallis. O critério de informação de Akaike foi utilizado para investigar os fatores ambientais preditores da estrutura de tamanho. Maiores tamanhos médios foram encontrados em maiores temperaturas. A alta variabilidade dos fatores ambientais refletiu em uma alta variabilidade na estrutura de tamanho, o que provavelmente influenciou a ausência de diferenças significativas. A temperatura e os nutrientes foram as principais variáveis para a estrutura de tamanho do fitoplâncton, no entanto, os processos que controlam essa estrutura variaram entre o lago temperado e o subtropical.

Palavras-chave: Tamanho médio fitoplanctônico. Regra de Bergmann. Nitrogênio. Fósforo.

Temperature and nutrients influence on the size structure of phytoplankton: seasonal variability in floodplain lakes

ABSTRACT

Phytoplankton size has great influence on the functioning of aquatic ecosystems and is strongly controlled by environmental factors. It has been suggested that the global increase in temperature can be influence smaller body size. Ecological studies in environments of different latitudes allow the inclusion of temperature variation and provide an excellent opportunity to investigate the relationship between temperature and size. In this study, we used data of the subtropical and temperate lake to determine the drivers of the variation of phytoplankton size. We hypothesize that temperature is the main driver of this variation, and we expect that the smaller sizes are associated with higher temperatures. Quarterly samplings of two lakes, one located in a temperate region, in the floodplain of the Illinois River (40°20'46.14 "N and 90°01'29.56" W) and another in a subtropical region in the floodplain of the upper Paraná River - BR (22°43'S and 53°17'W), between 2008 and 2012. The size structure was evaluated through the biovolume and abundance ratio. Differences in size structure at different temperatures were tested using Kruskal-Wallis. The Akaike information criterion was used to investigate the predictive environmental drivers of the size structure. Larger average sizes were found at higher temperatures. The high variability of the environmental factors reflected a high variability in the size structure, which probably influenced the absence of significant differences. The temperature and nutrients was the main predictor variables for the phytoplankton size structure, however, the processes that control this structure varied between the temperate and the subtropical lake.

Keywords: Phytoplankton size. Bergmann's Rule. Nitrogen. Phosphorus.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia*. Disponível em: http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750?detailsPage=pltc_i_91108.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1 ÁREA DE ESTUDO	12
2.2 METODOLOGIA DE CAMPO E LABORATÓRIO	13
2.3 ANÁLISE DOS DADOS	15
3 RESULTADOS	16
3.1 CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL	16
3.2 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA	19
3.3 ESTRUTURA DE TAMANHO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA	22
3.4 PREDITORES DA ESTRUTURA DE TAMANHO	25
4 DISCUSSÃO	25
REFERÊNCIAS	29
APÊNDICE A - Táxons fitoplanctônicos inventariados no lago subtropical (Lagoa dos Patos: P) e no lago Temperado (Thompson: T) durante o período de 2008 a 2012	35
APÊNDICE B - Modelos selecionados para a estrutura de tamanho fitoplanctônico considerando ambos os lagos e cada lago..	39

1 INTRODUÇÃO

O tamanho dos organismos fitoplanctônicos está relacionado às características fisiológicas, comportamentais e de história de vida (Litchman et al., 2010; Edwards et al., 2013). A grande variabilidade de tamanhos e formas encontrados em uma comunidade fitoplanctônica reflete o efeito das condições físicas, químicas e das interações tróficas, que atuam como filtros ambientais e favorecem as espécies que compartilham as melhores características adaptativas para tais circunstâncias (Margalef, 1978; Reynolds, 1988).

Um menor tamanho do organismo fitoplanctônico implica em metabolismo mais ativo, maior eficiência na captação de nutrientes, maior taxa reprodutiva e menor perda por sedimentação (Reynolds, 1984; Litchman & Klausmeier, 2008; Sommer et al., 2016). No que diz respeito às interações tróficas, os organismos de menor tamanho estão sujeitos a ter mais potenciais competidores e predadores quando comparados à organismos maiores (Sabetta et al., 2005; Sigee, 2005; Woodward et al., 2005). Por outro lado, organismos de maior tamanho possuem atividade metabólica baixa, alta capacidade de estocar nutrientes, maior resistência à predação e tende a ser mais tolerante ao *estresse* ambiental (Litchman, 2010; Finkel et al., 2010).

Devido à importância do fitoplâncton nos ecossistemas aquáticos, por ser a base da teia trófica, à sua rápida resposta as mudanças ambientais e aos recentes debates, propondo que a redução do tamanho desses organismos é a terceira resposta universal ao aquecimento global (Gardner et al., 2011; Yvon-Durocher et al., 2011), as investigações sobre os fatores que afetam a estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica têm aumentado. Esses debates também são embasados em regras biogeográficas clássicas, como a regra de Bergmann e a regra de James que associam maiores temperaturas a declínios no tamanho (Bergmann, 1847; James, 1970; Daufresne et al., 2009).

As explicações para a tendência de menores tamanhos em maiores temperaturas estão relacionadas, principalmente ao aumento da taxa metabólica (Rose & Caron, 2007; Mousing et al., 2014). Em altas temperaturas, com recursos disponíveis, o crescimento seria limitado e os organismos se tornariam menores, para compensar o aumento da demanda metabólica (Brown et al., 2004). Também, com taxas metabólicas maiores, e em condições limitantes, a competição seria intensificada, e as algas menores, mais eficientes na captação de recursos, seriam favorecidas (Winder et al., 2009; Finkel et al., 2010).

Estudos que analisaram o efeito direto da temperatura sobre a diminuição de tamanho dos organismos fitoplanctônicos (Gardner et al., 2011; Adams et al., 2013), evidenciaram que,

modificações no regime de mistura da coluna de água, oscilações de luz e nutrientes e as relações bióticas (i.e., predação e competição) também podem desencadear mudanças na estrutura de tamanho da comunidade (Sommer & Lengfellner, 2008; Gardner et al., 2011; Peter & Sommer, 2012; Winder & Sommer, 2012; Fu et al., 2016). A temperatura pode ter influência sobre esses fatores e, portanto, ter também efeito indireto sobre a estrutura de tamanho (Peter & Sommer, 2012; R ger & Sommer, 2012).

As investiga es que envolvem mudanças na temperatura e a distribui o de tamanho dos organismos fitoplanctônicos, abrangem estudos de campo em regiões costeiras, oceânicas e lacustres e também estudos experimentais (Mara on et al., 2001; Morabito et al., 2007; Rasconi et al., 2015; Fu et al., 2016). Grande parte dos estudos de campo foram realizados em ambientes oceânicos e buscaram responder como a temperatura e fatores ambientais influenciados por ela, agem sobre a estrutura de tamanho da comunidade e como isso influencia os ciclos biogeoquímicos, principalmente na fixa o e exporta o do carbono para o fundo do mar (Mousing et al., 2014; Sommer et al., 2016). Em desenhos experimentais, normalmente o fitoplâncton   submetido a gradientes de temperaturas, buscando avaliar seus efeitos diretos na estrutura de tamanho da comunidade (Yvon-Durocher et al., 2011; Peter & Sommer, 2012, 2015). Apesar dos experimentos serem amplamente utilizados nas investiga es temperatura-tamanho, existem algumas críticas quanto a essa abordagem, devido aos mesocosmos não refletirem a total complexidade do ambiente natural e em alguns casos, devido ao uso de culturas clonais, que podem não demonstrar plasticidade fenotípica (Atkinson et al., 2003; Adams et al., 2013).

Lagos de planície de inunda o de ambientes temperados e subtropicais possuem alta diversidade fitoplanctônica (Nabout et al., 2007; Segura et al., 2015), e embora os processos que estruturam as comunidades em cada um desses ambientes possam variar (Ilboudo et al., 2016), o esperado aumento da temperatura pode afetar negativamente os ambientes sem distin o da latitude (Adrian et al., 2009). Entender o efeito que futuras mudanças da temperatura possam ter sobre os ecossistemas   imprescindível para a elabora o de políticas e estratégias de conserva o apropriadas (Sheridan & Bickford, 2011; Dossena et al., 2012).

Estudos ecológicos que incluam dados abrangendo ambientes de diferentes latitudes permitem incluir a varia o de temperatura, e constituem uma excelente oportunidade para investigar a rela o entre a temperatura e o tamanho dos organismos fitoplanctônicos.

Para esse trabalho usamos dados coletados em um lago subtropical e um temperado para determinar os fatores que controlam a varia o do tamanho fitoplanctônico. Hipotetizamos que a temperatura   o principal controlador dessa varia o, e esperamos que os

menores tamanhos dos organismos fitoplanctônicos estejam associados a maiores temperaturas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado em dois lagos de planície de inundação de regiões climáticas distintas (temperada e subtropical). O lago Thompson (40° 20' 46,14" N, 90° 01' 29,56" W), no Estado de Illinois e a lagoa dos Patos (22°43'S e 53°17'W), no Estado do Mato Grosso do Sul (Figura 01).

O lago subtropical, situado na planície de inundação do alto rio Paraná, possui área de aproximadamente 7,46 hectares (Souza filho & Stevaux, 1997), profundidade média de 3,97 m e temperatura média anual de 25 °C. Durante o período de estudo a temperatura variou de 17 a 31 °C. O lago é permanentemente conectado ao rio Ivinhema, um tributário do alto rio Paraná, que ainda preserva condições pristinas e é influenciado pelo regime hidrológico do rio Paraná. O rio Ivinhema, apresenta 245 Km de extensão, com um padrão de drenagem meândrico e é um dos afluentes mais importantes do rio Paraná (BR). Sua bacia hidrográfica ocupa uma área de 46,000 km² (Oliveira et al., 2000; Pott et al., 2014). O rio Paraná é o grande controlador da hidrodinâmica de todo o sistema de inundação da planície, portanto a variação dos níveis da água do rio Paraná influenciam diretamente os níveis da água do rio Ivinhema (Agostinho et al., 2004; Souza Filho, 2009).

O lago temperado, localizado na planície de inundação do rio Illinois, apresenta uma extensão aproximada de 10 hectares, profundidade média de 2,77 m, temperatura média anual de 15 °C. Durante o período de estudo a temperatura variou de 1,7 a 27,1 °C. Por não possuir conexão direta com o rio Illinois, o nível da água do lago Thompson é pouco influenciado pelas flutuações no nível da água do rio Illinois. Esse lago teve suas águas drenadas e foi utilizado para agricultura durante décadas. Em 2007, a área foi adquirida pela *The Nature Conservancy*, que iniciou o processo de restauração lacustre. O rio Illinois, apresenta 439 km de extensão, é um dos principais afluentes do rio Mississippi e o rio mais importante do Estado de Illinois (EUA). A bacia hidrográfica do rio Illinois abrange aproximadamente 75,000 km² (Warner, 1998). As flutuações do nível da água do rio Illinois são fortemente reguladas pelas barragens associadas a sua bacia hidrográfica e o rio possui baixa transparência e pouca vegetação aquática (Sparks et al., 2016).

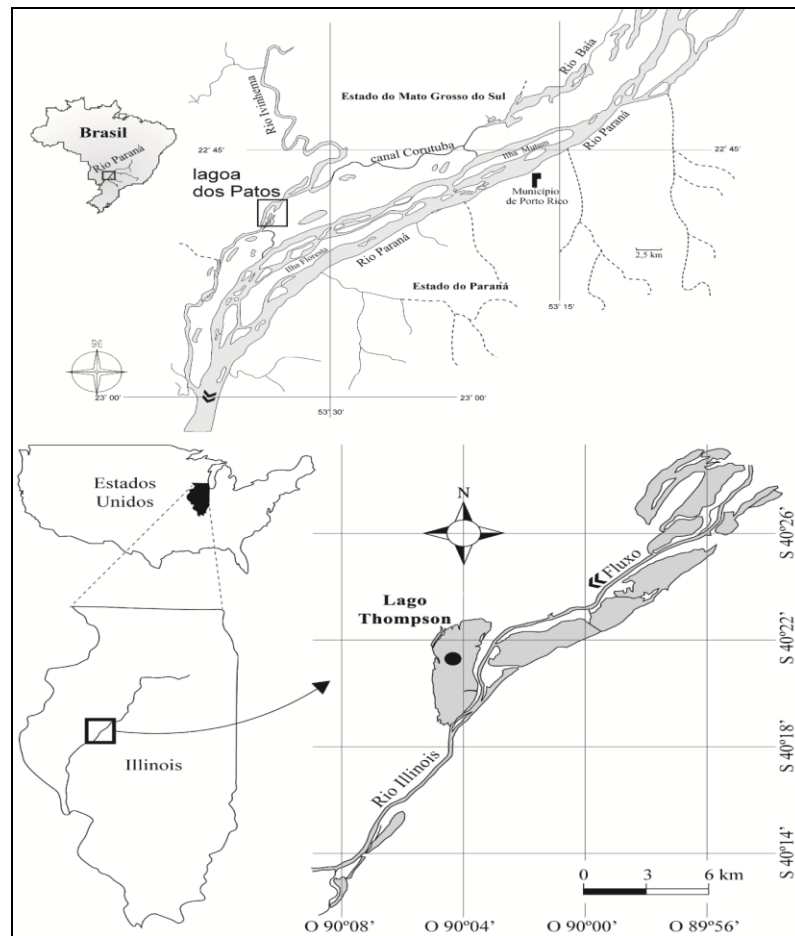


Figura 1. Localização do Lago Thompson e da Lagoa dos Patos.

2.2 METODOLOGIA DE CAMPO E LABORATÓRIO

As amostragens dos organismos fitoplanctônicos, zooplanctônicos e das variáveis ambientais utilizadas neste estudo, foram realizadas à subsuperfície na região limnética, trimestralmente (primavera, verão, outono e inverno), entre os anos de 2008 à 2012 (totalizando $n=20$ para cada lago). As amostras de fitoplâncton foram coletadas diretamente com frascos e fixadas *in situ*, com solução de lugol acético (Bicudo & Menezes, 2006).

A comunidade zooplanctônica (cladóceros, copépodes e rotíferos) foi amostrada com auxílio de moto-bomba e rede de plâncton ($68 \mu\text{m}$), sendo filtrados 600 litros de água por amostra. As amostras foram fixadas com solução de formalina 4%, tamponada com carbonato de cálcio e quantificadas de acordo com metodologia citada em Lansac-Tôha et al. (2009).

A abundância fitoplanctônica foi estimada, seguindo o método de Utermöhl (1958), utilizando o microscópio invertido em aumento de 400x. O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos presentes na amostra, com sedimentação prévia de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara de sedimentação

(Margalef, 1983). A contagem foi realizada aleatoriamente, por campos, com o auxílio de bibliografia especializada para identificação dos táxons, até a obtenção de 100 indivíduos do táxon mais abundante, com erro inferior a 20%, e um intervalo de confiança de 95% (Lund et al., 1958). O cálculo da densidade fitoplanctônica foi realizado de acordo com APHA (2005), e o resultado foi expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro.

O biovolume foi estimado 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 a forma dos organismos fitoplanctônicos (Sun & Liu, 2003). A classificação trófica dos lagos foi feita utilizando os valores de biovolumes, conforme os critérios utilizados por de Reynolds (1984).

A estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica foi avaliada através do tamanho médio dos organismos, obtido por meio da divisão do biovolume pela densidade da amostra (Marañón, 2015; Peter & Sommer, 2015).

Foram mensuradas as variáveis físicas e químicas da água, listadas na Tabela 1, com suas respectivas metodologias. A zona de mistura (Z_{mis}) foi considerada como medida da estabilidade da coluna de água e foi estimada a partir do perfil térmico. A relação zona eufótica:zona de mistura ($Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$) foi utilizada como índice de disponibilidade de luz na zona de mistura (Jensen et al., 1994) e a relação zona de mistura:zona máxima ($Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$) foi utilizada para avaliar o regime de mistura da coluna de água.

Os dados de níveis da água foram fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA) e Itaipú Binacional para o rio Paraná e National Weather- Service Products para o rio Illinois.

Tabela 1: Variáveis limnológicas obtidas para caracterização do lago subtropical e do lago temperado entre o período de 2008 a 2012.

Variáveis Limnológicas	Metodologia
Temperatura da água- Temp (°C)	Oxímetro YSI
Profundidade - Z_{max} (m)	Ecobatímetro
Oxigênio dissolvido - OD (mg L^{-1})	Oxímetro YSI
Turbidez - Turb (NTU)	Turbidímetro
Transparência - Transp (m)	Disco de secchi
Zona eufótica - Z_{eu} (m)	Cole (1994)
Condutividade elétrica CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Potenciômetro digital
Potencial Hidrogeniônico pH	Potenciômetro digital
Fósforo total- PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Mackereth e colaboradores (1978)
Fósforo solúvel reativo - FSR ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Mackereth e colaboradores (1978)
Nitrogênio Total -(NT) ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Bergamin e colaboradores (1978)
Nitrato - N-NO_3 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Giné e colaboradores (1980)

Variáveis Limnológicas	Metodologia
Nitrito – N-NO ₂ (µg L ⁻¹)	Giné e colaboradores (1980)
Amônio –N- NH ₄ (µg L ⁻¹)	Koroleff (1976)
Material em suspensão total - MST (mg L)	Wetzel & Likens (2000)
Nitrogênio inorgânico dissolvido- NID (µg L ⁻¹)	∑ nitrato, nitrito e amônia

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), a fim de sumarizar a variabilidade ambiental e identificar a existência de um padrão espacial e temporal para as variáveis limnológicas (Legendre & Legendre 1998). Os eixos foram selecionados de acordo com o critério de broken-stick (Jackson, 1993). As variáveis utilizadas para esta análise foram profundidade máxima (Z_{max}), temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, fósforo total, zona eufótica, relação zona eufótica:zona máxima ($Z_{eu}:Z_{max}$), fósforo solúvel reativo e nitrogênio inorgânico dissolvido.

Utilizamos Kruskal-Wallis assumindo $p=0,05$, como teste de significância para avaliar possíveis diferenças no tamanho médio dos organismos em distintas temperaturas (Gotelli & Ellison, 2011). Correlações de Spearman foram utilizadas para verificar se existe relação entre o nível dos lagos e o nível dos respectivos rios.

Para investigar a influência da temperatura, bem como outras variáveis abióticas e bióticas que podem influenciar a estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica, foram realizadas regressões lineares. A estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica foi considerada como variável resposta e as variáveis limnológicas, temperatura, NID, FSR, OD, relação $Z_{eu}:Z_{max}$ e densidade de zooplâncton total como variáveis explanatórias. Utilizamos uma abordagem de todo subconjunto, que constrói todos os modelos possíveis de regressão linear, com base em diferentes combinações de variáveis explicativas. Foram gerados 21 conjuntos com 63 modelos cada, os quais foram selecionados utilizando-se o critério de informação de Akaike, corrigido para amostras pequenas (AIC, Burnham & Anderson 2002; Johnson & Omland 2004). Os modelos com $\Delta AIC_C \leq 2$, tem níveis semelhantes de apoio empírico e podem ser considerados para inferência, portanto foram mantidos para análise posterior (Burnham & Anderson, 2002). Os pesos de Akaike (w_i) foram calculados de acordo com Burnham e Anderson (2002), para avaliar qual o melhor modelo.

As análises de significância de Kruskal-Wallis e de correlação de Spearman foram realizadas utilizando o programa *Statistica* versão 7.1 (StatiSoft, 2005). A análise multivariada (PCA) foi feita utilizando o programa *Pc-ord* (McCune & Mefford, 1999) e a

seleção de modelos foi realizada por meio do programa *Spatial Analysis in Macroecology* (SAM: Rangel et al., 2010).

3 RESULTADOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL

A diferença de temperatura média anual entre os lagos foi de aproximadamente 10°C. As maiores temperaturas foram verificadas durante os períodos de outono e verão e as menores, durante os períodos de inverno e primavera. Os lagos apresentaram maior variabilidade sazonal durante os períodos de inverno e primavera e menor para os períodos de verão e outono (Tabela 2).

O nível da água do lago subtropical foi fortemente influenciado pelas flutuações do nível da água do rio Ivinhema. Durante o período de estudo foi registrada correlação significativa entre os valores de nível do lago e do rio Ivinhema (Spearman; $r=0,76$, $p:0,05$) e lago e rio Paraná (Spearman; $r=0,50$, $p:0,05$).

Os lagos apresentaram mistura quase total da coluna de água, entretanto, com baixa disponibilidade de luz na zona de mistura. A disponibilidade de luz na zona de mistura foi maior no lago subtropical, durante os períodos da primavera e durante os períodos de inverno e no lago temperado, foi maior durante os períodos de verão e durante os períodos de outono. Em ambos os lagos, os períodos de outono e inverno registraram, respectivamente a maior e a menor variabilidade em relação a disponibilidade de luz na zona de mistura (Tabela 2).

Os maiores valores de turbidez foram registrados nos períodos de verão para o lago subtropical e nos períodos de primavera para o lago temperado. Para o lago subtropical a maior variabilidade foi verificada nos períodos de outono e a menor nos períodos de inverno. Para o lago temperado a maior variabilidade foi verificada durante os períodos de primavera e verão e a menor durante os períodos de inverno. Os valores médios de material em suspensão total foram maiores no lago temperado, principalmente nos períodos de outono, com maior variabilidade durante os períodos de primavera e menor durante os invernos. Os períodos de verão do lago subtropical apresentaram o maior valor médio e a maior variabilidade, referente ao material em suspensão total e a menor variabilidade foi registrada durante os períodos de inverno (Tabela 2).

Maiores concentrações de oxigênio dissolvido ocorreram nos períodos de primavera no lago subtropical e inverno do lago temperado, com maior variabilidade nos períodos de outono e menor variabilidade nos períodos de inverno para ambos os lagos. A condutividade

elétrica apresentou maiores valores médios para o lago subtropical, com maior variabilidade durante os períodos de primavera e menor variabilidade durante os períodos de outono para ambos os lagos. Os valores de pH foram mais baixos no lago subtropical, com maior variabilidade durante os períodos de primavera e menor durante os períodos de outono e inverno. Para o lago temperado a variabilidade foi maior durante os períodos de inverno e menor durante os períodos de verão (Tabela 2).

Os períodos de verão e primavera, no lago subtropical e outono e inverno, no lago temperado apresentaram os maiores valores médios de nitrogênio total. O menor valor médio foi registrado durante os períodos de outono, no lago subtropical e durante os períodos de verão do lago temperado. Em relação às concentrações de NID, as médias foram maiores para o lago temperado em todas as estações, sendo a maior média registrada nos períodos de inverno. As maiores concentrações de NID para o lago subtropical foram registradas nos períodos de verão. As menores concentrações de NID foram registradas nos períodos de outono dos lagos. A maior variabilidade referente aos valores de NID, foi registrada para os lagos durante os períodos de primavera e a menor foi registrada durante os períodos de outono (Tabela 2).

As concentrações médias de fósforo total e FSR, em geral foram maiores para o lago temperado. Maiores concentrações médias de fósforo total foram registradas nos períodos de verão nos dois lagos e as menores nos períodos de inverno para o lago subtropical e na primavera para o lago temperado. As concentrações de FSR foram extremamente baixas durante os períodos de primavera, outono e inverno do lago subtropical e nos invernos do lago temperado. O lago temperado apresentou maior concentração de FSR durante os períodos de primavera. Maior variabilidade das concentrações de nitrogênio e fósforo foi registrada no lago temperado (Tabela 2).

Os valores médios de abundância dos organismos zooplanctônicos foram altos e maiores para o lago temperado. Maiores valores ocorreram nos períodos de verão, para ambos os lagos e os menores no inverno para o lago subtropical e durante os outonos para o lago temperado. Para o lago subtropical, a maior variabilidade foi verificada nos períodos de verão e a menor para os períodos de inverno e para o lago temperado, a maior variabilidade foi verificada nos períodos de inverno e a menor nos períodos de outono. Rotífera foi o grupo mais abundante no lago temperado durante todos os períodos. Nos invernos e nos outonos, os copépodes foram o segundo maior grupo em abundância enquanto nas primaveras e nos verões os cladóceros apresentaram a segunda maior abundância para o lago temperado (Tabela 2).

Para o lago subtropical, os rotíferos tiveram maior abundância nos períodos de outono e verão, enquanto copépodes e cladóceros dominaram nos períodos de inverno e primavera. Os copépodes foram o segundo maior grupo em densidade nos períodos de outono e verão, enquanto os rotíferos foram o segundo maior grupo durante os períodos de inverno e primavera do lago subtropical (Tabela 2).

Tabela 2: Valores médios e coeficiente de variação (entre parênteses) da profundidade máxima (Z_{\max} - m), zona eufótica (Z_{eu} - m), zona de mistura (Z_{mis} - m), razão zona mistura:profundidade máxima ($Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$), razão zona eufótica:zona de mistura ($Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$), temperatura da água (Temp - °C), oxigênio dissolvido (OD - mg L⁻¹), pH, condutividade elétrica (CE - $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (Turb - NTU), nitrogênio total (NT - $\mu\text{g L}^{-1}$), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID - $\mu\text{g.L}^{-1}$), fósforo total (PT - $\mu\text{g L}^{-1}$), fósforo solúvel reativo (FSR - $\mu\text{g L}^{-1}$), material em suspensão total (MST- mg/L), abundância total de zooplâncton (ZooT - ind L⁻¹) e dos grupos cladóceros, copépodes e rotíferos (ind L⁻¹), no período de 2008 a 2012, no lago subtropical e no lago temperado.

	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	Subtropical	Temperado	Subtropical	Temperado	Subtropical	Temperado	Subtropical	Temperado
Z_{\max}	3,62 (15,92)	2,71 (18,97)	4,00 (18,87)	2,82 (17,36)	4,69 (39,76)	2,67 (14,49)	3,65 (18,33)	2,71 (18,97)
Z_{eu}	1,77 (66,86)	1,23 (29,27)	1,30 (43,21)	1,49 (39,29)	1,85 (42,65)	1,29 (70,53)	2,28 (24,65)	1,29 (23,91)
Z_{mis}	2,78 (50,77)	2,89 (18,38)	3,24 (21,56)	2,16 (25,53)	4,36 (52,77)	2,35 (29,02)	3,65 (18,33)	2,71 (18,97)
$Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$	0,75 (39,52)	1,00 (0,00)	0,84 (28,53)	0,78 (26,24)	0,90 (26,17)	0,87 (20,54)	1,00 (0,00)	1,00 (0,00)
$Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$	0,70 (45,29)	0,43 (28,44)	0,41 (43,51)	0,69 (35,00)	0,53 (77,30)	0,52 (42,22)	0,65 (35,07)	0,47 (6,14)
Temp	21,84 (13,36)	10,88 (12,76)	28,36 (8,14)	25,76 (5,89)	28,74 (2,49)	21,98 (9,56)	22,06 (21,58)	4,30 (60,02)
OD	6,66 (54,25)	10,79 (17,59)	2,94 (81,82)	9,61 (25,87)	3,29 (89,89)	9,50 (38,02)	5,59 (38,97)	12,17 (12,56)
pH	7,06 (10,62)	8,13 (2,55)	6,35 (6,79)	8,74 (1,51)	6,39 (5,38)	8,50 (4,84)	6,45 (5,54)	8,38 (5,01)
CE	38,14 (34,38)	24,08 (57,92)	43,18 (20,76)	35,09 (14,22)	45,46 (17,90)	34,39 (10,29)	39,02 (23,61)	23,81 (16,77)
Turb	20,34 (78,45)	30,92 (99,55)	29,99 (113,54)	10,70 (99,03)	19,02 (122,69)	16,28 (82,40)	10,84 (74,47)	16,52 (39,90)
NT	1092,28 (64,38)	876,43 (56,95)	1169,46 (29,34)	668,00 (124,28)	728,05 (24,53)	2066,91 (67,33)	859,91 (30,71)	1717,39 (58,21)
NID	12,10 (112,02)	46,12 (175,06)	17,03 (59,03)	42,01 (170,35)	9,21 (52,31)	30,05 (110,46)	15,63 (70,16)	60,10 (114,60)
PT	49,28 (68,98)	141,42 (103,96)	62,18 (29,02)	596,85 (124,37)	44,06 (47,51)	253,61 (83,82)	26,68 (14,53)	248,47 (147,29)
FSR	0,01 (45,22)	0,10 (220,12)	0,02 (59,25)	0,06 (223,61)	0,01 (33,99)	0,08 (215,16)	0,01 (46,68)	0,01 (0,54)
MST	1,56 (51,60)	17,09 (114,91)	2,35 (184,23)	13,28 (68,32)	0,71 (82,58)	20,18 (65,55)	1,26 (37,82)	18,85 (44,72)
ZooT	103423,70 (79)	333933,20 (60,31)	126326,83 (128,84)	405556,00 (100,27)	43883,96 (81,19)	64232,00 (29,61)	25731,60 (26,87)	124106,40 (116,73)
Clad.	44656,10 (159,47)	25373,6 (85,72)	6185,56 (137,77)	130909,2 (93,43)	7153,99 (184,94)	10536,5 (115,83)	6228,67 (67,50)	7845,2 (123,65)
Cop.	27633,33 (61,41)	19720,8 (108,52)	32329,34 (157,78)	69640 (76,09)	14103,92 (135,18)	23640 (44,32)	10230,84 (64,59)	18432,8 (159,40)
Rot.	31134,27 (103,57)	288838,8 (61,36)	87811,91 (198,67)	205006,8 (120,34)	22626,04 (62,90)	23613,5 (106,04)	9272,09 (58,97)	97828,4 (120,40)

Os dois primeiros eixos gerados pela análise de Componentes Principais (PCA) foram significativos e explicaram 58% da variabilidade total dos dados (Figura 2). Foi evidenciado a separação dos lagos no primeiro eixo influenciada por maior zona máxima (-0,79), temperatura (-0,71) e CE (-0,77) para o lago subtropical e concentrações de oxigênio (0,89) e pH (0,86) para o lago temperado. O segundo eixo evidenciou a separação temporal dentro de cada lago, influenciado por maior $Z_{eu}:Z_{max}$ (0,92) e Z_{eu} (0,61) no inverno e primavera do lago subtropical, e maior disponibilidade de NID para o lago temperado (-0,40). Maior variabilidade temporal foi evidenciada para o lago subtropical, mostrada pela maior dispersão dos escores.

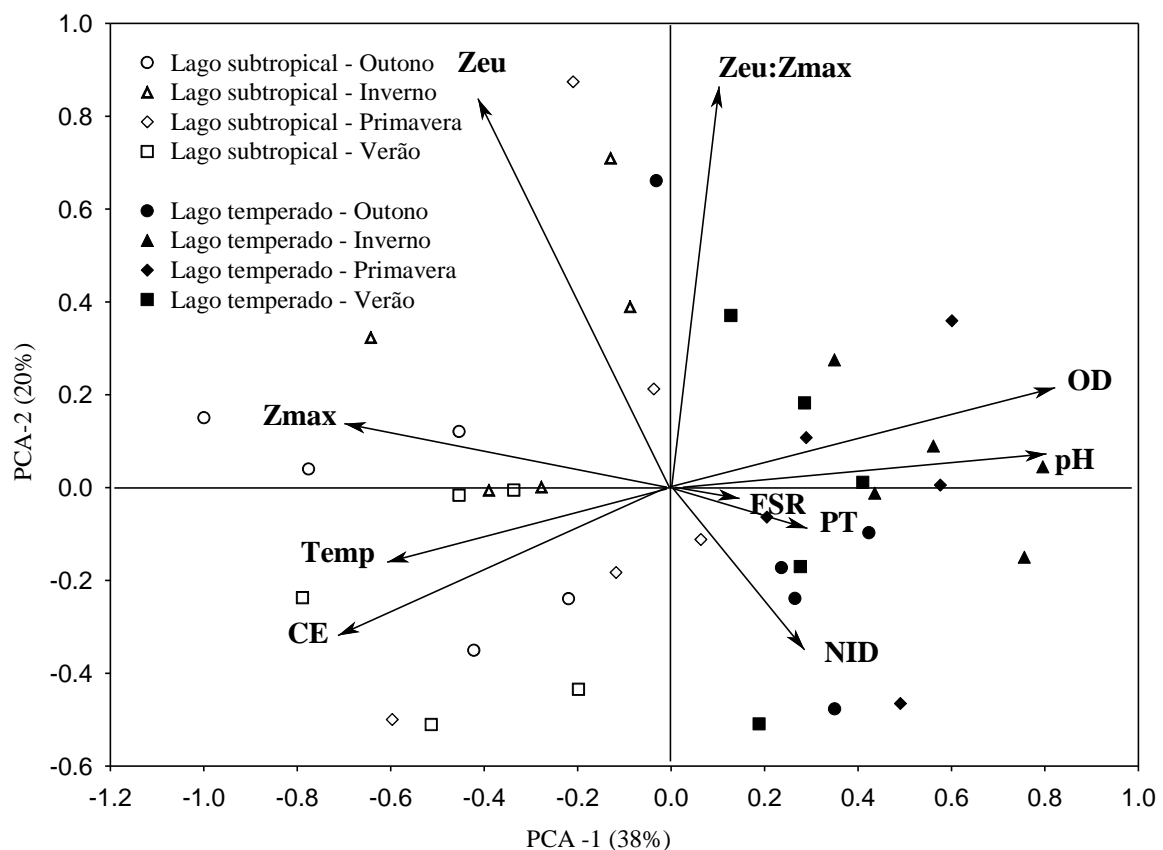


Figura 2: Dispersão dos escores ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais, realizada para as variáveis abióticas no lago subtropical e no lago temperado. (Profundidade máxima - Z_{max} ; zona eufótica - Z_{eu} ; zona de mistura - Z_{mis} ; zona eufótica:zona máxima - $Z_{eu}:Z_{mis}$ temperatura da água - Temp; oxigênio dissolvido - OD; condutividade elétrica - CE; nitrogênio inorgânico dissolvido - NID; fósforo total - PT, fósforo solúvel reativo - FSR).

3.2 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Foram registrados 236 táxons no lago subtropical e 179 táxons no lago temperado, dos quais 78 foram compartilhados entre os dois ambientes. A comunidade fitoplanctônica do lago subtropical foi distribuída entre dez grupos taxonômicos, e a comunidade fitoplanctônica

do lago temperado foi distribuída entre nove grupos taxonômicos (Apêndice 1). Os grupos taxonômicos que mais contribuíram para a riqueza foram, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae e Cyanobacteria. Zygnematophyceae, Xanthophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae e Raphidophyceae, apresentaram menor contribuição (Anexo 1).

Os valores médios de densidade fitoplanctônica foram altos, sendo maiores no lago temperado, para os períodos de outono, com dominância de Cyanobacteria, Bacillariophyceae e Cryptophyceae. Os menores valores médios ocorreram nos períodos de verão, onde as Cyanobacteria e as Chlorophyceae apresentaram altos valores de densidade. Chlorophyceae e Cryptophyceae apresentaram maior contribuição nos períodos de inverno do lago temperado e Bacillariophyceae e Chlorophyceae na primavera. A maior variabilidade para a densidade total no lago temperado foi verificada durante os períodos de verão e a menor durante os períodos de outono (Tabela 3).

No lago subtropical os maiores valores médios de densidade ocorreram nos períodos de outono e verão, com maior contribuição de Cyanobacteria, Cryptophyceae e Chlorophyceae e menores valores foram registrados para os períodos de primavera, com dominância de Cryptophyceae. Bacillariophyceae apresentou maior contribuição à densidade nos períodos de inverno. A maior variabilidade para a densidade total no lago subtropical foi verificada durante o período de inverno e a menor durante o período da primavera (Tabela 3).

Os maiores valores médios de biovolume foram registrados durante os períodos da primavera e outono para o lago subtropical, com maior contribuição de Cyanobacteria e Bacillariophyceae, durante a primavera e Bacillariophyceae e Zygnematophyceae durante os outonos. Os menores valores médios de biovolume para o lago subtropical foram registrados durante os períodos de verão, com maior contribuição de Bacillariophyceae e Euglenophyceae. Bacillariophyceae e Xanthophyceae foram os grupos que mais contribuíram para o biovolume durante os períodos do inverno. O biovolume médio total da comunidade fitoplanctônica do lago subtropical apresentou maior variabilidade durante os períodos de verão e menor variabilidade durante os períodos de inverno (Tabela 3).

Os maiores valores médios de biovolume para a comunidade fitoplanctônica do lago temperado foram registrados durante os períodos de outono e primavera, com maior contribuição de Cyanobacteria e Bacillariophyceae. O menor valor médio de biovolume foi registrado durante os períodos do inverno com maior contribuição de Cryptophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae. Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram os grupos mais representativos para o biovolume durante os períodos do verão para o

lago temperado. O biovolume médio total da comunidade fitoplanctônica, do lago temperado apresentou maior variabilidade durante os períodos de verão e menor variabilidade durante os períodos de outono (Tabela 3).

Considerando os valores de biovolumes e seguindo a classificação trófica sugerida por Reynolds (1984), o lago subtropical pode ser caracterizado como eutrófico, em todas as estações e o lago temperado como hipereutrófico, durante os períodos de outono e eutrófico nas demais estações.

Tabela 3: Valores médios e coeficientes de variação (entre parênteses) de densidade e biovolume durante o período de 2008 a 2012, no lago subtropical e no lago temperado.

	Inverno		Outono		Primavera		Verão	
	Subtropical	Temperado	Subtropical	Temperado	Subtropical	Temperado	Subtropical	Temperado
Densidade (ind.ml⁻¹)								
Total	1788,6 (112,74)	3149,4 (87,80)	3682,4 (88,29)	6182 (65,84)	1018,8 (52,32)	5501,8 (69,43)	1912,6 (75,26)	2545 (112,30)
Bacillariophyceae	1118 (186,11)	612 (105,61)	269,8 (190,26)	1882,8 (118,32)	270 (102,19)	2945,2 (98,05)	261,8 (87,55)	351,40 (135,84)
Chlorophyceae	137,2 (53,68)	1346,2 (95,59)	388,2 (146,97)	778,2 (123,03)	77,8 (77,89)	1478,8 (67,50)	376,4 (108,06)	557,60 (166,41)
Chrysophyceae	36,2 (54,04)	4,8 (223,61)	18,6 (86,32)	16,4 (223,61)	22,4 (101,14)	720,8 (94,77)	37,4 (108,04)	*
Cryptophyceae	349,8 (130,70)	1053,4 (128,99)	455,4 (95,06)	1098,6 (74,48)	427 (155,02)	295,4 (93,34)	638,6 (92,20)	171,00 (62,03)
Cyanobacteria	110,2 (76,40)	40,6 (121,32)	2431 (134,08)	2187 (108,81)	176,4 (128,79)	3,2 (223,61)	378 (148,65)	1572,00 (141,74)
Dinophyceae	1,2 (223,61)	16,4 (223,61)	4,6 (169,51)	27,2 (141,68)	6 (149,07)	*	11 (213,59)	0,40 (223,61)
Euglenophyceae	22 (155,98)	52,2 (169,23)	74 (104,77)	147,6 (136,90)	35,2 (209,38)	48,4 (103,95)	201,2 (160,20)	169,40 (213,81)
Xanthophyceae	2 (196,85)	15 (91,65)	2 (223,61)	44 (162,98)	0,4 (223,61)	*	1 (223,61)	11,00 (223,61)
Zygnematophyceae	12 (128,70)	8,8 (139,04)	38,8 (173,50)	0,2 (223,61)	3,6 (113,86)	10 (218,06)	7,2 (99,86)	*
Biovolume (mm³.L⁻¹)								
Total	1,9 (82,1)	1,3 (75,6)	2,1 (104,8)	6 (52,4)	2,5 (105,8)	3,4 (81,3)	1,7 (109,2)	2,6 (110,2)
Bacillariophyceae	1,4 (109,3)	0,2 (65,8)	0,6 (211,6)	1,4 (132,3)	1 (108,2)	2,1 (149,3)	0,7 (158,9)	0,4 (132,8)
Chlorophyceae	0,01 (105,1)	0,2 (54,5)	0,3 (158,1)	0,2 (98,5)	0,1 (211,7)	0,3 (66,9)	0,3 (196,4)	0,4 (190,4)
Chrysophyceae	0,1 (135,6)	0,01 (223,6)	0,1 (177,5)	0 (223,6)	0,1 (96,4)	0,7 (105,1)	0,01 (196,5)	*
Cryptophyceae	0,1 (78,8)	0,4 (107,3)	0,2 (120,7)	1,7 (187,6)	0,1 (110,9)	0,2 (139,3)	0,2 (119)	0,01 (93,6)
Cyanobacteria	0,1 (140,5)	0,01 (131,4)	0,1 (109,9)	2,1 (174,7)	1 (159,4)	0,01 (223,6)	0,1 (149,8)	1 (94,2)
Dinophyceae	0,04 (223,6)	0,3 (223,6)	0,01 (210,3)	0,1 (212)	0,01 (180,9)	*	0,01 (179,7)	0,01 (223,6)
Euglenophyceae	0,1 (153,5)	0,1 (179,6)	0,2 (84,6)	0,5 (125,6)	0,2 (220,7)	0,1 (89,4)	0,4 (160,9)	0,6 (215,3)
Xanthophyceae	0,04 (196,9)	0,01 (91,7)	0,01 (223,6)	0,01 (163,7)	0,01 (223,6)	*	0,01 (223,6)	0,01 (223,6)
Zygnematophyceae	0,01 (107,6)	0,01 (180,1)	0,6 (178,1)	0,01 (223,6)	0,1 (201,6)	0,01 (221)	0,01 (146,9)	*

*Não ocorreu.

3.3 ESTRUTURA DE TAMANHO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

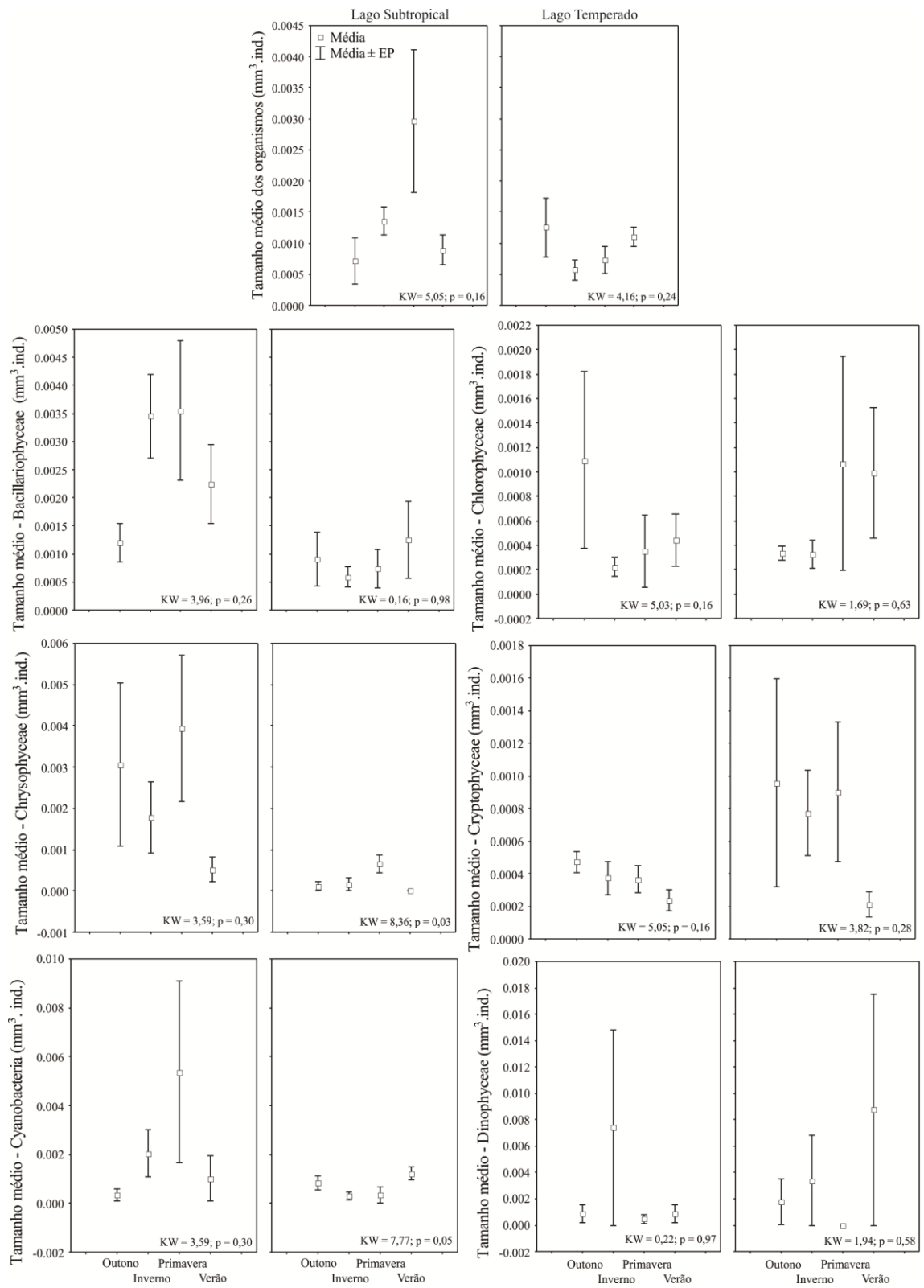
Quando avaliada a estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica em cada lago, maior tamanho médio foi verificado no lago com as maiores temperaturas (lago subtropical) ($KW=1,17$; $p=0,27$), que também apresentou maior variabilidade temporal (Figura 3).

Os tamanhos médios dos grupos fitoplanctônicos apresentaram alta variabilidade em ambos os lagos. Nos períodos de inverno, os tamanhos médios dos organismos do lago subtropical foram significativamente maiores do que no lago temperado ($KW = 3,93$; $p = 0,04$). Para os períodos de inverno do lago subtropical, Bacillariophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae, Euglenophyceae, Xanthophyceae e Zygnematophyceae apresentaram maiores tamanhos médios, quando comparados aos períodos de inverno do lago temperado. Diferenças significativas foram registradas para Bacillariophyceae ($KW = 4,81$; $p = 0,02$). Nesses períodos, Chlorophyceae e Cryptophyceae apresentaram tamanho médio maior para o lago temperado (Figura 3).

Nos períodos de outono do lago subtropical Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cyanobacteria, Euglenophyceae e Zygnematophyceae apresentaram tamanhos médios maiores, quando comparados aos períodos de outono do lago temperado. Diferenças significativas foram apresentadas apenas para Zygnematophyceae ($KW = 4,22$ $p = 0,03$) e Chrysophyceae ($KW = 6,84$ $p = 0,01$). Nesse período Cryptophyceae e Dinophyceae apresentaram tamanho médio maior para o lago temperado (Figura 3). Xanthophyceae não ocorreu no lago tropical nesse período.

Para os períodos de primavera do lago subtropical Bacillariophyceae, Chrysophyceae Cyanobacteria e Zygnematophyceae apresentaram tamanhos médios maiores quando comparados aos períodos de primavera do lago temperado. Diferenças significativas foram apresentadas somente para Cyanobacteria ($KW = 4,19$ $p = 0,04$). Nesses períodos, Chlorophyceae, Cryptophyceae e Euglenophyceae apresentaram tamanho médio maior para o lago temperado (Figura 3). Dinophyceae e Xanthophyceae não ocorreram no lago temperado durante esse período.

Para os períodos de verão do lago subtropical Bacillariophyceae, Cryptophyceae e Xanthophyceae apresentaram tamanhos médios maiores quando comparados aos períodos de verão do lago temperado. Nesses períodos Chlorophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae e Euglenophyceae apresentaram tamanho médio maior para o lago temperado. Os grupos Chrysophyceae, Raphidophyceae e Zygnematophyceae não ocorreram durante os períodos de verão do lago temperado (Figura 3).



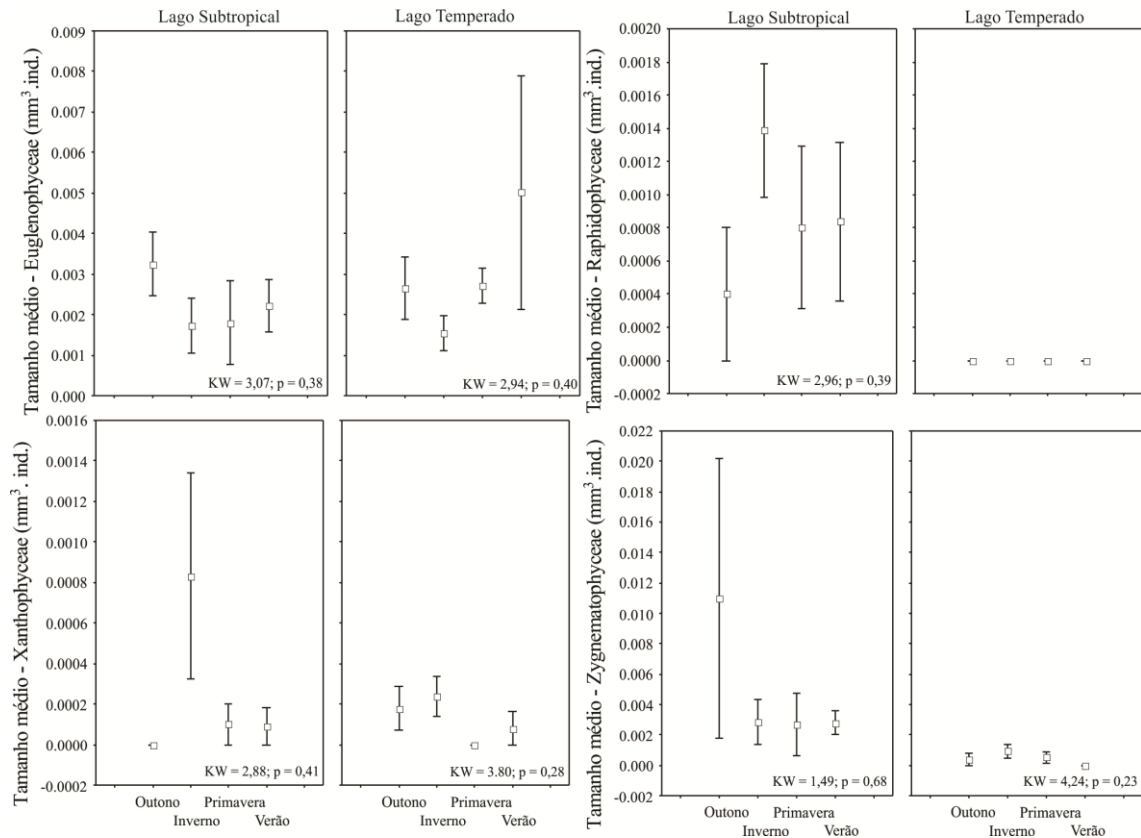


Figura 3: Valores médios da estrutura de tamanho da comunidade fitoplancônica e dos grupos taxonômicos dos lagos subtropical e temperado, durante o período de 2008 a 2012.

3.4 PREDITORES DA ESTRUTURA DE TAMANHO

Considerando os dois lagos, foram selecionados sete modelos com maior explicação para o tamanho do fitoplâncton. O melhor modelo incluiu apenas o NID, relacionado negativamente ao tamanho do fitoplâncton. Também foram incluídos como bons preditores para o tamanho dos organismos as variáveis temperatura, razão $Z_{eu}:Z_{max}$ e OD, todas relacionadas positivamente com o tamanho fitoplancônico (Apêndice 2).

Quando considerado os lagos separadamente, para o lago subtropical a estrutura de tamanho da comunidade fitoplancônica foi relacionada a seis modelos, que incluíram NID, abundância de zooplâncton e temperatura, os quais foram relacionados negativamente ao tamanho do fitoplâncton e OD, o qual foi relacionado positivamente ao tamanho do fitoplâncton. O melhor modelo incluiu as variáveis OD e NID. Os melhores modelos para o tamanho dos organismos fitoplancônicos, quando estes foram analisados de acordo com seus grupos taxonômicos, incluíram em sua maioria os nutrientes NID e FSR (Apêndice 2).

Para o lago temperado a estrutura de tamanho da comunidade fitoplancônica foi relacionada a sete modelos, que incluíram a temperatura, FSR, e a razão $Z_{eu}:Z_{max}$, os quais foram relacionados positivamente com o tamanho dos organismos e o OD, o qual foi

relacionado negativamente ao tamanho dos organismos. O melhor modelo incluiu as variáveis temperatura e FSR. Os melhores modelos para o tamanho dos organismos fitoplanctônicos do lago temperado, quando estes foram analisados de acordo com seus grupos taxonômicos, incluíram em sua maioria os nutrientes (NID e FSR) e a temperatura (Apêndice 2).

4 DISCUSSÃO

Os resultados evidenciaram os nutrientes como principais preditores da estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica. Contrário a nossa predição, os maiores tamanhos médios foram registrados nas maiores temperaturas. Essa relação pode ter sido influenciada pela alta variabilidade interanual das variáveis ambientais e da estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica dentro de cada lago (Morabito et al., 2007; Leonilde et al., 2017).

A atuação da temperatura sobre a seleção de tamanho dos organismos fitoplanctônicos tem sido evidenciada por vários estudos, demonstrando que menores tamanhos são favorecidos por maiores temperaturas em oceanos (Mousing et al., 2014), lagos (Winder et al., 2009), e delineamentos experimentais (Yvon-Durocher et al., 2011; Peter & Sommer, 2015; Rasconi et al., 2015). No entanto, também tem sido demonstrado que maiores temperaturas podem não favorecer menores tamanhos, como visto em estudos com diatomáceas (Adams et al., 2013) e com comunidades fitoplanctônicas de ambientes dulcícolas (Yvon-Durocher et al., 2015) e marinhos (Rüger & Sommer, 2012).

Essas diferentes relações entre temperatura e tamanho, evidenciaram que essa variável afeta a estrutura de tamanho do fitoplâncton de diversas maneiras, uma vez que, a variabilidade de fatores limnológicos preponderantes para a seleção de tamanho como o regime de luz e mistura da coluna de água, viscosidade e dinâmica de nutrientes, estão diretamente ligados a temperatura (Litchman & Klausmeier, 2008). Portanto, o fato da estrutura de tamanho dos grupos taxonômicos terem apresentado relações distintas com a temperatura e também com as demais variáveis ambientais, sugere que diferentes processos atuaram sobre a estrutura de tamanho em cada ambiente deste estudo.

Maiores temperaturas diminuem a viscosidade da água, conseqüentemente aceleram a sedimentação do fitoplâncton, desfavorecendo tamanhos maiores (Sommer et al., 2016). Apesar dos maiores tamanhos médios terem sido encontrados em condições de maiores temperaturas, em nosso estudo, observamos a predominância de colônias, filamentos e flagelos, que ajudam a retardar o processo de sedimentação (Naselli-Flores et al., 2007; Naselli-Flores & Barone, 2011). Tais características também foram observadas para os

organismos fitoplanctônicos durante os períodos de maiores temperaturas no lago Kinneret (Zohary et al., 2017). Portanto, assim como a variabilidade de tamanhos, a forma dos organismos fitoplanctônicos também pode ser influenciada pela temperatura e refletir adaptações ao ambiente (Leonilde et al., 2017; Zohary et al., 2017).

A conectividade hidrológica que o lago subtropical apresenta com o rio Ivinhema, provavelmente tenha sido um dos fatores que influenciaram a maior variabilidade temporal encontrada na estrutura de tamanho fitoplanctônica desse lago em comparação ao lago temperado. O fluxo de água contínuo facilita a chegada de novos indivíduos fitoplanctônicos, por meio da dispersão passiva (Incagnone et al., 2015), o que pode favorecer uma maior riqueza de espécies (Borges & Train, 2009) e provavelmente a maior variabilidade de tamanhos. A importância da conectividade hidrológica na estruturação das comunidades de microrganismos tem sido demonstrada em vários estudos (Agostinho et al., 2004; Warfe et al., 2013; Padial et al., 2014; Lansac-Tôha et al., 2016).

Tem sido demonstrado que os atributos ecológicos das comunidades de fitoplâncton de lagos de planície de inundação apresentam flutuações temporais significativas, em resposta aos períodos de águas baixas e águas altas (Rodrigues et al., 2002; Bovo-Scomparin & Train, 2008; Borges & Train, 2009; Descy et al., 2012). Durante o período de estudo, ações de manejo, visando a restauração do lago temperado, minimizaram a influência do nível da água do rio Illinois sobre esse ambiente (Sparks et al., 2016). Embora a planície de inundação do rio Paraná também sofra efeitos da regulação de fluxo impostas por barragens a montante (Souza Filho, 2009), os níveis hidrométricos do rio Paraná, ainda influenciam os ambientes da planície, o que pode ter influenciado a maior variabilidade de tamanhos médios registrada no lago subtropical.

No lago temperado, a estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica, provavelmente foi influenciada pelo recrutamento das formas de resistência e pela alta concentração de nutrientes, durante os períodos iniciais do processo de restauração (2008 e 2009). O recrutamento de formas de resistência das algas foram utilizadas para explicar parte da variação da estrutura da comunidade fitoplanctônica durante a restauração de lagos temperados (lago Trummen e lago Balaton), inclusive suas recorrentes florações (Cronberg, 1982; Padisák & Reynolds, 1998).

Os diferentes comportamentos de pastejo dos organismos zooplânctônicos afetam a estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica (Naselli-Flores, Padisák & Albay 2007; Klauschies et al., 2012), Copépodes, geralmente preferem se alimentar de organismos fitoplanctônicos maiores, enquanto que os rotíferos preferem fitoplâncton de pequeno porte,

enquanto os cladóceros têm uma amplitude maior de tamanhos de presa (Hansen et al., 1994; Colina et al., 2016). Dessa forma, o comportamento de pastejo e a alta abundância, provavelmente tenham influenciado a predominância de menor tamanho médio da comunidade fitoplanctônica no lago temperado.

As relações negativas entre o tamanho médio e os nutrientes registradas nesse estudo, ou seja, maior tamanho médio dos organismos fitoplanctônicos em menores concentrações de nutrientes, podem ser atribuídas a incorporação dos nutrientes na biomassa fitoplanctônica, associada ao consumo luxuriante como estratégia de vida (Reynolds, 1984). Maior quantidade de nutrientes é necessária para compor e sustentar corpos maiores, além disso, o retorno de elementos para o ambiente tende a ser mais lento (Elser & Urabe, 1999; Brown et al., 2004; Woodward et al., 2005). Alguns organismos fitoplanctônicos, como cianobactérias filamentosas de elevadas dimensões, que foram representativas em biovolume e densidade nos lagos, possuem a capacidade de captar e armazenar fósforo em suas células na forma de grânulos de polifosfatos (consumo luxuriante), o que resulta na retirada do fósforo do ambiente (Powell et al., 2008; Wu et al., 2009; Brasil & Huszar, 2011) o que pode ter influenciado os resultados obtidos.

Muitos estudos usam mesocosmos com diferentes temperaturas para investigar a relação tamanho *versus* temperatura para as comunidades planctônicas e em sua maioria, encontram relação inversa, com maiores tamanhos registrados em menores temperaturas (Sommer & Lengfellner, 2008; Yvon-Durocher et al., 2011; Peter & Sommer, 2015; Rasconi et al., 2015). A comunidade fitoplanctônica dos lagos objetos desse estudo, são condicionadas a diferentes temperaturas, entretanto, esses ambientes naturais apresentam inúmeras outras diferenças, que abrangem desde a dinâmica da coluna de água, conectividade hidrológica, composição zooplanctônica e concentração de nutrientes, fatores esses, que não são controlados, como em estudos experimentais. Portanto, o fato das maiores temperaturas nem sempre terem evidenciado os menores tamanhos médios, pode ser atribuído as inúmeras interações da comunidade fitoplanctônica com as demais variáveis bióticas e abióticas dos sistemas lacustres.

As cianobactérias foram representativas em biovolume e densidade e o aumento de seus tamanhos médios no lago temperado, foram relacionados ao aumento de temperatura. Diante de um cenário de aquecimento global, há evidências que essas algas serão favorecidas e florações serão mais frequentes, visto que, elas crescem melhor em temperaturas frequentemente acima de 25°C (Paerl & Huisman, 2008). Além disso, possuem características funcionais como, mucilagem, aerótopos e formas planas e coloniais que as ajudam a

permanecer em uma coluna de água estratificada (Wagner & Adrian, 2009; Moss et al., 2011; Paerl & Paul, 2012).

Concluimos que, embora tenha sido evidenciada a influência da temperatura e dos nutrientes sobre a estrutura de tamanho fitoplanctônico, os processos que controlam essa estrutura variaram entre o lago temperado e o subtropical. A disponibilidade de luz e mistura na coluna de água, a comunidade zooplanctônica e a conectividade hidrológica foram importantes fatores para a seleção dos tamanhos dos organismos nas comunidades fitoplanctônicas. A alta variabilidade ambiental registrada correspondeu a uma ampla variação de estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica e pode ter influenciado a ausência de relações significativas entre o tamanho médio fitoplanctônico e as diferentes categorias de temperatura.

REFERÊNCIAS

- Adams, G. L., D. E. Pichler, E. J. Cox, E. J. O’Gorman, A. Seeney, G. Woodward, & D. C. Reuman, 2013. Diatoms can be an important exception to temperature-size rules at species and community levels of organization. *Global Change Biology* 19: 3540–3552.
- Adrian, R., C. M. O. Reilly, H. Zagarese, S. B. Baines, & O. Dag, 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54: 2283–2297.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, & L. C. Gomes, 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology & Hydrobiology* 4: 255–256.
- APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation, Washington DC (USA).
- Atkinson, D., B. J. Ciotti, & D. J. S. Montagnes, 2003. Protists decrease in size linearly with temperature: ca. 2.5% degrees °C⁻¹. *Proceedings. Biological sciences* 270: 2605–2611.
- Bergamin, H., B. F. Reis, & E. A. G. Zagatto, 1978. A new device for improving sensitivity and stabilization in flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 97: 427–431.
- Bergmann, C., 1847. Über die Verhältnisse der Wärmeökonomie der Thiere zu ihrer Größe. *Göttinger Studien*.
- Bicudo, C. E. M., & M. Menezes, 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. Editora RIMA, São Carlos.
- 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.
- Bovo-Scomparin, V. M., & S. Train, 2008. Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia* 610: 331–344.
- Brasil, J., & V. L. M. Huszar, 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis* 15: 799–834.
- Brown, J. H., J. F. Gillooly, A. P. Allen, V. M. Savage, & G. B. West, 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85: 1771–1789.
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson, 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach. Springer Science & Business Media, Nova Iorque.
- Cole, A. G., 1994. Textbook of Limnology. Waveland Press Inc, Illinois.
- Colina, M., D. Calliari, C. Carballo, & C. Kruk, 2016. A trait-based approach to summarize zooplankton–phytoplankton interactions in freshwaters. *Hydrobiologia Springer International Publishing* 767: 221–233.
- Cronberg, G., 1982. Changes in the phytoplankton of Lake Trummen induced by restoration. *Hydrobiologia* 86: 185–193.
- Daufresne, M., K. Lengfellner, & U. Sommer, 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of*

America 106: 12788–12793.

Descy, J. P., M. Leitaó, E. Everbecq, J. S. Smítz, & J. F. Deliège, 2012. Phytoplankton of the river loire, France: A biodiversity and modelling study. *Journal of Plankton Research* 34: 120–135.

Dossena, M., G. Yvon-Durocher, J. Grey, J. M. Montoya, D. M. Perkins, M. Trimmer, & G. Woodward, 2012. Warming alters community size structure and ecosystem functioning. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279: 3011–3019.

Edwards, K. F., E. Litchman, & C. A. Klausmeier, 2013. Functional traits explain phytoplankton community structure and seasonal dynamics in a marine ecosystem. *Ecology letters* 16: 56–63.

Elser, J. J., & J. Urabe, 1999. The stoichiometry of consumer-driven nutrient recycling: Theory, observations, and consequences. *Ecology* 80: 735–751.

Esteves, F. A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro.

Finkel, Z. V., J. Beardall, K. J. Flynn, A. Quigg, T. A. V Rees, & J. A. Raven, 2010. Phytoplankton in a changing world: Cell size and elemental stoichiometry. *Journal of Plankton Research* 32: 119–137.

Fu, T., B. Chen, W. Ji, H. Chen, W. Chen, X. Dong, W. Kuang, J. Chen, J. Wang, & H. Lin, 2016. Size structure of phytoplankton community and its response to environmental factors in Xiamen Bay, China. *Environmental Earth Sciences Springer Berlin Heidelberg* 75: 1–12.

Gardner, J. L., A. Peters, M. R. Kearney, L. Joseph, & R. Heinsohn, 2011. Declining body size: A third universal response to warming?. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 285–291.

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

Gotelli, N. J., & A. M. Ellison, 2011. *Princípios de Estatística em Ecologia*. Artmed, Porto Alegre.

Hansen, B., P. K. Bjørnsen, & P. J. Hansen, 1994. The size ratio between planktonic predators and their prey. *Limnology and Oceanography* 39: 395–403.

Ilboudo, S. D. O., I. Sombi??, A. K. Soubeiga, & T. Dr??bel, 2016. Facteurs influen??ant le refus de consulter au centre de sant?? dans la r??gion rurale Ouest du Burkina Faso. *Sante Publique* 28: 391–397.

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.

Jackson, D. A., 1993. Stopping Rules in Principal Components Analysis: A comparison of Heuristical and Statistical approaches. *Ecology* 74: 2204–2214.

James, F. C., 1970. Geographic Size Variation in Birds and Its Relationship to Climate. *Ecology* 51: 365–390.

Jensen, J. P., E. Jeppesen, K. Olrik, & P. Kristensen, 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1692–1699.

Johnson, J. B., & K. S. Omland, 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 101–108.

- Klauschies, T., B. Bauer, N. Aberle-Malzahn, U. Sommer, & U. Gaedke, 2012. Climate change effects on phytoplankton depend on cell size and food web structure. *Marine Biology* 159: 2455–2478.
- Koroleff, K. J. H., 1976. Determination of ammonia In Grasshoff, E., & E. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie Weinheim, Nova Iork.
- Lansac-Tôha, F. a, C. C. Bonecker, L. F. M. Velho, N. R. Simões, J. D. Dias, G. M. Alves, & E. M. Takahashi, 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology* 69: 539–549.
- Lansac-Tôha, F. M., B. R. Meira, B. T. Segovia, F. A. Lansac-Tôha, & L. F. M. Velho, 2016. Hydrological connectivity determining metacommunity structure of planktonic heterotrophic flagellates. *Hydrobiologia* 781: 81–94.
- Legendre, P., & L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*. Amsterdam.
- Leonilde, R., E. Litchman, E. Stanca, F. Cozzoli, & A. Basset, 2017. Individual trait variation in phytoplankton communities across multiple spatial scales. *Journal of Plankton Research* 1–12.
- Litchman, E., P. de Tezanos 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., K. F. Edwards, C. A. Klausmeier, & M. K. Thomas, 2012. Phytoplankton niches, traits and eco-evolutionary responses to global environmental change. *Marine Ecology Progress Series* 470: 235–248.
- Litchman, E., & C. Klausmeier, 2008. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annual Review of Ecology and Systematics* 39: 615–639.
- Lund, J. W. G., C. Kipling, & E. D. E. Le Cren, 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations 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 Freshwater Biological Association* 36 36: 1–120.
- Marañón, E., 2015. Cell Size as a Key Determinant of Phytoplankton Metabolism and Community Structure. *Annual Review of Marine Science* 7: 241–264.
- Marañón, E., P. M. Holligan, R. Barciela, González, B. Mouriño, M. J. Pazó, & M. Varela, 2001. Patterns of phytoplankton size structure and productivity in contrasting open-ocean environments. *Marine Ecology Progress Series* 216: 43–56.
- Margalef, R., 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica acta* 1: 493–509.
- Margalef, R., 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona.
- Mccune, B., & M. J. Mefford, 1999. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0*. MjM Software Design. Gleneden Blach, Oregon.
- Morabito, G., A. Oggioni, E. Caravati, & P. Panzani, 2007. Seasonal morphological plasticity of phytoplankton in Lago Maggiore (N. Italy). *Hydrobiologia* 578: 47–57.
- Moss, B., S. Kosten, M. Meerhoff, R. W. Battarbee, E. Jeppesen, N. Mazzeo, K. Havens, G.

- Lacerot, Z. Liu, L. De Meester, H. Paerl, & M. Scheffer, 2011. Allied attack : climate change and eutrophication. *Inland waters* 1: 101–105.
- Mousing, E. A., M. Ellegaard, & K. Richardson, 2014. Global patterns in phytoplankton community size Structure-evidence for a direct temperature effect. *Marine Ecology Progress Series* 497: 25–38.
- Nabout, J. C., I. S. De Nogueira, L. G. De Oliveira, & R. R. Morais, 2007. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia* 575: 455–461.
- Naselli-Flores, L., J. Padisák, & M. Albay, 2007. Shape and size in phytoplankton ecology: Do they matter?. *Hydrobiologia* 578: 157–161.
- Naselli-Flores, & R. Barone, 2011. Fight on plankton! Or, phytoplankton shape and size as adaptive tools to get ahead in the struggle for life. *Cryptogamie, Algologie* 32: 157–204.
- Oliveira, H., M. A. Urchei, & F. C. R., 2000. Aspectos Físicos e Socioeconômicos da Bacia Hidrográfica do Rio Ivinhema. Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados.
- 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: 1–8.
- Padisák, J., & C. S. Reynolds, 1998. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 384: 41–53.
- Paerl, H. W., & J. Huisman, 2008. Blooms Like It Hot. *Science* 320: 57–58.
- Paerl, H. W., & J. Huisman, 2009. Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1: 27–37.
- Paerl, H. W., & V. J. Paul, 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research* 46: 1349–1363.
- Peter, K. H., & U. Sommer, 2012. Phytoplankton Cell Size: Intra- and Interspecific Effects of Warming and Grazing. *Plos One* 7: 1–9.
- Peter, K. H., & U. Sommer, 2015. Interactive effect of warming, nitrogen and phosphorus limitation on phytoplankton cell size. *Ecology and Evolution* 5: 1011–1024.
- Pott, A., J. S. V. Silva, & E. L. Gomes, 2014. Características da Bacia Hidrográfica do Rio Ivinhema. *Revista GeoPantanal* 109–124.
- Powell, N., A. N. Shilton, S. Pratt, & Y. Chisti, 2008. Factors Influencing Luxury Uptake of Phosphorus by Microalgae in Waste Stabilization Ponds. *Environmental science & technology* 42: 5958–5962.
- Rangel, T. F., J. A. F. Diniz-Filho, & L. M. Bini, 2010. SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33: 46–50.
- Rasconi, S., A. Gall, K. Winter, & M. J. Kainz, 2015. Increasing water temperature triggers dominance of small freshwater plankton. *PLoS ONE* 10: 1–17.
- Reynolds, C. S., 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S., 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater

- phytoplankton In Sandgren, C. D. (ed), Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press, Nova Iorque: 388–433.
- Rodrigues, L. C., S. Train, M. do C. Roberto, & T. A. Pagioro, 2002. Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 45: 499–513.
- Rose, J. M., & D. A. Caron, 2007. Does low temperature constrain the growth rates of heterotrophic protists? Evidence and implications for algal blooms in cold waters. *Limnology and Oceanography* 52: 886–895.
- Rüger, T., & U. Sommer, 2012. Warming does not always benefit the small - Results from a plankton experiment. *Aquatic Botany Elsevier B.V.* 97: 64–68.
- Sabetta, L., A. Fiocca, L. Margheriti, F. Vignes, A. Basset, O. Mangoni, G. C. Carrada, N. Ruggieri, & C. Ianni, 2005. Body size-abundance distributions of nano- and micro-phytoplankton guilds in coastal marine ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63: 645–663.
- Segura, A. M., D. Calliari, C. Kruk, H. Fort, I. Izaguirre, J. F. Saad, & M. Arim, 2015. Metabolic dependence of phytoplankton species richness. *Global Ecology and Biogeography* 24: 472–482.
- Sheridan, J. A., & D. Bickford, 2011. Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change Nature Publishing Group* 1: 401–406.
- Sigee, D., 2005. *Freshwater Microbiology: Biodiversity and Dynamic Interactions of Microorganisms in the Aquatic Environment*. UK.
- Sommer, U., & K. Lengfellner, 2008. Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Global Change Biology* 14: 1199–1208.
- Sommer, U., K. H. Peter, S. Genitsaris, & M. Moustaka-Gouni, 2016. Do marine phytoplankton follow Bergmann's rule sensu lato ?. *Biological Reviews* .
- Souza Filho, E., 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian journal of Biology* 69: 707–716.
- Souza filho, E. E., & J. C. Stevaux, 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Corutuba, Ivinhema In Vazzoler, A. E., A. A. Agostinho, & N. S. Hahn (eds), *A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos limnológicos e sócio-econômicos*. EDUEM, Maringá: 3–43.
- Sparks, R. E., K. Douglas Blodgett, A. F. Casper, H. M. Hagy, M. J. Lemke, L. F. M. Velho, & L. C. Rodrigues, 2016. Why experiment with success? Opportunities and risks in applying assessment and adaptive management to the Emiquon floodplain restoration project. *Hydrobiologia* 1–24.
- StatiSoft, 2005. *Statistica: Data analysis software system*. USA.
- Sun, J., & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25: 1331–1346.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1–38.
- Wagner, C., & R. Adrian, 2009. Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate

change. *Limnology and Oceanography* 54: 2460–2468.

Warfe, D. M., N. E. Pettit, R. H. Magierowski, B. J. Pusey, P. M. Davies, M. M. Douglas, & S. E. Bunn, 2013. Hydrological connectivity structures concordant plant and animal assemblages according to niche rather than dispersal processes. *Freshwater Biology* 58: 292–305.

Warner, K. L., 1998. *Water-Quality Assessment of the Lower Illinois River Basin: Environmental Setting*. Geological Survey, Urbana.

Wetzel, R. G., & G. E. Likens, 2000. *Limnological analyses*. Verlag, Nova Iorque.

Winder, M., J. E. Reuter, & S. G. Schladow, 2009. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 276: 427–435.

Winder, M., & U. Sommer, 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5–16.

Woodward, G., B. Ebenman, M. Emmerson, J. M. Montoya, J. M. Olesen, A. Valido, & P. H. Warren, 2005. Body size in ecological networks. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 402–409.

Wu, Z., J. Shi, & R. Li, 2009. Comparative studies on photosynthesis and phosphate metabolism of *Cylindrospermopsis raciborskii* with *Microcystis aeruginosa* and *Aphanizomenon flos-aquae*. *Harmful Algae* 8: 910–915.

Yvon-Durocher, G., A. P. Allen, M. Cellamare, M. Dossena, K. J. Gaston, M. Leitao, J. M. Montoya, D. C. Reuman, G. Woodward, & M. Trimmer, 2015. Five Years of Experimental Warming Increases the Biodiversity and Productivity of Phytoplankton. *PLoS Biology* 13: 1–22.

Yvon-Durocher, G., J. M. Montoya, M. Trimmer, & G. Woodward, 2011. Warming alters the size spectrum and shifts the distribution of biomass in freshwater ecosystems. *Global Change Biology* 17: 1681–1694.

Zohary, T., T. Fishbein, M. Shlichter, & L. Naselli-flores, 2017. Larger cell or colony size in winter , smaller in summer – a pattern shared by many species of Lake Kinneret phytoplankton. *Inland Waters* 1–31.

APÊNDICE A - Táxons fitoplanctônicos inventariados no lago subtropical (Lagoa dos Patos: P) e no lago Temperado (Thompson: T) durante o período de 2008 a 2012.

Táxons	Local	Táxons	Local
BACILLARIOPHYCEAE			
<i>Acanthoceras magdeburgensis</i> Honig,	P;T	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann)	T
<i>Achnantes</i> sp,	P	Brébisson	
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing)		<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	T
Czarnecki	P;T		T
<i>Achnanthidium</i> sp,	P	<i>Gomphonemas</i> sp,	
<i>Amphora</i> sp,	P	<i>Melosira varians</i> C,Agardh	P;T
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen var,		<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	P;T
<i>ambigua</i>	P;T		T
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen var,		<i>Navicula schroeteri</i> Meister	
<i>ambigua</i> fa, <i>spiralis</i> Ludwig	P		P
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen	P;T	<i>Navicula</i> sp,	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen		<i>Navicula</i> sp1	T
var, <i>angustissima</i> (O, Müller) Simonsen	P;T		T
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen		<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	
var, <i>granulata</i>	P;T		T
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen	P;T	<i>Nitzschia em cadeia</i>	
<i>Aulacoseira muzzanensis</i> (Meister) Krammer	P	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W,Smith	T
<i>Aulacoseira</i> sp,	P	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	P
<i>Aulacoseira</i> sp1	P	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W, Smith	P;T
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	P;T	<i>Nitzschia</i> sp,	P
		<i>Nitzschia</i> sp1	T
<i>Cyclotella</i> sp,	P	<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow in Cleve & Grunow	P;T
<i>Cyclotella</i> sp1	P	<i>Orthoseira</i> sp,	T
<i>Cyclotella</i> sp2	T	Pennales não identificada	T
<i>Cyclotella</i> sp3	T	Pennales não identificada 1	P
<i>Cymbella/Encyonema</i>	P	<i>Surirella</i> sp,	P
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	T	<i>Surirella</i> sp1	P
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	P;T	<i>Surirella</i> sp2	T
<i>Eunotia</i> sp,	T	<i>Synedra goulardi</i> Brébisson ex Cleve & Grunow	T
<i>Eunotia</i> sp2	P	<i>Synedra</i> sp,	P
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	P	<i>Synedra/Fragillaria</i>	T
<i>Fragilaria</i> sp,	P	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P,Compère in Jahn et al,	P
<i>Fragilaria</i> sp1	P	<i>Urosolenia eriensis</i> (H, L, Sm.) Round e Crawford var, <i>eriensis</i>	P
<i>Fragilaria</i> sp2	T	<i>Urosolenia eriensis</i> var, <i>morsa</i> (West e G, S, West)	P
<i>Fragilaria</i> sp,	P	<i>Urosolenia longiseta</i> (O,Zacharias) Edlund & Stoermer	P
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	T		
CHLOROPHYCEAE			
<i>Actinastrum aciculare</i> Playfair		<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	P
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	P;T	<i>Kirchneriella</i> sp,	T
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	T	<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat	P;T
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Kors	P	<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat	T
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (W,B,Turner) Lemmermann	P		T
<i>Ankyra judayi</i> (G,M,Smith) Fott	P	<i>Lagerheimia longiseta</i> (Lemmermann) Printz	
<i>Chlamydomonas</i> sp,	P;T	<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	P;T
<i>Chlamydomonas</i> sp1	P	<i>Micractinium</i> sp,	T
<i>Chlamydomonas</i> sp2	T	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	P;T
<i>Chlamydomonas</i> sp3	P	<i>Monoraphidium caribeum</i> Hindák	P;T
Chlorococcales colonial	T	<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard	T
Chlorococcales unicelular não identificada	T	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	P;T
		<i>Monoraphidium convolutum</i> (Corda)	P;T

Táxons	Local	Táxons	Local
Chlorococcales colonial não identificada 1	P	Komárková-Legnerová	
<i>Chlorogonium</i> sp,	T	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley)	P;T
Chlorophyceae não identificada	P	Komárková-Legnerová	
<i>Closteriopsis</i> sp,	T	<i>Monoraphidium irregulare</i> (G,M,Smith)	P;T
<i>Closteriopsis</i> sp1	P	Komárková-Legnerová	
<i>Closteriopsis</i> sp2	T	<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	P;T
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli in A,Braun	P;T	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli)	P;T
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korshikov	T	Komárková-Legnerová	
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	P	<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz)	P
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	P;T	Komárková-Legnerová	
<i>Crucigeniella pulchra</i> (West & G,S,West)	P	<i>Monoraphidium tortile</i> (W, e G,S, West)	P;T
Komárek		Komárková-Legnerová	
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek	T	<i>Oocystis borgei</i> Snow	P
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E,Hegewald	T	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	P;T
<i>Desmodesmus armatus</i> var, <i>armatus</i> (Chodat)	P	<i>Oocystis solitaria</i> Wittrock	T
E,Hegewald		<i>Oocystis</i> sp,	P
<i>Desmodesmus armatus</i> var, <i>bicaudatus</i>		<i>Oocystis</i> sp1	T
(Guglielmetti) E,Hegewald	T	<i>Pandorina morum</i> (Muller) Bory	P
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohlin)	P	<i>Paradoxia multiseta</i> Svirenko	P
E,Hegewald		<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini	T
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald)	P;T		
E,Hegewald		<i>Pediastrum duplex</i> Meyen var, <i>duplex</i>	P;T
<i>Desmodesmus denticulatus</i> var, <i>denticulatus</i>		<i>Pteromonas</i> sp,	P
(Lagerheim) S,S,An, T,Friedl & E,Hegewald	P	<i>Scenedesmus ecornis</i> var, <i>ecornis</i> (Ehrenberg)	P;T
<i>Desmodesmus</i>		Chodat	
<i>denticulatus</i> var, <i>fenestratus</i> (Teiling)	P	<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek	T
E,Hegewald			
<i>Desmodesmus</i>		<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	T
<i>denticulatus</i> var, <i>linearis</i> (Hansgirg)	P		
E,Hegewald		<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat	P;T
<i>Desmodesmus hystrix</i> (Lagerheim) E,Hegewald	T	<i>Scenedesmus</i> sp,	P
<i>Desmodesmus intermedius</i> var, <i>acutispinus</i>	P;T	<i>Scenedesmus</i> sp1	T
(Roll) E,Hegewald		<i>Schroederia antillarum</i> Komárek	P;T
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (Richter) E,Hegewald	T		
<i>Desmodesmus protuberans</i> (F,E,Fritsch & M,F,Rich) E,Hegewald	P;T	<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	P;T
<i>Desmodesmus</i> sp	T	<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korshikov	P
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) E,Hegewald	T	<i>Spermatozopsis exsultans</i> Korshikov	P;T
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	P;T	<i>Sphaerellopsis</i> sp,	P
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachmann	P;T	<i>Sphaerellopsis</i> sp1	T
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	P;T	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E, Hegewald	T
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz	P;T	<i>Tetraedron minimum</i> (A,Braun) Hansgirg	P;T
		<i>Tetranephris brasiliensis</i> C,R,Leite & C,E,M,Bicudo	T
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A, Br,	P	<i>Tetrastrum elegans</i> Playfair	T
<i>Elakathotrix</i> sp,	T	<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt)	P
<i>Elakathotrix</i> sp1	P	Chodat	
		<i>Tetrastrum homoiacanthum</i> (Huber-Pestalozzi) Hindák	P;T
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	P;T		
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek Sensu Komárek	P;T	<i>Tetrastrum komarekii</i> Hindák	P;T
<i>Eutetramorus</i> sp,	T	<i>Tetrastrum staurogeniaforme</i> (Schröder) Lemmermann	T
<i>Fusola</i> sp,	P	<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	T
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	T	<i>Treubaria triappendiculata</i> Bernard	P;T
<i>Gonium</i> sp,	T	<i>Ulothrix</i> sp,	P
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin	P	Volvocales não identificada	P
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G,M,Smith)	P		
Korshikov			

CHRYSTOPHYCEAE

Táxons	Local	Táxons	Local
Chrysophyceae colonial não identificada	T	<i>Kephyrion littorale</i> J,W,G,Lund	
Chrysophyceae não identificada	P	<i>Kephyrion</i> sp,	P
Chrysophyceae unicelular não identificada	T	<i>Mallomonas</i> cf, <i>akrokomos</i> Ruttner	P
<i>Dinobryon cylindricum</i> Imhof	P	<i>Mallomonas</i> sp,	P
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	P	<i>Mallomonas</i> sp1	T
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg	P	<i>Mallomonas</i> sp2	P
<i>Epipyxis</i> sp,	P;T	<i>Synura</i> sp,	P
CRYPTOPHYCEAE			
<i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl	T	<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	P;T
<i>Chroomonas</i> sp,	P	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	P
<i>Chroomonas</i> sp1	T	<i>Cryptomonas</i> sp,	P
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro et al,	P	<i>Cryptomonas</i> sp1	T
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenberg	P;T	<i>Cryptomonas</i> sp2	T
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	P;T	<i>Cryptomonas</i> sp3	T
CYANOBACTERIA			
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	T	<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnthaler) Wacklin et al,	P
	P	<i>Dolichospermum solitarium</i> (Klebahh) Wacklin et al,	P
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann	P	<i>Geitlerinema</i> sp,	P
<i>Aphanocapsa</i> sp1	T	<i>Geitlerinema</i> sp1	T
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G,S,West	P;T	<i>Gloeocapsa</i> cf, <i>fusco lutea</i> (Nägeli) Kützing	P
<i>Aphanocapsa elachista</i> West & G,S,West	P;T	<i>Gloeocapsa gelatinosa</i> Kützing	P
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	P;T	<i>Gloeocapsa</i> sp,	P
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström	P;T	<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chodat	P
<i>Aphanothece minutissima</i> (West) Komárková-Legnerová & Cronberg	P	<i>Jaaginema</i> sp,	T
<i>Aphanothece smithii</i> Komárková-Legnerová & Cronberg	P	<i>Komvophoron minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek	T
<i>Aphanothece</i> sp,	P	<i>Komvophoron</i> sp,	T
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemmermann	T	<i>Lemmermanniella parva</i> Hind,	P
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann	P	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	P;T
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	P	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kützing	P
<i>Chroococcus</i> sp,	P	<i>Microcystis</i> sp,	P
<i>Coelomonon tropicale</i> Senna et al,	P	Phormidiaceae não identificada	T
<i>Coelosphaerium evidenter marginatum</i> Azevedo & Sant'Anna	P;T	<i>Planktohyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	T
<i>Coelosphaerium</i> sp,	P	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnost, & Komárek	T
<i>Cuspidothrix</i> sp,	P	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	P;T
<i>Cuspidothrix</i> sp1	T	<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	T
<i>Cyanodictyon</i> cf, <i>planctonicum</i> (Meyer)	P	<i>Pseudanabaena</i> sp,	P
<i>Cyanodictyon iac</i> Cronberg & Komárek	P	<i>Pseudanabaena</i> sp1	T
<i>Cyanodictyon imperfectum</i> Cronberg & Weibull	T	<i>Pseudanabaena</i> sp2	T
<i>Cyanodictyon</i> sp,	P	<i>Radiocystis fernandoi</i> Komárek & Komárková-Legnerová	T
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (Wawrik) Hindák	P	<i>Romeria gracilis</i> (Koczwara) Koczwara	P;T
<i>Cylindrospermopsis</i> sp,	P	<i>Snowella atomus</i> Komárek e Hindák	P;T
<i>Dolichospermum circinale</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) Wacklin et al,	P;T	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	P
DINOPHYCEAE			
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans	T	<i>Peridinium</i> sp2	P
Dinophyceae não identificada	T	<i>Peridinium</i> sp3	P
<i>Peridinium</i> sp,	P	<i>Peridinium</i> sp4	P
<i>Peridinium</i> sp1	P	<i>Peridinium</i> sp5	T
EUGLENOPHYCEAE			
<i>Euglena acus</i> var, <i>acus</i> (O,F,Müller) Ehrenberg	P;T	<i>Strombomonas gibberosa</i> (Playfair) Deflandre	P
<i>Euglena ehrenbergii</i> Klebs	T	<i>Strombomonas ovalis</i> (Playfair) Deflandre	P
	P	<i>Strombomonas scabra</i> (Playfair) (Teiling) Tell & Conforti	P
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarida	P	<i>Strombomonas</i> sp,	P
<i>Euglena</i> sp,	P	<i>Trachelomonas abrupta</i> Svirenko	P;T
<i>Euglena</i> sp1	T	<i>Trachelomonas armata</i> var, <i>armata</i> f,	P
<i>Euglena</i> sp2	T		

Táxons	Local	Táxons	Local
<i>Euglena spirogyra</i> Ehrenberg var. <i>fusca</i> Klebs	P	<i>inevoluta</i>	
<i>Euglena spiroides</i> Lemmermann	T	<i>Trachelomonas bacillifera</i> Playfair	P
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>ovum</i> (Ehrenberg)	P;T	<i>Trachelomonas cervicula</i> Stokes	P;T
Lemmermann		<i>Trachelomonas curta</i> var. <i>minima</i> Tell & Domitrovic	P
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>globula</i> (Perty)	P		
Lemmermann		<i>Trachelomonas cylindrica</i> Playfair	P
<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg)	P;T	<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>hispida</i> (Perty) Stein	P;T
Mereschkowsky		<i>Trachelomonas</i>	P
<i>Monomorphina</i> sp,	P	<i>hispida</i> var. <i>coronata</i> Lemmermann	T
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes	P;T	<i>Trachelomonas intermedia</i> Dangeard	P;T
<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko	P	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	P
<i>Phacus horridus</i> Pochmann	P	<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein	P;T
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin, var. <i>tortus</i> Lemmermann	T		
<i>Phacus longicauda</i> var. <i>longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	P	<i>Trachelomonas scabra</i> Playfair	P
		<i>Trachelomonas sculpta</i> Balech	P
<i>Phacus margaritatus</i> Pochmann	P;T	<i>Trachelomonas similis</i> Stokes var. <i>similis</i> Stokes	P
<i>Phacus orbicularis</i> K,Hübner	P;T	<i>Trachelomonas similis</i> Stokes var. <i>spinosa</i> Hüber-Pest	P
<i>Phacus pleuronectes</i> (O,F,Müller) Nitzsch ex Dujardin	P;T	<i>Trachelomonas</i> sp,	T
<i>Phacus</i> sp,	P	<i>Trachelomonas</i> sp1	P
<i>Phacus</i> sp1	T	<i>Trachelomonas</i> sp2	T
<i>Phacus</i> sp2	P	<i>Trachelomonas</i> sp3	P;T
<i>Strombomonas diptera</i> Zalocar & tell	P;T	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	P;T
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemmermann) Deflandre		<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	P;T
RAPHIDOPHYCEAE			
<i>Gonyostomum semen</i> (Ehrenberg) Diesing	P	<i>Gonyostomum</i> sp2	P
<i>Gonyostomum</i> sp1	P		
Xanthophyceae			
<i>Brachiogonium ophiaster</i> Pascher e Ettl	P	<i>Goniochloris mutica</i> (A, Braun) Fott	P;T
<i>Centrtractus belenophorus</i> (Schmidle) Lemmermann	P	<i>Pseudostaurastrum limneticum</i> (Borge) Couté & Rousselin	T
<i>Goniochloris contorta</i> (Bourrelly) Ettl	T	<i>Tetraplektron</i> sp,	T
<i>Goniochloris fallax</i> Fott	P		
ZYGNEMATOPHYCEAE			
<i>Closterium aciculare</i> T,West	T	<i>Euastrum</i> sp1	P
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Willi Kreiger	P	<i>Mougeotia</i> sp,	P
<i>Closterium</i> cf. <i>leibleinii</i> Kützing ex Ralfs	P	<i>Spyrogira</i> sp,	P
<i>Closterium kuetzingii</i> Brébisson	P	<i>Staurastrum excavatum</i> West & G,S,West	P
<i>Closterium lineatum</i> Ehrenberg ex Ralfs	T	<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	P
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs	P	<i>Staurastrum minnesotense</i> Wolle	P
<i>Closterium</i> sp,	P	<i>Staurastrum</i> sp,	P
<i>Closterium</i> sp2	P	<i>Staurodesmus brevispina</i> (Brébisson) Croasdale	P
<i>Closterium</i> sp3	T	<i>Staurodesmus</i> cf. <i>mamillatus</i> Nordstedt	P
		<i>Staurodesmus convergens</i> (Ehrenberg ex Ralfs) S,Lillieroth	P
<i>Cosmarium contractum</i> O,Kirchner	T	<i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerheim) Teiling	P
<i>Cosmarium rectangulare</i> Grunow in Rabenhorst	P	<i>Teilingia granulata</i> (J,Roy & Bisset) Bourrelly	P;T
<i>Cosmarium regnesi</i> Reinsch	P	<i>Teilingia</i> sp,	T
<i>Cosmarium</i> sp,	P		
<i>Cosmarium sphagnicolum</i> P, Magdeburg	P		

APÊNDICE B - Modelos selecionados para a estrutura de tamanho fitoplanctônico considerando ambos os lagos e cada lago. Coeficiente de determinação (r^2), critério de informação de Akaike (AIC), diferenças entre a AIC do melhor modelo (com o menor AIC) e o segundo ou terceiro melhor modelo (ΔAIC), pesos de Akaike (w_i para os modelos mais bem suportados, erro padrão (EP) e Beta.

Modelos	r^2	AIC	$\Delta AICc$	AICc	w_i	Beta	$\pm EP$
Ambos os lagos							
NID	0,06	-486,57	0	0,10	-0,24	0,001	
Temperatura	0,03	-485,31	1,25	0,05	0,17	0,001	
$Z_{eu}:Z_{max}$	0,02	-485,00	1,56	0,04	0,14	0,002	
OD e Temperatura	0,08	-484,96	1,60	0,04	0,25	0,001	
					0,29	0,001	
Temperatura e NID	0,07	-484,92	1,64	0,04	0,14	0,001	
					-0,22	0,001	
OD e NID	0,07	-484,70	1,86	0,04	0,11	0,001	
					-0,24	0,001	
OD	0,01	-484,63	1,94	0,03	0,11	0,001	
Lago Subtropical							
OD e NID	0,35	-233,94	0	0,12	0,04	0,001	
					-0,39	0,001	
OD	0,2	-232,75	1,18	0,07	0,04	0,001	
NID	0,19	-231,69	1,24	0,06	-0,44	0,001	
					0,58	0,001	
OD, NID, ZooT	0,42	-232,48	1,45	0,06	-0,48	0,001	
					-0,33	0,001	
Temperatura	0,18	-232,46	1,47	0,06	-0,43	0,002	
					-0,33	0,002	
Temperatura, NID	0,30	-232,34	1,59	0,05	-0,35	0,001	
					-0,35	0,001	
Bacillariophyceae							
OD	0,35	-228,58	0	0,14	0,59	0,001	
					0,52	0,001	
OD, FSR	0,44	-228,35	0,23	0,12	-0,30	0,056	

Temperatura, OD	0,43	-227,81	0,77	0,09	-0,29	0,002
					0,49	0,001
OD, NID	0,41	-227,23	1,35	0,07	0,57	0,001
					-0,23	0,001
					0,79	0,001
OD, NID, ZooT	0,51	-227,16	1,42	0,07	-0,33	0,001
					-0,40	0,001
					0,76	0,001
OD, ZooT	0,40	-227,01	1,57	0,06	-0,27	0,001
Chlorophyceae						
ZooT	0,11	-252,85	0	0,08	0,33	0,001
$Z_{eu}:Z_{max}$	0,10	-252,76	0,09	0,07	-0,32	0,001
Temperatura	0,08	-252,28	0,57	0,06	0,28	0,001
FSR	0,08	-252,25	0,60	0,06	0,28	0,031
					0,33	0,001
ZooT, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,21	-252,25	0,60	0,05	-0,32	0,001
					0,31	0,001
OD, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,19	-251,78	1,07	0,04	-0,42	0,001
					0,28	0,03
FSR, ZooT	0,18	-251,56	1,29	0,04	0,32	0,001
					0,41	0,001
Temperatura, OD	0,18	-251,50	1,35	0,04	0,34	0,001
OD	0,03	-251,26	1,59	0,036	0,18	0,001
					0,25	0,001
Temperatura, ZooT	0,17	-251,22	1,63	0,03	0,30	0,001
NID	0,02	-251,01	1,84	0,03	-0,15	0,001
					0,41	0,034
FSR, NID	0,16	-250,99	1,86	0,03	-0,31	0,001
Chrysophyceae						
NID	0,51	-214,99	0	0,23	-0,72	0,001
					-0,66	0,001
NID, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,57	-214,25	0,74	0,16	0,24	0,004

Temperatura,NID	0,55	-213,29	1,69	0,10	-0,19	0,003
					-0,66	0,001
Cryptophyceae						
FSR	0,04	-314,41	0	0,09	-0,2	0,007
Z _{eu} :Z _{max}	0,03	-314,40	0,01	0,095	0,19	0,001
OD	0,03	-314,38	0,03	0,09	-0,19	0,001
ZooT	0,02	-314,17	0,24	0,08	-0,16	0,001
NID	0,006	-313,71	0,70	0,06	0,07	0,001
Temperatura	0,001	-313,62	0,79	0,06	0,03	0,001
					-0,28	0,001
OD, Z _{eu} :Z _{max}	0,11	-312,81	1,60	0,04	0,28	0,001
					-0,25	0,001
OD, FSR	0,10	-312,60	1,81	0,03	-0,26	0,007
Cyanobacteria						
					0,37	0,001
OD, NID	0,33	-191,52	0	0,14	-0,40	0,001
NID	0,19	-190,82	0,7	0,10	-0,44	0,001
OD	0,18	-190,39	1,13	0,08	0,42	0,001
					0,58	0,001
OD, ZooT, NID	0,41	-190,37	1,15	0,08	-0,36	0,001
					-0,49	0,001
Dinophyceae						
NID	0,03	-163,72	0	0,12	0,19	0,002
Temperatura	0,01	-163,28	0,43	0,09	0,13	0,011
OD	0,009	-163,13	0,59	0,09	0,09	0,003
Z _{eu} :Z _{max}	0,009	-163,12	0,60	0,09	-0,09	0,013
ZooT	<,001	-162,946	0,78	0,08	-0,014	0,001
FSR	<,001	-162,94	0,78	0,08	-0,009	0,293
Euglenophyceae						
NID	0,21	-228,9	0	0,17	0,46	0,001
					0,37	0,001
NID, ZooT	0,29	-227,92	0,97	0,10	-0,3	0,001

ZooT	0,17	-227,86	1,03	0,10	-0,41	0,001
					-0,23	0,001
OD, NID	0,27	-227,18	1,71	0,07	0,43	0,001
Raphidophyceae						
FSR	0,17	-251,2	0	0,12	-0,42	0,032
					-0,42	0,031
FSR, ZooT	0,28	-250,74	0,46	0,09	0,32	0,001
$Z_{eu}:Z_{max}$	0,13	-250,18	1,02	0,07	0,36	0,002
					-0,41	0,001
OD, FSR, ZooT	0,38	-250,09	1,10	0,07	-0,52	0,031
					0,56	0,001
ZooT, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,23	-249,43	1,76	0,05	0,31	0,001
					0,36	0,001
ZooT	0,1	-249,39	1,81	0,04	0,31	0,001
Xanthophyceae						
Temperatura	0,27	-270,62	0	0,24	-0,52	0,001
					-0,46	0,001
Temperatura, NID	0,32	-268,84	1,77	0,09	-0,23	0,001
					-0,69	0,001
Temperatura, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,32	-268,81	1,80	0,09	-0,27	0,001
Zygnematophyceae						
FSR	0,06	-154,67	0	0,11	0,24	0,36
$Z_{eu}:Z_{max}$	0,04	-154,30	0,36	0,09	-0,21	0,017
OD	0,03	-154,03	0,63	0,08	0,17	0,003
Temperatura	0,03	-154,03	0,64	0,08	0,17	0,013
ZooT	0,02	-153,81	0,86	0,07	0,14	0,002
NID	0,004	-153,47	1,20	0,06	-0,06	0,003
					0,25	0,003
OD e FSR	0,12	-152,82	1,85	0,04	0,30	0,369
Lago Temperado						
					0,36	0,001
Temperatura, FSR	0,33	-268,77	0	0,11	0,40	0,001

FSR	0,20	-268,39	0,38	0,09	0,45	0,001
					-0,33	0,001
OD e FSR	0,31	-268,29	0,47	0,09	0,46	0,001
Temperatura	0,17	-267,60	1,17	0,06	0,41	0,001
					-0,35	0,001
OD, FSR, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,39	-267,07	1,69	0,04	0,43	0,001
					0,28	0,001
FSR, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,27	-266,95	1,82	0,04	0,42	0,001
					0,25	0,001
					0,34	0,001
Temperatura, FSR, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,39	-266,89	1,87	0,04	0,38	0,001
					0,23	0,001
Bacillariophyceae						
Temperatura	0,07	-248,88	0	0,16	0,27	0,001
$Z_{eu}:Z_{max}$	0,009	-247,48	1,39	0,08	0,09	0,002
OD	0,006	-247,43	1,45	0,07	-0,07	0,001
NID	0,005	-247,40	1,47	0,07	0,06	0,001
FSR	0,004	-247,38	1,49	0,07	0,06	0,002
ZooT	0,001	-247,33	1,54	0,07	-0,03	0,001
Chlorophyceae						
FSR	0,04	-242,74	0	0,12	-0,20	0,002
ZooT	0,009	-242,1	0,63	0,09	0,09	0,001
Temperatura	0,008	-242,09	0,654	0,091	0,09	0,001
NID	0,006	-242,04	0,69	0,08	-0,07	0,001
$Z_{eu}:Z_{max}$	0,002	-241,96	0,77	0,08	0,04	0,003
OD	0,001	-241,94	0,79	0,08	-0,03	0,001
Chrysophyceae						
NID	0,08	-285,01	0	0,10	-0,28	0,001
FSR	0,06	-284,74	0,27	0,09	0,26	0,001
OD	0,04	-284,12	0,89	0,06	0,19	0,001
Temperatura	0,03	-284,05	0,96	0,06	-0,18	0,001
$Z_{eu}:Z_{max}$	0,009	-283,50	1,51	0,05	-0,09	0,001

FSR, NID	0,15	-283,41	1,60	0,04	0,46	0,002
					-0,10	0,001
ZooT	<,001	-283,33	1,68	0,04	0,01	0,001
NID, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,14	-283,17	1,84	0,04	-0,40	0,001
					-0,27	0,001
Temperatura, NID	0,13	-283,02	1,99	0,03	-0,23	0,001
					-0,31	0,001
Cryptophyceae						
FSR	0,21	-256,03	0	0,24	0,46	0,002
Temperatura, FSR	0,26	-254,26	1,76	0,1	-0,23	0,001
					0,49	0,002
Cyanobacteria						
Temperatura	0,26	-268,21	0	0,26	0,51	0,001
Temperatura, $Z_{eu}:Z_{max}$	0,33	-267,01	1,20	0,14	0,49	0,001
					0,26	0,001
Dinophyceae						
$Z_{eu}:Z_{max}$	0,05	-154,81	0	0,11	0,22	0,023
Temperatura	0,03	-154,45	0,36	0,09	0,18	0,003
OD	0,02	-154,21	0,59	0,08	-0,14	0,01
FSR	0,02	-154,17	0,63	0,08	-0,14	0,02
NID	0,008	-153,93	0,87	0,07	0,09	0,001
ZooT	0,002	-153,81	1,001	0,07	0,04	0,002
Euglenophyceae						
Temperatura	0,09	-199,94	0	0,15	0,30	0,001
FSR	0,04	-198,87	1,07	0,09	-0,20	0,006
OD	0,01	-198,26	1,67	0,06	-0,11	0,003
Temperatura, FSR	0,15	-198,18	1,76	0,06	0,33	0,001
					-0,25	0,006
$Z_{eu}:Z_{max}$	0,006	-198,14	1,80	0,06	0,08	0,008
ZooT	0,005	-198,11	1,83	0,06	0,07	0,001
NID	<,001	-198,01	1,93	0,06	-0,01	0,001
Xanthophyceae						

NID, ZooT	0,25	-314,26	0	0,09	0,50	0,001
					-0,45	0,001
Z _{eu} :Z _{max}	0,11	-313,87	0,38	0,08	-0,33	0,001
Temperatura	0,1	-313,65	0,60	0,07	-0,31	0,001
NID	0,08	-313,40	0,86	0,06	0,29	0,001
FSR	0,06	-312,98	1,28	0,05	-0,26	0,001
					-0,29	0,001
Temperatura, Z _{eu} :Z _{max}	0,19	-312,74	1,52	0,04	-0,31	0,001
ZooT	0,05	-312,65	1,61	0,04	-0,23	0,001
					-0,26	0,001
ZooT, Z _{eu} :Z _{max}	0,17	-312,27	1,99	0,03	-0,35	0,001
Zygnematophyceae						
Temperatura	0,22	-259,60	0	0,16	-0,47	0,001
					-0,45	0,001
Temperatura, Z _{eu} :Z _{max}	0,33	-259,42	0,18	0,15	-0,32	0,002
					-0,44	0,001
Temperatura, NID	0,26	-257,63	1,97	0,06	0,21	0,001