

SIMONE ALVES DE OLIVEIRA

**DINÂMICA E ESTRUTURA DE COMUNIDADES
FITOPLANCTÔNICAS EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS
COMO FERRAMENTA DE ANÁLISE DA QUALIDADE ECOLÓGICA
DE RESERVATÓRIOS DOS SISTEMAS CANTAREIRA E DO
SOROCABA/MÉDIO TIETÊ (SP, BRASIL)**

SÃO PAULO

2019

SIMONE ALVES DE OLIVEIRA

**DINÂMICA E ESTRUTURA DE COMUNIDADES
FITOPLANCTÔNICAS EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS
COMO FERRAMENTA DE ANÁLISE DA QUALIDADE ECOLÓGICA
DE RESERVATÓRIOS DOS SISTEMAS CANTAREIRA E DO
SOROCABA/MÉDIO TIETÊ (SP, BRASIL)**

Tese apresentada ao Instituto de Botânica da
Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente,
como parte dos requisitos para obtenção do
título de DOUTOR em BIODIVERSIDADE
VEGETAL E MEIO AMBIENTE, Área de
Concentração Plantas Avasculares e Fungos em
Análises Ambientais.

ORIENTADOR: CARLOS EDUARDO DE MATTOS BICUDO

Ficha Catalográfica elaborada pelo **NÚCLEO DE BIBLIOTECA E MEMÓRIA**

Oliveira, Simone Alves de
O48d Dinâmica e estrutura de comunidades fitoplânctônicas em diferentes escalas
 espaciais como ferramenta de análise da qualidade ecológica de reservatórios dos
 sistemas Cantareira e do Sorocaba/Médio Tietê (SP, Brasil) / Simone Alves de
 Oliveira -- São Paulo, 2019.
 103p.; il.

 Tese (Doutorado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Infraestrutura e
 Meio Ambiente, 2019.
 Bibliografia.

1. Fitoplâncton. 2. Reservatórios. 3. Estado trófico. I. Título.

CDU: 582.526.325

*"Desistir... eu já pensei seriamente nisso, mas nunca me levei realmente a sério;
é que tem mais chão nos meus olhos do que o cansaço nas minhas pernas,
mais esperança nos meus passos, do que tristeza nos meus ombros,
mais estrada no meu coração do que medo na minha cabeça."*

Cora Coralina

Aos meus pais Hailton e Aidê, e ao meu noivo
Juarez por todo amor, dedico.

AGRADECIMENTOS

Primordialmente, à Deus pela graça, infinita generosidade e pelas pessoas abençoadas que tanto contribuíram e torceram para que tudo se encaminhasse. A Sua misericórdia me conduziu até aqui e nada seria possível sem a Sua vontade.

Ao meu querido orientador, Dr. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo, pela oportunidade, confiança, pelos sete anos de amizade, parceria e orientação. Sou muito grata por compartilhar seu conhecimento e de uma forma tão bonita e admirável. Agradeço não só pelo apoio e amparo nos momentos científicos, mas também pelo suporte e conselhos pessoais. Ser sua orientanda, sem dúvidas, é um presente da vida.

À Dr^a Carla Ferragut pelos ensinamentos, orientação, paciência e amizade. Obrigada pelo comprometimento e ajuda, pelas direções dadas quando em meio aos meus devaneios científicos, viajava sem rumo. Sua colaboração foi imprescindível para a realização do trabalho. Gratidão pela doação e por ter sido uma verdadeira mestra.

À Dr^a Denise de Campos Bicudo, por todas as contribuições durante a realização da tese, por compartilhar seu conhecimento e experiência, pela amizade e carinho. Sua disposição em ajudar é contagiante e sou muito feliz de ter tido a oportunidade do convívio diário. Obrigada pelo acesso irrestrito a sua biblioteca, dicas científicas, e ajuda pessoal.

À Dr^a Andrea Tucci, Dr^a. Gisele Marquardt e Dr. André Cordeiro pelas valiosas sugestões no exame de qualificação.

Aos colegas, antigos e novos, agradeço a amizade e discussões científicas sempre tão enriquecedoras. O “povo das águas” estará sempre nas minhas lembranças mais divertidas. Agradeço: Angela Lehmkuhl, Camila Araújo, Diego Tavares, Elaine Bartozek, Elton Lehmkuhl, Gisele Marquardt, Jaques Zanon, Krysna Moraes, Lívia Costa, Lucineide Santana, Luyza Amaral, Mayara Casartelli, Renata Costa, Richard Wilander, Ruan Carneiro, Samantha Faustino, Simone Wengrat, Stéfano Zorzal, Thiago Rodrigues.

Um agradecimento especial aos queridos amigos que foram presentes divino e vieram com a missão de trazer carinho e afago fraternal. Vocês fizeram da caminhada árdua, um passeio prazeroso. Obrigada pelos auxílios no trabalho, pelo carinho, conversas, desabafos e tantos momentos legais. A saudade de vocês será diária. Gratidão a Elaine, tão sensata, companheira e amiga; à Angela, que tem um coração de ouro, que me presenteava diariamente com uma palavra de incentivo e pela total disposição a ajudar sempre; ao Elton pela serenidade e pelos muitos “vai dar certo”; e a Krysna pelo carinho, meiguice, ajuda, pela parceria, por me ensinar tantas coisas e por sempre me amparar nas fraquezas da vida. Sua preocupação com

meu bem-estar e amizade permitiu que eu a chamasse de irmã. Obrigada amigos, por todo carinho.

Aos colegas da ecologia terrestre, pela partilha de angústias, alegrias e conquistas. Foi muito bom o convívio com todos. Um agradecimento carinhoso à Cássia Bazi, Gisele Pedrosa, Marcela Engela, Francine Faia e Solange Brandão.

À diretora do Núcleo de Pesquisa em Ecologia, Dr^a. Mirian Cilene, por disponibilizar as facilidades para o desenvolvimento da pesquisa. Também deixo meu muito obrigada a todos os pesquisadores e as queridas funcionárias Dorinha, Amarilis e Marli do Núcleo de Ecologia.

À querida Dorinha, pelo carinho maternal, conversas divertidas e ajudas no laboratório. Sou muito grata pela oportunidade do convívio e por ter aprendido tanto com ela.

Ao Yukio Hayashi pela disposição em ajudar a solucionar os problemas computacionais e pela ajuda em encontrar livros na biblioteca particular do Ori.

À Emily Guimarães, companheira de apartamento, pessoa meiga e que se tornou uma grande amiga. Obrigada pela paciência, pelos momentos em que desabafávamos nossas angústias acadêmicas e pela companhia diária. Agradeço também a Pamela Modena, que apesar da convivência relâmpago, deixou um pouco de si comigo. Seus brigadeiros deixavam meus dias mais felizes.

À Fapesp, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pelo financiamento do projeto temático (Processo 2009/53898-9) que abrangeu este trabalho.

À Capes, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela bolsa de doutorado.

Aos meus amados *painho* e *mainha*, Hailton e Aidê, por todo amor, auxílio, amparo e por não medir esforços para que meu sonho pudesse ser realizado. Obrigada pelo incentivo, por serem pais exemplares e por muitas vezes abdicarem dos seus sonhos em função dos meus. Obrigada por me ensinar que a humildade nos torna seres humanos melhores.

Ao meu noivo Juarez por todo amor, dedicação e por apoiar meus sonhos. Você tem sido minha base e meu refúgio, aquele que me orgulha e faz do meu caos, um mar de calma. Te amo muito e sou muito grata a você por tudo.

À cidade de São Paulo, pelo aprendizado e por tornar possível a realização deste sonho. Me tornei mais forte e independente neste período que morei aqui.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, agradeço.

SUMÁRIO

Resumo	09
Abstract	11
Apresentação da tese.....	12
Introdução geral.....	13
Referências citadas.....	16
 CAPÍTULO 1 - Relationship between phytoplankton diversity and environmental connectivity: an assessment in cascading tropical oligotrophic reservoirs.....	22
Abstract.....	22
Introduction.....	23
Material and Methods.....	24
Results	28
Discussion	32
References	34
 CAPÍTULO 2 - Relationship between phytoplankton structure and environmental variables in tropical reservoirs of different trophic.....	41
Abstract.....	42
Introduction	43
Material and Methods.....	45
Results	47
Discussion.....	50
References.....	53
 CAPÍTULO 3 - Grupos funcionais do fitoplâncton e o estado trófico de reservatórios tropicais.....	70
Resumo.....	70
Introdução.....	71
Material e Métodos.....	72
Resultados.....	75
Discussão.....	78
Referências.....	81
 Considerações finais.....	96
Anexos.....	99

RESUMO

O fitoplâncton é um grupo sensível as mudanças ambientais e por isso é considerado um bom indicador do estado ecológico e da qualidade da água. Nesse sentido, o estudo objetivou relacionar as alterações estruturais e funcionais do fitoplâncton com as características ambientais em reservatórios com diferentes trofias, nos períodos seco e chuvoso. As amostragens da água e do fitoplâncton foram realizadas em cinco reservatórios do Sistema Cantareira e cinco reservatórios da Bacia do Médio Tietê/Sorocaba. No capítulo 1 avaliamos a influência da conectividade na diversidade e riqueza de espécies fitoplanctônicas em reservatórios oligotróficos em um sistema em cascata. Verificou-se que a estrutura do fitoplâncton não foi significativamente diferente entre os reservatórios da sequência da cascata e baixa diversidade beta indicou baixa dissimilaridade nos reservatórios conectados. A conectividade mostrou efeito homogeneizador da diversidade e composição de espécies, resultando em uma similaridade entre estes reservatórios. No capítulo 2 pretendeu-se identificar guildas fitoplanctônicas associadas a um gradiente de trofia e a sazonalidade. As guildas foram identificadas, sendo a condição trófica o fator mais importante para a estrutura da comunidade fitoplanctônica. Além disso, alta biomassa de cianobactérias foram observadas nos reservatórios, incluindo os oligo e mesotróficos. O estudo mostrou a importância de avaliar a estrutura taxonômica do fitoplâncton e sua autoecologia, devido a sua sensibilidade à variação ambiental. No capítulo 3 aplicamos a classificação funcional com o objetivo de associar os grupos funcionais ao estado trófico dos reservatórios. Ainda, pretendeu-se investigar grupos funcionais associados à eutrofização. Reservatórios hipereutrófico, eutrófico e mesotróficos tiveram grupos funcionais característicos do seu estado trófico, enquanto o reservatório oligotrófico foi representado por um grupo funcional comumente reportado em ambientes com altas trofias. Os grupos funcionais foram representativos da trofia dos sistemas e mostraram indícios de início de eutrofização, demonstrando de forma consistente a eficácia da classificação funcional para avaliar o estado ecológico de reservatórios tropicais.

Palavras-chave: diversidade beta, estado trófico, fitoplâncton, reservatórios, sazonalidade.

ABSTRACT

Phytoplankton are a group sensitive to environmental changes and are therefore considered a good indicator of ecological status and water quality. In this sense, the study aimed to relate the structural and functional alterations of phytoplankton with the environmental characteristics in reservoirs with different trophic states, in the dry and rainy periods. Water and phytoplankton samplings were performed in five reservoirs of the Sistema Cantareira and five of the Médio Tietê / Sorocaba Basin. In chapter 1 we evaluated the influence of connectivity on the diversity and richness of phytoplankton species in oligotrophic reservoirs in cascade systems. Phytoplankton structure was not significantly different between cascade sequence reservoirs, and low beta diversity indicated low dissimilarity among connected reservoirs. Connectivity showed a homogenizing effect of species diversity and composition, resulting in similarity between these reservoirs. In Chapter 2, the aim was to identify phytoplankton guilds associated with a trophic gradient and seasonality. The guilds were identified, the trophic condition being the most important factor for the phytoplankton community structure. In addition, high cyanobacterial biomass was observed in reservoirs, including the oligo and mesotrophic reservoirs. The study showed the importance of evaluating phytoplankton taxonomic structure and its autoecology, due to its sensitivity to environmental variation. In chapter 3 we apply the functional classification aiming at associate the functional groups with the trophic state of the reservoirs. Still, it was intended to investigate functional groups associated with eutrophication. Hypereutrophic, eutrophic and mesotrophic reservoirs had functional groups characteristic of their trophic state, while the oligotrophic reservoir was represented by a functional group commonly reported in environments with high trophic state. The functional groups were representative of the systems trophic and showed signs of beginning eutrophication, consistently demonstrating the effectiveness of the functional classification to evaluate the ecological status of tropical reservoirs.

Key words: beta diversity, trophic state, phytoplankton, reservoirs, seasonality.

APRESENTAÇÃO DA TESE

A presente tese intitulada “Dinâmica e estrutura de comunidades fitoplanctônicas em diferentes escalas espaciais como ferramenta de análise da qualidade ecológica dos reservatórios do Sistema Cantareira e reservatórios do Médio Rio Tietê/Sorocaba (SP, Brasil)” está organizada em três capítulos, sendo cada um deles redigido no formato de um manuscrito com diferente abordagem, os quais serão submetidos à publicação em revistas especializadas em ecologia. Cada capítulo foi escrito de forma distinta quanto aos objetivos, revisão da literatura, materiais e métodos, resultados, discussão e conclusões, além de terem formatação diferenciada conforme a revista a que se pretende submetê-lo.

A tese está constituída da seguinte maneira: primeiro uma seção intitulada “Introdução geral” que aborda os principais referenciais teóricos e os objetivos que motivaram o desenvolvimento do trabalho. Em seguida, o capítulo 1 intitulado “Relationship between phytoplankton diversity and environmental connectivity: an assessment in cascading tropical oligotrophic reservoirs”, o capítulo 2 intitulado “Relationship between phytoplankton structure and environmental variables in tropical reservoirs of different trophic” que é o original do trabalho já submetido para apreciação na revista *Acta Botanica Brasilica* e, por fim, o capítulo 3 intitulado “Grupos funcionais do fitoplâncton e o estado trófico de reservatórios tropicais” encerra a tese. Após a apresentação dos capítulos, uma seção intitulada “Considerações finais”, que abordará as principais conclusões da tese e algumas considerações para pesquisas futuras.

Os dados utilizados para elaboração da tese foram coletados durante o desenvolvimento do projeto “AcquaSed” financiado pela FAPESP, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, que teve colaboração de pesquisadores, funcionários e colegas pós-graduandos do Núcleo de Pesquisa em Ecologia do Instituto de Botânica da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo e de seis outras instituições parceiras.

INTRODUÇÃO GERAL

A demanda de água doce vem aumentando atualmente substancialmente e esse aumento acelerado gera o problema da escassez quantitativa do recurso seguida da diminuição de sua qualidade pelo crescimento da população (Braga *et al.* 2008). Um dos problemas ambientais recorrentes que vem afetando de forma drástica os ecossistemas aquáticos é a eutrofização (Paerl & Paul 2012). Este fenômeno é a resposta biológica do ecossistema representada pelo aumento da produtividade, devido ao enriquecimento do corpo d'água ante o aumento das concentrações de nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo, através de efluentes domésticos, agrícolas e industriais (McQuatters-Gollop *et al.* 2009).

Uma das principais consequências da eutrofização é o aumento da biomassa fitoplanctônica. Neste contexto, certas espécies desaparecem enquanto outras, oportunistas, tornam-se dominantes sendo essas, em geral, as cianobactérias, que incluem espécies potencialmente tóxicas. Outras implicações da eutrofização são a diminuição da transparência da água e do oxigênio dissolvido em virtude da elevada biomassa, o desaparecimento de espécies aquáticas sensíveis e a diminuição da biodiversidade (Gladyshev & Gubelit 2019). Estas mudanças na estrutura das comunidades (número de espécies e mudanças na dominância relativa das espécies) reduzem a qualidade da água e os serviços ecossistêmicos que o ambiente impactado pode oferecer.

Diante desta perspectiva, os reservatórios desempenham papel fundamental perante os inúmeros problemas que envolvem a água doce, já que são ecossistemas utilizados para abastecimento público de água, irrigação e geração de eletricidade. Além disso, encerram vários valores ambientais, econômicos e sociais e constituem reservas estratégicas em períodos de escassez de água (Rodrigues & Fidélis 2019). Porém, os reservatórios são vulneráveis aos impactos do uso da terra e, inclusive, acumulam informações das atividades desenvolvidas em sua bacia hidrográfica (Taylor *et al.* 2016). Assim, a qualidade da água é rapidamente comprometida devido à natureza química dos efluentes que recebem ao longo da bacia hidrográfica e isso afeta, de maneira significativa, a biota aquática, inclusive o fitoplâncton (Paul *et al.* 2012).

O fitoplâncton é um conjunto de microrganismos de produtores primários que vivem dispersos no ambiente pelágico dos sistemas aquáticos (Reynolds & Irish 1997). Estes organismos possuem uma enorme diversidade, servem como fonte de energia para a cadeia trófica e impulsionam os ciclos biogeoquímicos (Salmaso *et al.* 2015). Os fatores que mais influenciam seu crescimento e desenvolvimento são luz, temperatura, pH, nutrientes inorgânicos, principalmente nitrogênio e fósforo, e a presença de outros organismos herbívoros e parasitas (Mariani *et al.* 2015). Assim sendo, alterações nos fatores físicos e químicos do ambiente aquático alteram a composição e a dominância das espécies do fitoplâncton e fornecem, conseqüentemente, informações sobre a poluição da água e a eutrofização ocorridas em espaço de tempo de curta a longa duração (Soria *et al.* 2019). O fitoplâncton é, por conseguinte, um bom indicador do estado ecológico e da qualidade da água.

Investigar as causas da variação na composição de espécies fitoplanctônicas tornou-se um objetivo importante na ecologia, dos pontos de vista teórico e prático (Socolar *et al.* 2016). Isto porque as características estruturais que regem as comunidades fitoplanctônicas respondem diretamente aos fatores espaciais e temporais do sistema. Tais características podem ser de cunho estrutural (ex.: riqueza, composição e densidade) ou funcional (ex.: tamanho, volume e morfologia) e são muito sensíveis aos fatores ambientais (Weithoff *et al.* 2015).

A variação na composição de espécies do ecossistema pode ser estimada por medidas de diversidade (Wojciechowski *et al.* 2017). A análise deste componente fornece informações de como as comunidades respondem às mudanças ambientais antrópicas, incluindo a homogeneização biótica (Olden *et al.* 2004), e ajudam a entender a organização das espécies no espaço. Atualmente, estudos ecológicos têm focado na diversidade beta para avaliar as variações espaciais e temporais ao longo de um gradiente ambiental, pois esta é uma medida que permite testar hipóteses sobre os processos que geram e mantêm a biodiversidade nos ecossistemas (Legendre & De Cáceres 2013).

Em região tropical, vários estudos avaliaram as mudanças na estrutura do fitoplâncton associadas a fatores ambientais em escalas espacial e temporal (Yang *et al.* 2018, Crossetti *et al.* 2019, Diniz *et al.* 2019, Sarmiento *et al.* 2019). Além disso, medidas de diversidade da comunidade fitoplanctônica também associadas às variações ambientais são empregadas em análises de biodiversidade (Figueredo & Giani 2001, Nabout *et al.* 2007, Oliveira & Bicudo 2018). Nos ecossistemas aquáticos brasileiros, diversos são os estudos que utilizaram o fitoplâncton como bioindicador da qualidade ecológica da água (Gelmego *et al.* 2009, Bortolini *et al.* 2016, Santana *et al.* 2017). No Brasil, poucos ainda são os programas de gerenciamento da qualidade ecológica da água que incluem o fitoplâncton ou outra comunidade algal, embora o problema da eutrofização seja comum nos corpos d'água de praticamente todo Brasil. A CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo utiliza o fitoplâncton para subsidiar o diagnóstico da qualidade das águas doces utilizadas para abastecimento público e outros usos. Como São Paulo, vários outros estados brasileiros utilizam sistemas que utilizam algas com vistas à qualidade das águas de abastecimento. Porém, não é uma medida nacionalmente consolidada como nos programas de gerenciamento dos Estados Unidos da América (Clean Water Act, CWA) e na Europa (Water Framework Directive, WFD 2000). Nestes programas, as algas são bioindicadoras do estado ecológico dos corpos d'água e permitem estabelecer metas para o manejo e monitoramento dos reservatórios (Crossetti *et al.* 2013, Robin *et al.* 2014).

Entre os estudos que abordaram o fitoplâncton dos reservatórios das sub-bacias consideradas neste trabalho, os mais recentes focaram, principalmente, as diatomáceas planctônicas e dos sedimentos superficiais relacionando-as com variáveis ambientais, traços ecológicos e uso do solo (Zorzal-Almeida *et al.* 2017); grupos funcionais do fitoplâncton associados às variáveis ambientais (Santos *et al.* 2018); mudanças temporais do fitoplâncton (Calijuri *et al.* 2002); diversidade de cianobactérias (Leite *et al.* 2018); novos registros da presença de diatomáceas fitoplanctônicas ao longo de um gradiente trófico (Bartozek *et al.* 2018); e a problemática da eutrofização (Pires *et al.* 2015). Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo relacionar as alterações estruturais e

funcionais do fitoplâncton com as características ambientais e espaciais em reservatórios com diferentes trofias e em dois períodos climáticos contrastantes (seco e chuvoso). Este trabalho visou contribuir para o entendimento da ecologia de reservatórios tropicais, especialmente sob o ponto de vista da heterogeneidade espacial e temporal da estrutura de sua comunidade fitoplanctônica.

A presente contribuição faz parte de um amplo projeto multidisciplinar, o projeto AcquaSed, financiado pela FAPESP (Processo 2009/53898-9), que visou contribuir com informações limnológicas e da autoecologia de diatomáceas para a elaboração de um banco regional de dados, objetivando compreender os padrões de distribuição das diatomáceas em região tropical e seu potencial indicador para elaboração de um modelo de função de transferência diatomáceas-fósforo. Dentro deste projeto maior, este estudo permitirá avançar no entendimento sobre as mudanças na composição de espécies e na alteração da biodiversidade, bem como sobre a caracterização dos grupos de espécies fitoplanctônicas indicadoras de estado trófico. As informações poderão ser úteis para órgãos de gerenciamento de reservatórios tropicais, além de contribuir com medidas mitigadoras para a conservação da biodiversidade aquática.

Referências citadas

- Bartozek, E.C.R., Zorzal-Almeida, S. & Bicudo, D.C. 2018. Surface sediment and phytoplankton diatoms across a trophic gradient in tropical reservoirs: new records for Brazil and São Paulo State. *Hoehnea* 45(1): 69-92.
- Bortolini, C.J., Moresco, G.A., Magro de Paula, A.C., Jati, S., Rodrigues, L.C. 2016. Functional approach based on morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Hydrobiologia* 767: 151-163.
- Braga, B.P.F., Flecha, R., Pena, D.S. & Kelman, J. 2008. Pacto federativo e gestão de águas. *Estudos Avançados* 22(63): 17-42.

- Calijuri, M.C., Dos Santos, A.C.A., Jati, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil). *Journal of Plankton Research* 24: 617-634.
- Crossetti, L.O., Stenger-Kovács, C., Padisák, J. 2013. Coherence of phytoplankton and attached diatom-based ecological status assessment in Lake Balaton. *Hydrobiologia* 716: 87-101.
- Crossetti, L.O., Bicudo, D.C., Bini, L.M., Dala-Corte R.B., Ferragut, C., Bicudo, C.E.M. 2019. Phytoplankton species interactions and invasion by *Ceratium furcoides* are influenced by extreme drought and water-hyacinth removal in a shallow tropical reservoir *Hydrobiologia* 831: 71. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3607-y>
- Diniz A.S., Severiano J.S., Melo Júnior, M., Dantas, Ê.W., Moura, A.N. 2019. Phytoplankton-zooplankton relationships based on phytoplankton functional groups in two tropical reservoirs. *Marine and Freshwater Research* 70: 721-733.
- Figueredo, C.C., Giani, A. 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic Reservoir. *Hydrobiologia* 445: 165-174
- Gemelgo, M.C.P., Mucci, J.L.N., Navas-Pereira, D. 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology* 69(4): 1001-1013.
- Gladyshev, M.I. & Gubelit, Y.I. 2019. Green Tides: New Consequences of the Eutrophication.
- Legendre, P., De Cáceres, M. 2013. Beta diversity as the variance of Community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16(8): 951-963.
- Leite, A.R.C., Biagioni, R.C. & Smith, W.S. 2018. Diversidade de cianobactérias em mananciais da bacia do rio Sorocaba, com ênfase nas represas de Itupararanga e Ipaneminha, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 16: 11-20.
- Mariani, M.A., Lai, G.G., Padedda, B.M., Pulina, S., Sechi, N., Viridis, T., Lugliè, A. 2015. Long-term ecological studies on phytoplankton in Mediterranean reservoirs: a case study from Sardinia (Italy). *Inland Waters* 5(4): 339-354.

- McQuatters-Gollop, A., Gilbert, A.J., Mee, L.D., Vermaat, J.E., Artioli, Y., Humborg, C., Wulff, F. 2009. How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82(4): 583-596.
- Nabout J.C., Nogueira, I.S., Oliveira, L.G., Morais, R.R. 2007. Phytoplankton diversity (alpha, beta and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia* 575: 455-461.
- Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., Fausch, K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 18-24.
- Oliveira, S.A., Bicudo, C.E.M. 2018. Influence of environmental on the diatom communities of oligotrophic reservoirs for public water supply (Guarulhos, Southeast Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 30: e211
- Paerl, H.W., Paul, V.J. 2012. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research* 46(5): 1349-1363.
- Paul, W.J., Hamilton, D.P., Ostrovsky, I., Miller, S.D., Zhang, A., Muraok, K. 2012. Catchment land use and trophic state impacts on phytoplankton composition: a case study from the Rotorua Lakes' district New Zealand. *Hydrobiologia* 698(1): 133-146.
- Pires, D.A., Tucci, A., Carvalho, M.C., Lamparelli, M.C. 2015. Water quality in four reservoirs of the metropolitan region of São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 27(4): 370-380.
- Reynolds, C.S., Irish, A.E. 1997. Modelling phytoplankton dynamics in lakes and reservoirs: the problema of in-situ growth rates. *Hydrobiologia* 349: 5-17.
- Robin, J., Wezel, A., Bornette, G., Arthaud, F., Angélibert, S., Rosset, V., Oertli, B. 2014. Biodiversity in eutrophicated shallow lakes: determination of tipping points and tools for monitoring. *Hydrobiologia* 723: 63-75.

- Rodrigues, C., Fidélis, T. 2019. The integration of land use in public water reservoirs plans: a critical analysis of the regulatory approaches used for the protection of banks. *Land Use Policy* 81: 762-775.
- Salmaso, N., Naselli-Flores, L., Padisák, J. 2015. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology* 60: 603-619.
- Santana, L.M., Weithoff, G., Ferragut, C. 2017. Seasonal and spatial functional shifts in phytoplankton communities of five tropical reservoirs. *Aquatic Ecology* DOI 10.1007/s10452-017-9634-3.
- Sarmiento, H., Izaguirre, I., Becker, V., Padisák, J., Naselli-Flores, L., Huszar, V.L.M. 2019. Phytoplankton and its biotic interactions: Colin Reynolds' legacy to phytoplankton ecologists. *Hydrobiologia* 831: 1. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3872-9>
- Socolar, J.B., Gilroy, J.J., Kunin, W.E., Edwards, D.P. 2016. How should Beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology & Evolution* 31: 67-80.
- Soria, J.M., Montagud, D., Sòria-Perpinyà, X., Sendra, M.D., Vicente, E. 2019. Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI): a new tool for ecological quality studies. *Inland Waters*. DOI: 10.1080/20442041.2018.1494984
- Taylor, S.D., He, Y., Hiscock, K.M., 2016. Modelling the impacts of agricultural management practices on river water quality in Eastern England. *Journal of Environmental Management* 180: 147-163
- Weithoff, G., Rocha, M.R., Gaedke, U. 2015. Comparing seasonal dynamics of functional and taxonomic diversity reveals the driving forces underlying phytoplankton community structure. *Freshwater Biology* 60: 758-767
- Wojciechowski, J., Heino, J., Bini, L.M., Padial, A.A. 2017. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. *Freshwater Biology*. doi: 10.1111/fwb.12899

- Yang, W., Zheng, Z., Zheng, C., Lu, K., Ding, D., Zhu, J. 2018. Temporal variations in a phytoplankton community in a subtropical reservoir: an interplay of extrinsic and intrinsic community effects. *Science of the Total Environment* 612: 720-727.
- Zorzal-Almeida, S., Soininem, J., Bini, L.M. & Bicudo, D.C. 2017. Local environment and connectivity are the main drivers of diatom species composition and trait variation in a set of tropical reservoirs. *Freshwater Biology* 62:1551-1563. <https://doi.org/10.1111/fwb.12966>

CAPÍTULO 1

CAPÍTULO 1

Relationship between phytoplankton diversity and environmental connectivity: an assessment in cascading tropical oligotrophic reservoirs

Abstract

Phytoplankton plays a foremost role in the reservoir's water ecological quality. Present investigation aimed at evaluating the phytoplankton species composition, diversity and richness in oligotrophic cascading reservoirs. Water and phytoplankton samplings were performed in five oligotrophic reservoirs in the state of São Paulo, southeast Brazil, during the rainy and dry periods. There was no significant difference in species composition between reservoirs of the cascading system. Beta diversity indicated that the phytoplankton species composition presented low dissimilarity between the cascading reservoirs during the dry and rainy periods. Species richness and diversity increased along the cascading reservoirs. Connectivity showed a richness homogenizing effect of phytoplankton diversity and species composition that increased similarity among reservoirs. Therefore, connection among different reservoirs standardized the phytoplankton species composition. We assumed that connectivity simplifies the phytoplankton structure.

Keywords: Beta diversity, cascading reservoirs, diversity indices, seasonal variability, tropical reservoir

Introduction

Phytoplankton structure is in constant reorganization due to the countless interactions among physical, chemical and biological variables, thus reflecting the changes in its species composition and biomass (Reynolds 2006). Phytoplankton components possess some efficient morphological and physiological features as well as adaptive strategies such as short generation time, efficient trophic transfer, and high sensitiveness to environmental factors to indicate environmental changes (Litchman & Klausmeier 2008). Light and nutrient availability, wind direction and speed, and the water column thermal stability are the main factors affecting the phytoplankton structure in lakes and reservoirs (Reynolds 2006). Studies have shown, at a global scale, the phytoplankton potential as bioindicator in reservoirs (Willén 2000). Phytoplankton vulnerability makes community composition a useful model to best understand the mechanisms and functioning of ecosystems (Wojciechowski *et al.* 2017).

Phytoplankton analysis can be simplified using ecological indexes that summarize the community structure, which may contribute to a better understanding of the phytoplankton dynamics (Sommer *et al.* 1993). Despite some controversy regarding the efficiency of application of phytoplankton diversity indexes as diagnostic tools for water quality assessment, particularly of eutrophication gradients (Spatharis *et al.* 2011), it is consensual in the literature that indices help in the ecological description of ecosystems (Socolar *et al.* 2016). Studies revealed that measures of diversity are associated in tropical reservoirs to environmental variation (Kotut *et al.* 1998, Figueredo & Giani 2001), and consequently used in biodiversity analyzes (Nabout *et al.* 2007). Although research on biological communities' changes in diversity and species richness is an important ecological issue (Socolar *et al.* 2016), changes in the species richness and diversity of phytoplankton still are poorly understood in tropical reservoirs, particularly in ultra and oligotrophic ones.

There is a large number of dammed rivers in the world (Lehner *et al.* 2011) and currently, a number of hydrologically connected or cascading reservoir systems are being built (Straskraba &

Tundisi 1999). Cascading reservoirs lead to cumulative impacts, where an effect occurring in a particular upstream reservoir will be transferred to subsequent downstream reservoirs (Straškraba & Tundisi 2000). The extent to which a reservoir changes the water quality of the subsequent reservoir depends on characteristics such as depth, water retention time, distance between reservoirs, surrounding land use and occupation, and the trophic state (Nogueira 2005). Dynamics of serial ecosystems are still controversial. Studies show that the cascading effect may increase or decrease biodiversity depending on the nutrient concentration, such as the tendency of phosphorus sedimentation (Moura *et al.* 2013), and that water quality can be improved in series built systems (Carol *et al.* 2006). Rodrigues *et al.* (2009) observed changes in phytoplankton composition and density increase in reservoirs further downstream of cascading sequence, whereas Nogueira *et al.* (2009) showed a negative effect on phytoplankton species richness and diversity in cascading reservoirs.

Considering the important role phytoplankton plays as an indicator of change in water quality (Padisák *et al.* 2006), and knowing the influence of connectivity on this community (Nogueira *et al.* 2010), present investigation aimed at evaluating the influence of connectivity on the phytoplankton species diversity and richness among reservoirs with low nutrient availability (oligotrophic) in cascading systems. We inferred that connectivity simplifies the phytoplankton structure, resulting in a similar phytoplankton species composition among cascading sequence reservoirs. Present knowledge contributes to the development of conservation strategies, particularly in connected tropical reservoirs, and helps to understand the mechanisms of system operation.

Material and Methods

Study area

Phytoplankton structure was evaluated in five cascading reservoirs located in the state of São Paulo, southeastern Brazil (Fig. 1). Reservoirs are located in different rivers and connected by

tunnels and channels to transfer water from one reservoir to the other. Cascading reservoirs studied were Jaguari (Jaguari River), Jacareí (Jacareí River), Cachoeira (Cachoeira River), Atibainha (Atibainha River) and Paiva Castro (Juqueri River), which are connected in that sequence. All five reservoirs are part of the Cantareira System, that is the main source of public supply for the city of São Paulo. Cantareira System is located in an Environmental Protection Area (APA).

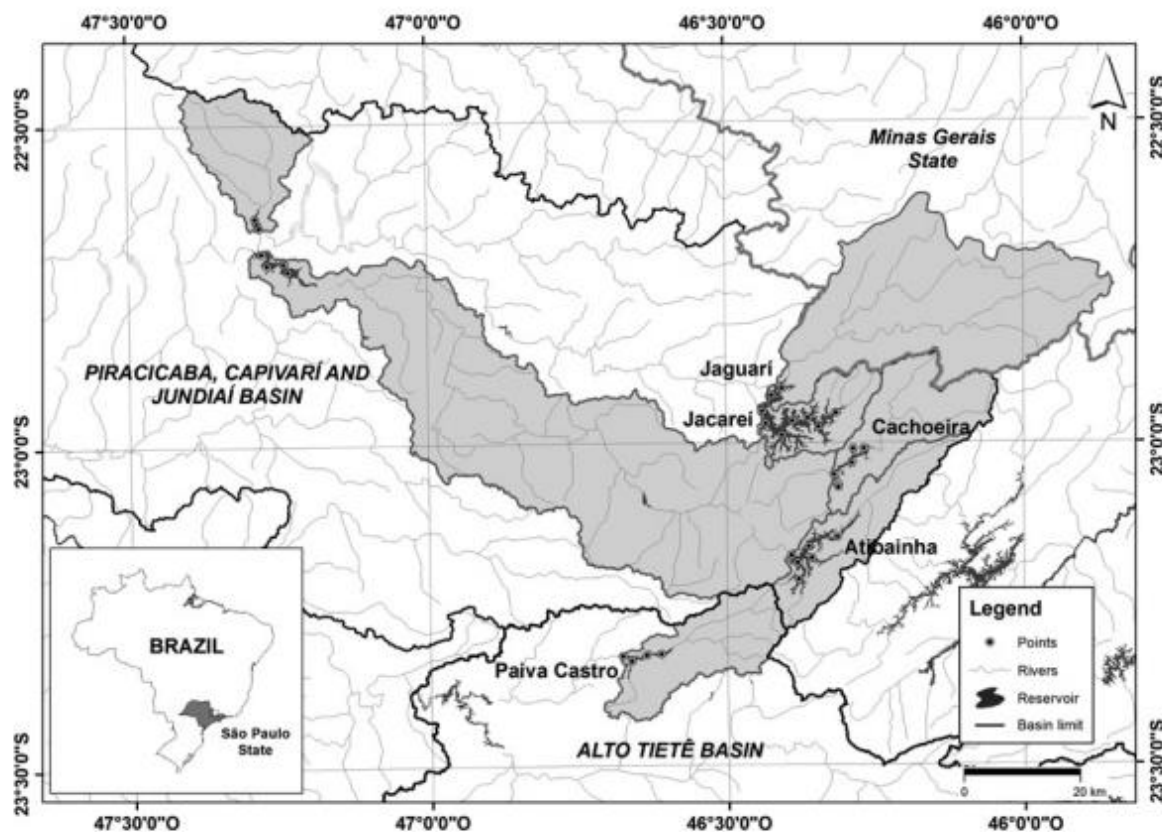


Figure 1: Location of the five reservoirs evaluated in the study. Grey areas represent the reservoirs watershed. Modified from Zorzal-Almeida *et al.* (2017).

Table 1 summarizes the main characteristics of the studied reservoirs. According to Köppen classification system, the study area is in a tropical climate region. The climate is characterized by two contrasting seasonal periods: a rainy (October to March) with high temperatures and precipitation (average of 2010 to 2014: 28.1°C and 247.3 mm a month, respectively) and a dry

period (April to September) with lower temperatures and less rainfall (24.4°C and 66.9 mm per month) (INMET 2018).

Table 1: Characteristics of the studied reservoirs. $V_{\max}$ = maximum volume, $Z_{\max}$ = maximum depth.

	Cascade				Paiva Castro
	Jaguari	Jacareí	Cachoeira	Atibainha	
Area (km ²)	6.1	38.9	6.9	20.2	4.2
$V_{\max}$ (10 ⁶ m ³)	45.5	63.7	113.9	303.2	32.7
$Z_{\max}$ (m)	45.0	46.0	21.0	25.0	15.0
RT (days)*	52.1	332.1	36.6	99.6	1.4
Main use	Public supply	Public supply	Public supply	Public supply	Public supply

Cascading reservoirs information: Zorzal-Almeida *et al.* (2017)

Sampling and variables analyzed

Sampling campaigns were carried out in 2010 (Jaguari and Jacareí) and 2013 (Cachoeira, Atibainha, Paiva Castro) in the rainy and dry seasons. Sampling sites (total 25 sites) were located near the main water inputs (main rivers and tunnels), main water outputs (dams and tunnels) and in the deepest area of each reservoir.

Subsurface water samples were collected with a van Dorn bottle to determine the physical and chemical variables. Water temperature, pH, turbidity, electrical conductivity and dissolved oxygen were determined using a Horiba U-50 underwater multiparameter probe. The water transparency was identified from the Secchi disk. The analytical procedures for the other abiotic variables (alkalinity, dissolved oxygen, nitrite, nitrate, ammonium, orthophosphate, dissolved total phosphorus, total nitrogen, total phosphorus, and soluble reactive silica) followed the standard methods of the American Public Health Association (APHA 2005). The water samples for determination of the dissolved nutrients were filtered under low pressure with a glass fiber filter

(Whatman GF/F), and from the material retained in the filter the chlorophyll-*a* concentration (corrected of pheophytin) was determined following the 90% ethanol method (Sartory & Grobbellar 1984). Chlorophyll-*a* and total phosphorus concentrations were used to calculate the Trophic State Index (TSI) (Carlson 1977, modified by Lamparelli 2004).

Phytoplankton samples were collected with a van Dorn bottle along the reservoir vertical profile (subsurface, middle and 1 m above the sediments), and integrated. The samples were preserved with formaldehyde 4% for taxonomic analysis and species identified using a Zeiss Axioskop 2 microscope with a measuring eyepiece and a digital photograph camera. An aliquot of the sample was used for oxidation of the diatoms (ECS, European Committee for Standardization 2003). For quantitative analysis, samples were fixed with 0.5% acetic lugol and the counting was done using an inverted microscope (Zeiss Axio Observer D1, 400 x) according to the Utermöhl method. Counting limit was established through the minimum count of 100 individuals of the most abundant species and the species rarefaction curve.

Phytoplankton biomass was evaluated by calculating the biovolume ($\mu\text{m}^3 \text{ ml}^{-1} \rightarrow \text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$) using approximations to geometric forms (Hillebrand *et al.* 1999). Measurement of 20 to 30 individuals was achieved whenever possible. Species with relative biomass greater than 5% were considered descriptive species.

Phytoplankton structure was evaluated by the Shannon-Winner diversity index (Magurran 2004), that was calculated using the biomass data. The number of species in the samples determined the species richness.

Data treatment

Principal Component Analysis (PCA) was executed for analysis of abiotic data using log transformed ($x + 1$) except for pH, and covariance matrix. The analysis was performed in the PC-ORD (McCune & Mefford 1997). Relationships between limnological data and axes 1 and 2 scores were analyzed using Pearson's correlation (r).

Jackknife first order species richness estimators (Sjack1) were used to evaluate the degree of sampling efficiency (Burnham & Overton, 1978). Beta diversity index (β -1) was applied to quantify changes in the phytoplankton species composition among systems and climatic periods (Harrison *et al.* 1982). Similarity of the phytoplankton species composition in each sampling site was estimated by cluster analysis using the mean association (UPGMA) and Bray-Curtis distance. Cluster analysis was performed on the phytoplankton biomass data using PAST 3.2 (Hammer *et al.* 2001).

One-way PERMANOVA was used to detect differences in species composition between reservoirs of the cascade series. This analysis was performed using Bray-Curtis similarity. The multivariate analysis was accomplished using statistical software PAST 3.2 (Hammer *et al.* 2001).

Results

Limnological variables

The limnological characteristics of the cascading reservoirs are in Table 2. The reservoirs were characterized by low dissolved nutrient values, total phosphorus and conductivity. Reservoir water of the cascading system is slightly acidic to neutral and according to the Trophic State Index reservoirs were classified as oligotrophic and ultraoligotrophic.

Table 2: Means and standard deviation of the limnological variables of the five reservoirs in the rainy and dry periods. Oligo = oligotrophic; ultra = ultra-oligotrophic;

Cascade Reservoirs

Variables	Jaguari	Jacarei	Cachoeira	Atibainha	Paiva Castro
Water transparency (Secchi disk, m)	2.4±0.6	3.4±0.8	1.8±0.4	2.3±0.7	1.4±0.9
Water temperature (°C)	21.4±3.7	22.1±2.8	19.9±6.9	18.6±6.6	21.0±3.8
Conductivity (µS cm ⁻¹)	36.1±3.6	35.2±2.0	39.0±2.8	33.5±10.1	42.0±19.7
pH	7.0±0.7	7.2±0.4	6.7±0.2	6.5±0.2	6.4±0.2
Dissolved Oxygen (mg L ⁻¹)	6.0±1.0	6.1±1.6	7.1±1.5	6.0±1.0	6.2±1.1
NH ₄ ⁺ -N (µg L ⁻¹)	26.0±22.9	55.0±38.1	28.2±14.4	87.4±105.2	73.0±54.4
NO ₂ ⁻ -N (µg L ⁻¹)	6.1±2.3	5.1±0.5	5.0±0.0	5.2±0.9	5.1±0.1
NO ₃ ⁻ -N (µg L ⁻¹)	135.1±8.8	41.0±16.9	85.8±40.0	39.4±35.6	102.6±37.7
Total Nitrogen (µg L ⁻¹)	386.0±53.2	210.2±93.1	286.5±139.6	334.3±241.6	216.6±84.8
Total Phosphorus (µg L ⁻¹)	19.8±8.9	10.7±4.7	13.1±3.2	8.4±1.6	13.0±3.9
Chlorophyll- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	4.0±0.6	1.9±2.3	2.3±1.0	2.6±0.7	2.1±2.1
Trophic State Index (TSI)	oligo	ultra	oligo	oligo	oligo

PCA scores showed that the reservoirs were limnologically similar (Fig. 2). The first two axes explained 79.5% of total variability of the abiotic data of the reservoirs. Most sampled units related to the rainy season were ordered on the positive side of axis 1, and dry season on the negative side of the axis. Sample units of the rainy season on axis 1 were positively correlated with water temperature ($r = 0.6$), and of the dry season negatively correlated with total nitrogen ($r = -0.9$) and conductivity ($r = 0.6$). Axis 2, although significant, did not show a pattern of the sample units and grouped on the positive side of the axis those that correlated with higher values of total phosphorus ($r = 0.8$), and on the negative side of the axis the sample units that correlated with the highest values of water transparency ($r = 0.7$). Axis 1 showed that seasonality was the determining factor in the ordering of sample units as a function of abiotic variables. Connectivity favored similarity between sample units.

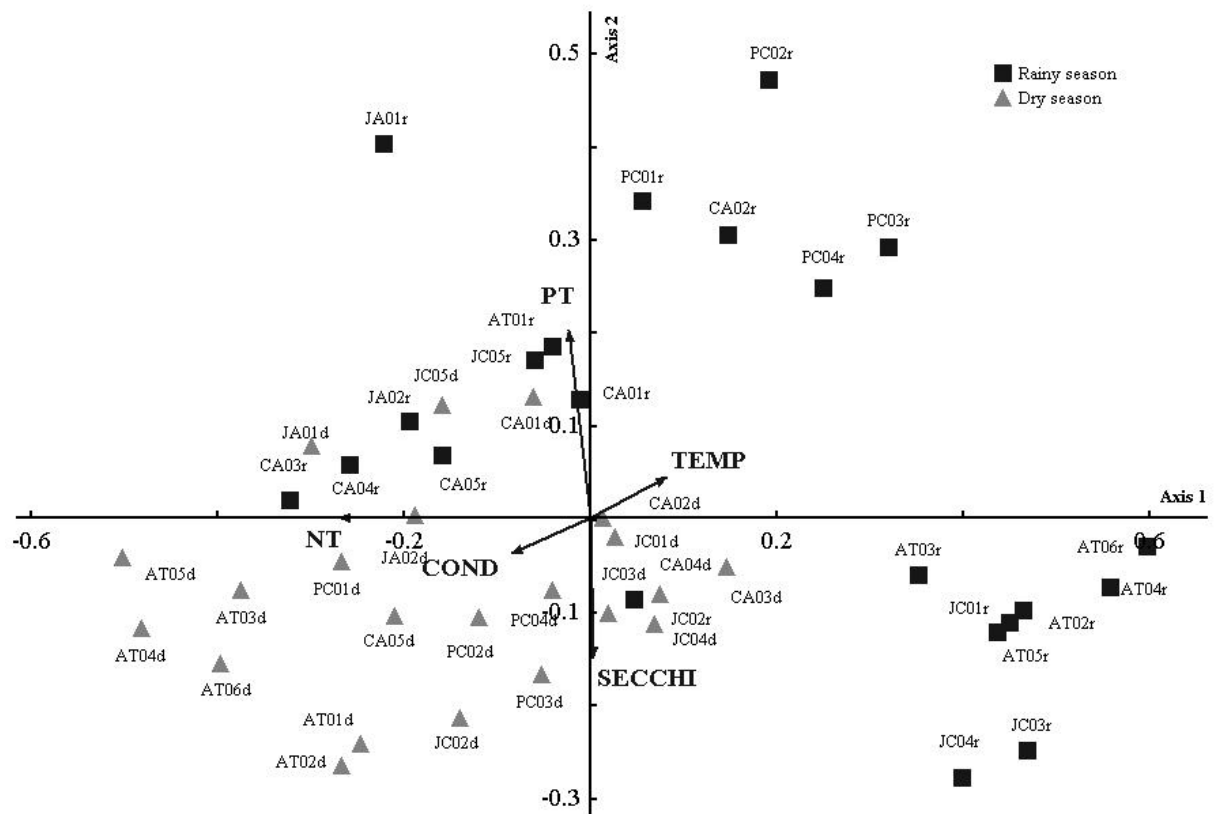


Figure 2: Principal Component Analysis of environmental variables. Variables: Temp = water temperature; Secchi = water transparency; NT = total nitrogen; PT = total phosphorus; Cond = conductivity. Reservoirs: JA = Jaguari; JC = Jacareí; CA = Cachoeira; AT = Atibainha; PC = Paiva Castro. Climatic period: r = rainy period; d = dry period.

Phytoplankton

The total 138 phytoplankton taxa were identified in the five reservoirs studied. Phytoplankton richness and diversity varied among reservoirs during the study period (Fig. 3A) and highest values were recorded in the rainy period. The last reservoirs of the cascading sequence (Atibainha and Paiva Castro) had the highest species richness. The Sjack1 estimator showed that the expected species richness was 73% in the cascade reservoirs during the rainy season and 70% in the dry period. The highest values of phytoplankton diversity were also identified in the last two reservoirs of the cascade (Atibainha and Paiva Castro). Beta diversity indicated that species composition of

phytoplankton had low heterogeneity among reservoirs in the cascade system during the dry and rainy periods (24 and 26, respectively).

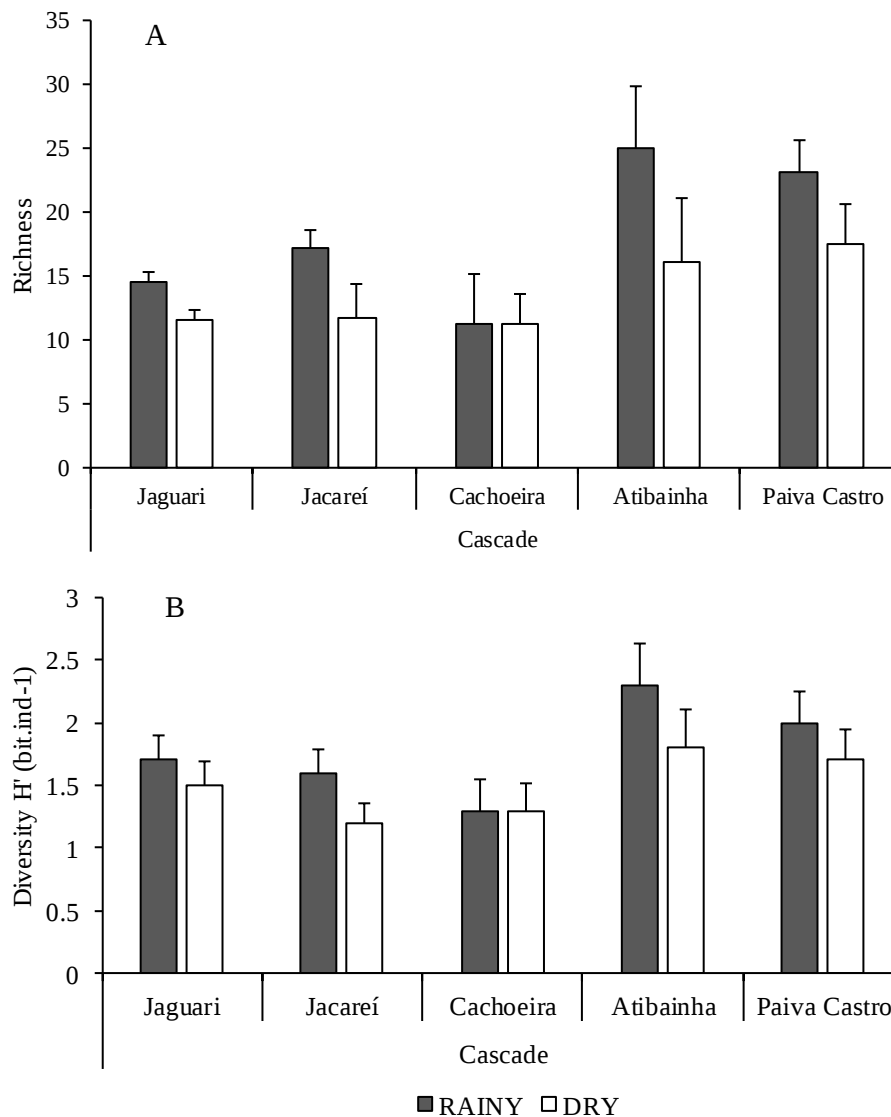


Figure 3: Species richness (A) and diversity (B) (Mean, $\pm$ SD) in the cascade reservoirs during the rainy and dry periods.

Considering the species composition, cluster analysis showed formation of two large groups at the 45% similarity level in the cascading reservoirs. Similarity showed a clear pattern evidencing a higher homogeneity in the phytoplankton composition (Fig. 4). The high cophenetic correlation coefficient indicated absence of distortions in the cluster structure ($r = 0.80$). There was no

significant difference in species composition between the reservoirs of the cascading system (One-way PERMANOVA).

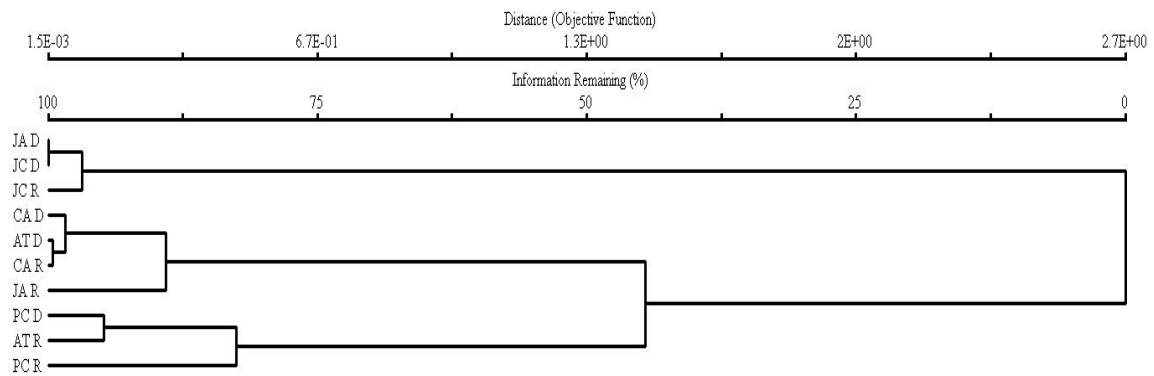


Figure 4: Similarity Bray-Curtis of phytoplankton species composition among cascade reservoirs in the dry and rainy periods. R = rainy; D = dry.

Discussion

Our results showed that seasonal variability and connectivity were determinant factors for species composition, richness and diversity of phytoplankton in the studied cascade reservoirs. Seasonality was determinant for the phytoplankton structure, mainly because of the changes in the nutrient and light availability and temperature. The seasonal variation plays an important role in the ecology of phytoplankton in tropical reservoirs (Calijuri *et al.* 2002, Fonseca & Bicudo 2008), which can help preserve diversity, especially in systems without marked environmental gradient (Passarge *et al.* 2006) as the oligotrophic reservoirs. Changes in water flow due to continuous nutrient pulses, water level and transparency can promote variability in the ecosystem favoring increased species richness and diversity (Reynolds *et al.* 1993, Nogueira 2000).

According to Harrison *et al.* (1992), beta diversity (β -1) lower than 50 represent low dissimilarity in species composition among different biological communities. Therefore, beta diversity revealed that the phytoplankton in the cascading reservoirs system presented greater

homogeneity in species composition. Consequently, present findings showed that connectivity provided species sharing among the connected reservoirs, thus causing a low dissimilarity. The high environmental variability is associated with an increase in beta diversity (Harrison *et al.* 1992), a fact that was not detected in the current study. Indeed, the connected reservoirs did not present conspicuous environmental variability, consequently resulting in low beta diversity. The relationship between environmental heterogeneity and beta diversity was already demonstrated in tropical and temperate lakes and reservoirs (e.g. Nabout *et al.* 2007, Borges & Train 2009, Maloufi *et al.* 2016). According to Wojciechowski *et al.* (2017), environmental heterogeneity is significantly related to phytoplankton beta diversity, high ammonium concentration and Cyanobacteria abundance, consequently increasing the community homogeneity among reservoirs. Therefore, low phytoplankton diversity showed high similarity in species composition among cascade reservoirs, reflecting the low environmental heterogeneity of the cascade system.

Considering the changes in the phytoplankton structure in the cascade system, we found a tendency to increase species diversity and richness along the series of reservoirs. Thus, our results showed that connection provided an accumulative effect on the phytoplankton species richness, as observed in other studies (e.g. Cassol *et al.* 2017, Padisák *et al.* 2000). However, we found the highest species richness and diversity values in the Atibainha Reservoir, not in the last reservoir (Paiva Castro) of the series, as would be expected. Certainly, the low water residence time (< 10 days) favored the loss of species in the last reservoir. Short water residence time tends to induce biomass loss due to system runoff (Kimmel *et al.* 1990). In addition, residence time of less than two weeks seems to allow significant phytoplankton growth in tropical reservoirs (Henry *et al.* 1985). Therefore, changes in residence time in one reservoir of the cascade may minimize the effect of connectivity on the phytoplankton structure, especially the dispersion of species in the cascade.

Phytoplankton species richness was low in all present reservoirs when compared to other studies on tropical oligotrophic reservoirs (Lopes *et al.* 2005). The non-parametric Sjack1 richness

estimators showed that the sampling effort was appropriate for the diversity survey, since the species richness expected in the reservoirs was sampled for more than 70% in systems studied. The use of estimators has shown to be efficient not only in studies of phytoplankton (Nabout *et al.* 2007, Borges & Train 2009), but also of zooplankton (Grabowska *et al.* 2013) and benthic macroinvertebrates (Melo *et al.* 2003), thus reinforcing the effectiveness of the method.

In the present study, connectivity played a homogenizing effect in the phytoplankton richness, diversity and species composition, supporting the similarity between the cascading reservoirs. In short, connectivity favored the accumulation of species in the phytoplankton along the cascade, but environmental homogeneity involved low beta diversity. Considering that the five connected reservoirs were built on five different rivers, connectivity certainly led to the loss of biodiversity. According to Maloufi *et al.* (2015), management of lakes and reservoirs in anthropogenic landscapes should aim at maintaining environmental heterogeneity in order to favor the maintenance of high phytoplankton beta and alpha diversities, thus, preventing eutrophication. In this study, connectivity did not favor environmental heterogeneity, showing a negative effect on diversity maintenance.

Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) for financial support (Grant 2009/53898-9) and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for doctoral degree scholarship to first author. We are grateful to all the students and technicians involved in the laboratory and fieldwork.

References

American Public Health Association (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st Edition, American Public Health Association, Washington, DC.

- Bicudo DC, Tremarin PI, Almeida PD et al. (2016) Ecology and distribution of Aulacoseira species (Bacillariophyta) in tropical reservoirs from Brazil. *Diatom Research*. doi: 10.1080/0269249X.2016.1227376
- Borges PAF, Train S (2009) Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology* 69: 637-647.
- Calijuri MC, Dos Santos ACA, Jati S (2002) Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP-Brazil). *Journal Plankton Research* 24: 617-634.
- Carlson RE (1977) Atrophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.
- Carol J, Benejam L, Alcaraz C, Vila-Gispert A, Zamora L, Navarro E, Armengol J, Garcíaberthou E (2006) The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs. *Ecology of Freshwater Fish* 15(1): 66-77.
- Cassol APV, Oliveira MA, Domingues AL, Pereira-Filho W, Durigon M, Silva JF (2017) Climate factors and limnological conditions shaping phytoplankton community in two subtropical cascading reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*. doi.org/10.1590/S2179-975X6316
- European Committee for Standardization (2003) Water quality: guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946. Geneva. http://www.safrass.com/partners_area/BSI%20Benthic%20diatoms.pdf Accessed on 10 January 2010.
- Fonseca BM, Bicudo CEM (2008) Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600(1): 267-282.
- Figueredo CC, Giani A (2001) Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic Reservoir. *Hydrobiologia* 445: 165-174.
- Grabowska M, Ejsmont-Karabin J, Karpowicz M (2013) Reservoir–river relationships in lowland, shallow, eutrophic systems, an impact of zooplankton from hypertrophic reservoir on river zooplankton. *Polish Journal of Ecology* 61: 757-766.

- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- Harrison S, Ross SJ, Lawton JH (1992) Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151-158
- Hillebrand H, Dürseken CD, Kirschiel D, Pollingher U, Zohary T (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Henry R, Hino K, Gentil JG, Tundisi JG (1985) Primary production and effects of enrichment with nitrate and phosphate on phytoplankton in the Barra Bonita Reservoir (State of São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 7: 561-573.
- Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2018) Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> Accessed 10 October 2018.
- Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT (2006) Plano de bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10). http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7000/reltec_91-265-205.pdf. Accessed 05 November 2018.
- Kimmel BL, Lind OT, Paulson LJ (1990) Reservoir primary production. In: Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE (eds) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley and Sons. pp 133-193.
- Kotut, K, Krienitz L, Muthuri FM (1998) Temporal changes in phytoplankton structure and composition at the Turkwell Gorge Reservoir, Kenya. *Hydrobiologia* 368: 41-59.
- Lamparelli MC (2004) Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lehner B, Liermann CR, Revenga C et al (2011) High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 494-502.

- Litchman E, Klausmeier CA (2008). Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 39: 615-639.
- Lopes MRM, Bicudo CEM, Ferragut C (2005) Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia* 542: 235-247.
- Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science.
- Maloufi S, Catherine A, Mouillot D, Louvard C, Couté A et al (2016). Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper β -diversity across phytoplankton communities. *Freshwater Biology* 61(5): 633-645.
- Melo AS, Pereira RAS, Santos AJ, Shepherd GJ, Machado G, Medeiros HF, Sawaya RJ (2003) Comparing species richness among assemblages using sample units: why not use extrapolation methods to compare species richness? *Oikos* 101: 398-410.
- Moura AN, Severiano JS, Tavares NKA, Dantas EW (2013) The role of a cascade of reservoirs and seasonal variation in the phytoplankton structure in a tropical river. *Brazilian Journal of Biology* 73(2): 291-298.
- Nabout JC, Nogueira, IS, Oliveira, LG, Moraes, RR (2007) Phytoplankton diversity (alpha, beta and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (Central Brazil). *Hydrobiologia* 575: 455-461.
- Nogueira MG (2000) Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 431: 115-128.
- Nogueira MG (2005) Limnologia de reservatórios e sistemas em cascata. In: Roland F, Dionéia C, Marinho M. *Lições de limnologia*, São Carlos: RiMa, p. 141-160.
- Nogueira MG, Ferrareze M, Moreira ML, Gouvêa RM (2010) Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical-subtropical river (SE, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 70: 781-793.

- Padisák J, Barbosa FAR, Borbély G et al (2000) Phytoplankton composition, biodiversity and a pilot survey of toxic cyanoprokaryotes in a large cascading reservoir system (Tietê basin, Brazil). *Verhandlungen der Internationalen für Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 2734-2742.
- Padisák J, Borics G, Grigorszky I, Soróczki-Pintér E (2006) Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1-14.
- Passarge J, Hol S, Escher M, Huisman J (2006) Competition for nutrients and light: stable coexistence, alternative stable states, or competitive exclusion? *Ecological Monographs* 76: 57-72.
- Reynolds CS (2006) *The ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Reynolds CS, Padisák J, Sommer U (1993). Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia* 249: 183-188.
- Rodrigues LC, Train S, Bovo-Scomparin VM, Jati S, Borsalli CCJ, MarengonI E (2009) Inter annual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69 (2): 501-516.
- Spatharis S, Roelke, D. L, Dimitrakopoulos, PG, Kokkoris GD (2011) Analyzing the (mis) behavior of Shannon index in eutrophication studies using field and simulated phytoplankton assemblages. *Ecological indicators* 11(2): 697-703.
- Sartory DP, Grobbellar JE (1984) Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.
- Socolar JB, Gilroy JJ, Kunin WE, Edwards DP (2016) How should Beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology and Evolution* 31: 67-80.
- Sommer U, Padisák J, Reynolds CS, Juhász-Nagy P (1993) Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia* 249: 1-7.

- Straškraba M, Tundisi JG (1999) Reservoir water quality management: guidelines of lake management. Kusatsu, Japão: Internacional Lake Environmental Committee v.9, 227p.
- Straškraba M, Tundisi JG (2000) Gerenciamento da qualidade de águas de represas. In: Diretrizes para o gerenciamento de lagos. São Carlos. ILEC 280p.
- Willén, E. (2000). Phytoplankton in water quality assessment: an indicator concept. Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring 2: 58-80.
- Wojciechowski J, Heino J, Bini LM, Padial AA (2017) Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. Freshwater Biology. doi: 10.1111/fwb.12899

CAPÍTULO 2

CAPÍTULO 2

Original Article

Relationship between phytoplankton structure and environmental variables in tropical reservoirs with different trophic states

Simone Alves de Oliveira^{1*}, Carla Ferragut² & Carlos Eduardo de Mattos Bicudo²

¹ Núcleo de Pesquisa em Ecologia, Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente

² Núcleo de Pesquisa em Ecologia, Instituto de Botânica, Av. Miguel Stefano, nº 3687, 04301-902 São Paulo, SP, Brazil

* e-mail: simonemone123@hotmail.com

Abstract: Phytoplankton structure is associated with environmental factors, seasonal cycles and the trophic state of the system. The objective of this study was to identify guilds of phytoplankton species representative of seasonality and trophic status. Phytoplankton biomass and species composition were evaluated in five tropical reservoirs with different trophic states in the rainy and dry periods. Total biomass was higher during the rainy season at most sampling stations, and high cyanobacterial biomass was observed in all reservoirs except for the mesotrophic Ipaneminha reservoir, which showed no contribution from the group. Phytoplankton guilds associated with the trophic gradient and seasonality were identified, while trophic condition was found to be the most important factor for community structure. The importance of evaluating phytoplankton taxonomic structure and autoecology, due to its sensitivity to environmental variation, was also demonstrated.

Keywords: Cyanobacteria, guild, phytoplankton, reservoir, seasonality

Introduction

Phytoplankton is one of the most efficient indicators of an aquatic ecosystem ecological condition, since in addition to participating in the system as primary producers, its representatives have a short life cycle and a wide spatial distribution (Padisák *et al.* 2009). Phytoplankton composition in reservoirs depends on physical, chemical and biological factors (Bouvy *et al.* 2009). These factors are subjected to the pulses produced in the system that may occur naturally, such as precipitation, wind and river flow; or artificially of anthropogenic origin due to nutrient input and water output dependent on their multiple uses (Chellappa *et al.* 2007). Reservoirs present a longitudinal gradient caused by water flow that causes instability in the system and results in different depths of the mixing and euphotic zones and in nutrient concentration (Borges *et al.* 2008). The water column instability along with external factors controls the changes in the phytoplankton species richness and diversity (Calijuri *et al.* 2002).

Aquatic community structure changes spatially and temporally due to a combination of factors that may act on different scales (Heino *et al.* 2015a). In the tropical region, several studies revealed changes in phytoplankton structure associated with environmental factors both on spatial and temporal scales (Fonseca & Bicudo 2008, Becker *et al.* 2009, Yang *et al.* 2018). In other words, the morphological characteristics of reservoirs associated with their seasonal cycles, environmental factors and the frequency and intensity of anthropogenic impacts generate a competitive environment where the best-adapted species prevail (Padisák *et al.* 2010). Result of this competition may be detected at the floristic and structural levels through the changes in the distribution of biomass between algal classes (Naselli-Flores *et al.* 2007). Such changes may be understood as population responses that allow them to use the resources differently (Crossetti & Bicudo 2005). Phytoplankton composition and structure are therefore considered fundamental for the aquatic ecosystem metabolism (Calijuri *et al.* 2002).

Studies have shown that phytoplankton structure is affected by the system trophic state (Matsumura-Tundisi & Tundisi 2005, Bortolini *et al.* 2014, Salmaso *et al.* 2015, Santana *et al.*

2017). Due to their important role in the eutrophication of water bodies, nutrients were also considered important during the species selection. There are species that have a higher requirement for a nutrient and would be underprivileged by its low availability, whereas their capacity to exploit its enrichment would help them moving toward dominance when the opportunity arises (Reynolds 1998). This relationship between trophic state and productivity has been used in the management of aquatic resources (Elser & Goldman 1991), although knowledge of the trophic state in relation to changes in the phytoplankton floristic composition and environmental variables is still limited in tropical lakes and reservoirs.

Coexistence of species is extremely common in phytoplankton (Miyazaki *et al.* 2006), since their communities are composed of different species that both share and compete for resources, forming guilds (Wilson 1999). Guilds have great relevance for the interpretation of the aquatic ecosystem, since intrinsic variability of the ecosystem can strongly affect the response of phytoplankton guilds to environmental stress (Vandrucci *et al.* 2008). Moreover, knowledge of ecological guilds that use the same resource dimension is important to understand the mechanisms that allow coexistence of species along a resource gradient (Blondel 2003). Resources availability for development of phytoplankton varies seasonally (Interlandi & Kilham 2001) and according to the trophic state of lakes and reservoirs (Reynolds 1998). However, influence of trophic state and seasonality on the phytoplankton structure with guilds identification is not well documented in the tropical region. In this sense, we aim at identifying guilds of phytoplankton species representative of seasonal variation and trophic state in five tropical reservoirs. Precisely, it was attempted to answer two questions: (a) is there guild formation associated with the trophic gradient and seasonality? and (b) are the species in the guilds dominant or abundant? These questions contribute to a better understanding of the relationship between the phytoplankton structure and the trophic state of tropical reservoirs.

Materials and methods

Study area

Phytoplankton was evaluated in five reservoirs that are part of the Médio Tietê / Sorocaba watershed (Figure 1) located in the central Southeast of the State of São Paulo, i.e. in a highly urbanized and industrial area (IPT 2008). Selected reservoirs cover a trophic gradient range from hypertrophic to oligotrophic, as follows: Barra Bonita (hypertrophic), Hedberg (eutrophic), Ipaneminha and Itupararanga (mesotrophic), and Santa Helena (oligotrophic) (Buzelli & Cunha-Santino 2013, Lucinda 2003, SAAE 2013, CETESB 2013). Table 1 summarizes the main features of the five reservoirs studied. According to Conti & Furlan (2008), the study area is located in a region of tropical climate of altitude characterized by two contrasting seasonal periods: one rainy (October to March) with high temperatures and precipitation (2014 average: 29.6°C and 168 mm per month, respectively), and the other dry (April to September) with lower temperatures and less rainfall (2014 average: 19.7°C and 40.8 mm per month) (INMET 2018).

Sampling and variables analyzed

For the phytoplankton evaluation in different trophic states reservoirs, samples were taken at different localities of five systems during the dry and the rainy periods of 2014. Reservoirs were selected according to the TSI, Trophic State Index and depth (> 20 m). The sampling sites were selected according to the size of the reservoir envisaging the greater spatial variability (Barra Bonita and Itupararanga n = 5, Hedberg, Ipaneminha and Santa Helena n = 3), considering the input of the main tributaries, the dam region and the system deepest region, totaling 19 sampling sites.

Water samples for determination of the physical and chemical variables were gathered at the subsurface with a van Dorn bottle (Brandão *et al.* 2011). Water temperature, pH, turbidity, electric conductivity and dissolved oxygen were measured '*in situ*' using a Horiba U50 multiparameter probe. Water transparency was obtained with a Secchi disk (Cole 1992). The analytical procedures

for the other abiotic variables [alkalinity, dissolved oxygen, nitrite, nitrate, ammonium, orthophosphate, total dissolved phosphorus (TDP), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP), and soluble reactive silica] followed the standard methods of the “American Public Health Association” (APHA 2005). Water samples for identification of dissolved nutrients were filtered under low pressure using glass-fiber filter (GF/F Whatman); and the concentration of chlorophyll *a* (corrected for phaeophytin) was identified according to the 90% ethanol method (Sartory & Grobbelaar 1984) from the material retained in the filter. Chlorophyll *a* and total phosphorus concentrations of the system subsurface were used to calculate the Trophic State Index proposed by Carlson (1977) and modified by Lamparelli (2004).

Water samples for phytoplankton analyzes were collected with a van Dorn bottle along the vertical profile of reservoirs (subsurface, mean depth and ± 1.0 m above sediments). Samples were immediately integrated into a single one, preserved in 4% formalin solution for taxonomic analysis, and the taxonomic identification was performed using a binocular optical microscope (Zeiss Axioskop 2). Part of the material was prepared following the method proposed by the European Commission for Standardization for diatom oxidation and production of permanent slides using Naphrax for taxonomic identification. For the quantitative analysis, phytoplankton was fixed with 0.5% acetic lugol solution and counting were carried out using an inverted microscope (Zeiss Axio Observer D1, magnification 400 x) according to Utermöhl (1958). Counting limit was defined by the minimum count of 100 individuals of the most abundant species, and the species rarefaction curve. Phytoplankton biomass was measured by calculating the biovolume ($\mu\text{m}^3 \text{ ml}^{-1} \rightarrow \text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$) of the geometric models defined by the shape of the cells (Hillebrand *et al.* 1999). Whenever possible, measurements of 20 to 30 individuals of each type were taken. Species with relative biomass $> 5\%$ were considered descriptive. Abundant species were those above the mean value of the community, and dominant species those with values surpassing 50% of the total biomass (Lobo & Leighton 1986).

Data treatment

Permutational multivariate variance analysis (Two-way PERMANOVA; $\alpha = 0.05$) was used to investigate differences in the phytoplankton species composition between dry and rainy climatic periods and between reservoirs with different trophic states. This analysis was done using Bray-Curtis similarity and statistical software PAST 3.01 (Hammer *et al.* 2001).

Redundancy analysis (RDA) was used to relate the phytoplankton descriptive species with the environment variables with the data $\log(x + 1)$ transformed and covariance matrix. This analysis was done due to the ordering of the species by the DCA (Detrended Correspondence Analysis), which showed that the length gradient was < 2.0 indicating that the algal biomass and the environmental gradient values were linear (Birks 2010). The environment matrix variables were composed by six variables (temperature, conductivity, nitrate, ammonium, TP and TN) selected based on the PCA (Principal Components Analysis). Monte Carlo randomization test was performed and axes with $p < 0.05$ were considered interpretable. Analyses were conducted using PC-ORD 6.0 program (McCune & Mefford 2006).

Results

Abiotic variables

During the period of present study, water transparency and euphotic zone depth were higher during the dry period. Temporal variation in nutrient and chlorophyll *a* concentration was observed, their greatest mean values also detected during the dry season in most sampling stations. Low temporal variation was noticed for dissolved oxygen, electric conductivity, pH, orthophosphate and soluble reactive silica. Trophic status of reservoirs did not change between climatic periods (Table 2).

Phytoplankton

Phytoplankton included 154 taxa distributed in 10 taxonomic classes, as follows: Chlorophyceae (28.6% of taxa identified), Euglenophyceae (22.1%), Bacillariophyceae (15.6%), Cyanobacteria (12.3%), Cryptophyceae (5.2%), Trebouxiophyceae (5.2%), Zygnematophyceae (3.9%), Xanthophyceae (3.9%), Dinophyceae (2.6%) and Chrysophyceae (0.6%). Relative biovolume of phytoplankton taxonomic groups varied in the reservoirs according to the climatic period, and biomass was higher during the rainy season in most sampling stations, except for the Ipaneminha mesotrophic reservoir that presented low seasonal variation. Cyanobacteria had a significant contribution in the reservoirs, mainly during the rainy season, with their relative biovolume greater than 90% in the hypertrophic and oligotrophic reservoirs. Mesotrophic reservoirs were an exception for the contribution of this group, although they contributed over 50% in some sampling stations of the Itupararanga reservoir during the dry period (Figure 2).

Total phytoplankton biovolume was greater in the rainy season in most sampling stations (Figure 3). Mesotrophic reservoir Itupararanga presented the highest biovolume values, followed by the eutrophic one. The lowest biovolume values were recorded for the mesotrophic reservoir Ipaneminha. In the rainy period (Figure 4A), the hypertrophic reservoir showed dominance of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* (Kützinger) Kützinger (68-91%) at all sampling sites. In the eutrophic and oligotrophic reservoirs, the dominant cyanobacteria was *Dolichospermum solitarium* (Klebahn) Wacklin *et al.* (45-87%). In the mesotrophic reservoirs, *Trachelomonas volvocinopsis* Swirenko (12-22%) was the most abundant in Ipaneminha, and *Mougeotia* sp. (69-83%) in Itupararanga reservoir. During the dry period (Figure 4B), the hypertrophic reservoir showed abundance of the diatom *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen (18-54%) and the Dinophyceae *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (17-36%). The eutrophic reservoir showed abundance of the cyanobacteria *Oscillatoria tenuis* C.Agardh *ex* Gomont (20-53%). In the mesotrophic reservoirs, the diatom *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee (25-35%) and the Euglenophyceae *Euglena granulata* (G.A.Klebs) F.Schmitz (34-60%) contributed

to the abundance in Ipaneminha, whereas *Mougeotia* sp. (82%) and the cyanobacteria *Dolichospermum planctonicum* (Brunnthal) Wacklin *et al.* (48-53%) were dominant and abundant, respectively, in Itupararanga. Dominance of *Dolichospermum solitarium* (53-76%) continued in the oligotrophic reservoir.

PERMANOVA two-way suggested that the phytoplankton species composition was significantly different between the climatic periods ($F = 3.1$; $p = 0.02$), and that it was expressively influenced by the different trophic states ($F = 5.7$; $p = 0.001$).

RDA was performed using 40 species and six environment variables (Figure 5). The eigenvalues for axes 1 ($\lambda = 5.03$) and 2 ($\lambda = 3.52$) explained 21.4% of the total data variation. The species-environment correlation was high for axes 1 ($r = 0.93$) and 2 ($r = 0.93$) indicating a strong relationship between species distribution and environment variables. The Monte Carlo randomization test showed that the two axes, 1 and 2, were significant ($p = 0.001$). Correlations indicated that nitrate and electric conductivity were the most important variables for axis 1 ordination ($r > 0.8$). The first axis represented the trophic gradient, ordering the sample units from oligotrophic to hypertrophic reservoirs. The negative side of axis 1 grouped the sampling stations of the oligo and mesotrophic reservoirs associated with the lowest values of nutrients and conductivity, the opposite occurring on the positive side of that axis, grouping the eutrophic and hypertrophic sampling stations. The second axis of ordination represented seasonality, and the water temperature was the most important variable in ordering the axis ($r > 0.8$). On the positive side of axis 2, most of the sampling stations of the rainy season were associated with the highest values of water temperature and the lowest values of water transparency. On the negative side, the two axes ordered the dry season sampling stations associated with the lowest values of the same variables above.

Considering the species correlation with the axes and their proximity to the sample unit, the formation of two guilds in axis 1 was evidenced. On the negative side, a guild of five species associated with the oligotrophic and mesotrophic reservoirs ($r > 0.5$; *Desmodesmus communis*

(E.Hegewald) E.Hegewald, *Dolichospermum solitarium*, *Mougeotia* sp., *Parvodinium* cf. *umbonatum* (F.Stein) Carty and *Trachelomonas volvocinopsis*). On the positive side, there was a guild of six species associated with the hypertrophic and eutrophic reservoirs ($r > 0.6$; *Cryptomonas brasiliensis* A.Castro *et al.*, *Cryptomonas platyuris* Skuja, *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *Microcystis aeruginosa*, *Nitzschia palea* (Kützing) W.Smith and *Oscillatoria tenuis*). Regarding axis 2, two guilds were also formed. On the positive side, there was a guild of three species associated with the rainy period ($r > 0.5$; *Desmodesmus communis*, *Cryptomonas obovata* Skuja and *Merismopedia tenuissima* Lemmermann). On the negative side, the formation of a guild of three species was also observed that was associated with the dry period ($r > 0.5$; *Ceratium furcoides*, *Peridinium gatunensis* Nygaard and *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek).

Discussion

Present results showed, based on redundancy analysis (axis 1), that the phytoplankton structure was mainly defined by the trophic state of reservoirs, evidencing heterogeneity in the community distribution along a trophic gradient. There is a well-established relationship between nutrients and the phytoplankton taxonomic composition (Becker *et al.* 2009), and changes in the community structure are related to differences in nutrient absorption, storage, growth, and loss rates (Watson *et al.* 1997). However, the phytoplankton structure was also influenced by seasonality, a fact evident by differences in water temperature and nutrient concentration between rainy and dry periods, resulting in higher biomass in most of the reservoir sampling stations studied. Influence of seasonality on phytoplankton has been widely reported in tropical reservoirs (e.g. Calijuri *et al.* 2002, Borges *et al.* 2008, Dantas *et al.* 2008) and in temperate lakes and reservoirs (e.g. Grover & Chrzanowski 2006, Butts & Carrick 2017).

Guilds associated with the trophic gradient were identified, a guild being representative of the eutrophic-hypertrophic reservoirs and another one of the oligo-mesotrophic reservoirs. In the

oligo-mesotrophic guild only *Dolichospermum solitarium* and *Mougeotia* sp. were dominant and *Trachelomonas volvocinopsis* was abundant, constituting the most representative species of the guild. The cyanobacteria *Dolichospermum solitarium* would subsist due to the presence of akinetes and heterocytes (Sant'Anna *et al.* 2008) in environments ranging from low to high nutrient concentration. Consequently, the species was dominant in the oligotrophic and the eutrophic reservoirs. The Zygnematophyceae *Mougeotia* sp. shows preference for higher temperatures and was favored in oligo-mesotrophic conditions (Kálmán *et al.* 2015) in the same way the Euglenophyceae *Trachelomonas volvocinopsis*, that is a typical species of shallow and mesotrophic environments (Alves da Silva *et al.* 2013). In the guild associated with eutrophic and hypertrophic reservoirs, only *Microcystis aeruginosa* was dominant in the hypertrophic reservoir and *Oscillatoria tenuis* was abundant in the eutrophic one. Both are cyanobacterial species that form blooms and may be potentially toxic (Herry *et al.* 2008). Blooms of *M. aeruginosa* are common in freshwater ecosystems, and blooms of the species are constantly recorded in Brazil (Sant'Anna *et al.* 2008, Silva-Stenico *et al.* 2011). Currently, the species has been the focus of many studies due to its worldwide distribution and frequent production of toxins (Straub *et al.* 2011). *Oscillatoria tenuis* blooms are, however, less reported and the species is typical of the metaphyton (Werner *et al.* 2015), the occurrence of the species in plankton may be justified by the low depth of the reservoir (< 6 m). Thus, a guild typical of eutrophic environments and another one of species with ecology typical of environments with moderate concentration of nutrients were identified.

Guild associated with seasonality was also identified, showing that temperature is a determinant factor for the phytoplankton structure. Species of guilds associated with seasonality have a great ecological range (Padisák *et al.* 2009). They have a wide range of trophic tolerance and may adapt to environments from deep to shallow (Reynolds *et al.* 2002). However, *Planktothrix agardhii* and *Ceratium furcoides* prefer conditions of high nutrient availability such as those of hypertrophic to eutrophic environments (Kokociński *et al.* 2010, Cavalcante *et al.*

2016). *Planktothrix agardhii* may grow well at low temperatures and blooms that may be toxic were observed in highly eutrophic reservoirs, even during the winter (Kokociński *et al.* 2010). In relation to *C. furcoides*, the species is considered invasive, non-toxic, but may affect taste and smell of drinking water, and clog filters during the water treatment process, being therefore considered harmful in the monitoring water intended for public consumption (Ewerts *et al.* 2016).

Cyanobacteria were the most successful taxonomic group in the studied reservoirs, independent of the trophic state especially in the rainy period when biomass was the highest. These organisms grow rapidly at temperatures above 25°C (Chu *et al.* 2007), faster than algae (Coles & Jones 2000, Butterwick *et al.* 2005). According to literature (Dantas *et al.* 2008, von Sperling *et al.* 2008), Cyanobacteria is the dominant group in eutrophic and hypertrophic reservoirs. On the other hand, low cyanobacteria biomass would be expected in oligo-mesotrophic reservoirs, however, such reservoirs presented high biomass of *Dolichospermum solitarium* and *Dolichospermum planctonicum* (> 50%), species that commonly form blooms (Paerl *et al.* 2011a). Thus, despite the low nutrient availability and consequently low trophic state, there are species that may break the balance of the system in a possible disturbance.

Considering the mesotrophic reservoirs, the Itupararanga presented high cyanobacterial biomass and higher total biomass. High values of biomass were mainly due to the presence of *Mougeotia* sp. This species was represented by numerous long filaments and consequently high biomass. Species of the genus are associated with oligo-mesotrophic environments (Pacheco *et al.* 2012, Santana *et al.* 2018). Therefore, total biomass can't always be representative of the ecosystem trophic, and so it is essential the evaluation of the responses of the taxonomic structure, which are very sensitive to environmental changes. This statement is corroborated by the redundancy analysis, in which the mesotrophic reservoirs descriptor species were associated with the mesotrophic condition. In the case of the Itupararanga reservoir possible changes in the trophic state should be occurring.

Present results showed formation of guilds associated with the trophic state and seasonality, the first one being the most important factor for phytoplankton structure. Although guilds included species of different groups, Cyanobacteria presented high biomass in all reservoirs studied, including the oligo-mesotrophic ones. This corroborates Galvão *et al.* (2008) that also showed the system's weakness. In addition, our findings show that species were more representative of trophic state than total biomass, showing greater species sensitivity to environmental variation. Finally, we concluded that trophic state and seasonality were determinant factors of phytoplankton taxonomic structure during the study period. Thus, our results help to better understand the dynamics and factors that influence the phytoplankton community in tropical reservoirs with different trophic states. In addition, the identification of guilds representative of environmental conditions can certainly help in monitoring studies of reservoirs ecological quality.

Acknowledgements

Authors would like to acknowledge FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) for financial support (Grant 2009/53898-9) and CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for a doctoral scholarship to SAO. We are grateful to William de Queiróz (Universidade de Guarulhos Geoprocessessing Laboratory) for the illustration of the study area. We are also grateful to all students and technicians involved in the laboratory and in the fieldwork.

References cited

- Alves-da-Silva SM, Cabreira JC, Voos JG, Lobo EA. 2013. Species richness of the genera *Trachelomonas* and *Strombomonas* (pigmented Euglenophyceae) in a subtropical urban lake in the Porto Alegre Botanical Garden, RS, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 27: 526-536.
- American Public Health Association. 2005. Standard Methods for the Examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC. 21st edition.

- Azevedo SMFO, Carmichael WW, Jochimsen EM, Rinehart KL, Lau S, Shaw GR, Eaglesham GK. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology* 181: 441-446.
- Becker V, Huszar VLM, Crossetti LO. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* 628: 137-151.
- Birks HJB. 2010. Numerical methods for the analysis of diatom assemblage data. In: Smol JP, Stoerme EF. (eds.). *The diatoms: Applications for the environmental and earth science*. 2nd ed. New York, Cambridge University Press. p. 23-54.
- Blondel J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100: 223-231
- Borges PAF, Train S, Rodrigues LC. 2008. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 607: 63-74.
- Bortolini CJ, Rodrigues LC, Jati S, Train S. 2014. Phytoplankton functional and morphological groups as indicators of environmental variability in a lateral channel of the Upper Paraná River floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26: 98-108.
- Bouvy M, Nascimento SM, Molica RJR, Ferreira A, Huszar V, Azevedo SMFO. 2009. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia* 493: 115-130.
- Brandão CJ, Botelho MJC, Sato MIZ, Lamparelli MC (org.). 2011. *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA.
- Butterwick C, Heaney SI, Talling JF. 2005. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshwater Biology* 50: 291-300. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01317.x>.
- Butts E, Carrick HJ. 2017. Phytoplankton Seasonality along a Trophic Gradient of Temperate Lakes: Convergence in Taxonomic Composition during Winter Ice-Cover. *Northeastern Naturalist* 24: 167-187.

- Buzelli GM, Cunha-Santino MB. 2013. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. *Ambiente e Água* 8: 186-205.
- Calijuri MC, Santos ACA, Jati S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP-Brazil). *Journal Plankton Research* 24: 617-634.
- Carlson RE. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography* 22: 361-369.
- Cavalcante KP, Cardoso LS, Sussella R, Becker V. 2016. Towards a comprehension of *Ceratium* (Dinophyceae) invasion in Brazilian freshwaters: autecology of *C. furcoides* in subtropical reservoirs. *Hydrobiologia* 771: 265-280.
- Chellappa NT, Borba JLM, Oliveira RK, Lima AKA. 2007. Diversidade, co-existência e dominância na comunidade fitoplanctônica da Barragem Cruzeta, Rio Grande do Norte. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 126-128.
- Chu Z, Jin X, Iwami N, Inamori Y. 2007. The effect of temperature on growth characteristics and competitions of *Microcystis aeruginosa* and *Oscillatoria mougeotii* in a shallow, eutrophic lake simulator system. *Hydrobiologia* 581: 217-223.
- Cole GA. 1992. Text book of limnology. Waveland Press Inc., Illinois.
- Coles JF, Jones RC. 2000. Effect of temperature on photosynthesis light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. *Journal of Phycology* 36: 7-16. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1529-8817.2000.98219.x>.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, Cetesb. 2013. Relatório de qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo, parte I. São Paulo.
- Conti JB, Furlan SA. 2008. Geoecologia: o clima, os solos e a biota. In: Ross JLS (org.) *Geografia do Brasil*. São Paulo: EDUSP. p. 101-108. 5th edition.
- Crossetti LO, Bicudo CEM. 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 541: 71-85.

- Dantas EW, Moura AN, Bittencourt-Oliveira MC, Neto JDTA, Cavalcanti ADC. 2008. Temporal variation of the phytoplankton Community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 22: 970-982.
- Elser JJ, Goldman CR. 1991. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. *Limnology and Oceanography* 36: 64-90.
- European Committee for Standardization. 2003. Water quality: guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946. Geneva. http://www.safrass.com/partners_area/BSI%20Benthic%20diatoms.pdf Access on 10 January 2010.
- Ewerts H, Swanepoel A, du Preez HH. 2013. Efficacy of conventional drinking water treatment processes in removing problem-causing phytoplankton and associated organic compounds. *Water SA* 39: 739-750.
- Fonseca BM, Bicudo CEM. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600: 267-282.
- Galvão HM, Reis MP, Valério E, Domingues R, Costa C, Lourenço D, Condinho S, Miguel R, Barbosa AB, Gago C, Faria N, Paulino S, Pereira P. 2008. Cyanobacterial blooms in natural waters in southern Portugal: a water management perspective. *Aquatic Microbial Ecology* 53: 129-140.
- Grover JP, Chrzanowski TH. 2006. Seasonal dynamics of phytoplankton in two warm temperate reservoirs: association of taxonomic composition with temperature. *Journal of Plankton Research* 28: 1-17.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- Heino J, Melo AS, Siqueira T, Soininen J, Valanko, S, Bini LM. 2015a. Metacommunity organization, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60: 845-869.

- Herry SE, Fathalli A, Rejeb AJ, Bouaicha N. 2008. Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis* spp. And *Oscillatoria tenuis* in the Lebna Dam, Tunisia. *Water Research* 42: 1263-1273
- Hillebrand H, Dürseken CD, Kirschiel D, Pollingher U, Zohary T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. 2018. Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> Access on 10 October 2018.
- Interlandi SJ, Kilham SS. 2001. Limiting resources and the regulation of diversity in phytoplankton communities. *Ecology* 85: 1270-1282.
- Kálmán T, Anneville O, Padisák J, *et al.* 2015. Occurrence and mass development of *Mougeotia* spp. (Zygnemataceae) in large, deep lakes. *Hydrobiologia* 745: 17-29.
- Kokocinski M, Stefaniak K, Mankiewicz-Boczek J, Izydorczyk K, Soininen J. 2010. The ecology of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) in two hypertrophic lakes dominated by *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyta). *European Journal of Phycology* 45: 365-374.
- Lamparelli MC. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lobo E, Leighton G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marinha* 22: 1-29.
- Lucinda I. 2003. Composição de Rotífera em corpos d'água da bacia do rio Tietê – São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG. 2005. Plankton richness in an eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia* 542: 367-378.

- McCune B, Mefford MJ. 2006. PC-ORD, version 5.0, Multivariate analysis of ecological data. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- Miyazaki T, Tainaka K, Togashi T, Suzuki T, Yoshimura J. 2006. Spatial coexistence of phytoplankton species in ecological timescale. *Population Ecology* 48: 107-112.
- Naselli-Flores L, Padisák J, Albay M. 2007. Shape and size in phytoplankton ecology: do they matter? *Hydrobiologia*, 578: 157-161.
- Pacheco JP, Iglesias C, Meerhoff M, *et al.* 2010. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): a morphology-based approach. *Hydrobiologia*, 646: 187-197.
- Padisák J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0>.
- Padisák J, Hajnal E, Naselli-Flores L, Dokulil MT, Nöges P, Zohary T. 2010. Convergence and divergence in organization of phytoplankton communities under various regimes of physical and biological control. *Hydrobiologia* 639: 205-220.
- Paerl HW, Hall NS, Calandrino ES. 2011a. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment* 409: 1739-1745.
- Reynolds CS. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369/370: 11-26.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Salmaso N, Naselli-Flores L, Padisák J. 2015. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology* 60: 603-619.
- Sant'Anna, CL, Azevedo MTP, Werner VR, Dogo CR, Rios FR, Carvalho LR. 2008. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies* 126: 249-263.

- Santana LM, Nabout JC, Ferragut C. 2018. Taxonomic and functional classifications of phytoplankton in tropical reservoirs with different trophic states. *Brazilian Journal of Botany* 41: 91-102.
- Santana LM, Weithoff G, Ferragut C. 2017. Seasonal and spatial functional shifts in phytoplankton communities of five tropical reservoirs. *Aquatic Ecology* DOI 10.1007/s10452-017-9634-3.
- Sartory DP, Grobbelaar JE. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.
- Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Sorocaba – SAAE Sorocaba. 2013b. Monitoramento de manancial mensal. Disponível em: http://www.saaesorocaba.com.br/site/?page_id=732. 16 Jan. 2013.
- Silva-Stenico ME, Silva CS, Lorenzi AS, Shishiro TK, Etchegaray A, Lira M, Moraes LA, Fiore M. 2011. Non-ribosomal peptides produced by Brazilian cyanobacterial isolates with antimicrobial activity. *Microbiological Research* 166: 161-175.
- Straub C, Quillardet P, Vergalli J, Marsac NT, Humbert JF. 2011. A day in the life of *Microcystis aeruginosa* strain PCC 7806 as revealed by a transcriptomic analysis. *PLoS One* 6: e16208.
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommen der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- Vandrucci MR, Sabeta L, Fiocca A, *et al.* 2008. Statistical evaluation of differences in phytoplankton richness and abundance as constrained by environmental drives in transitional waters of the Mediterranean basin. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 18: 88-104.
- von Sperling E, Ferreira ACS, Gomes LNL. 2008. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. *Desalination* 226: 169-174.

- Watson SB, McCauley E, Downing JA. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography* 42: 487-495.
- Werner VR, Cabezudo MM, Silva LM, Neuhaus EB. 2015. Cyanobacteria from two subtropical water bodies in southernmost Brazil. *Iheringia* 70: 357-374.
- Wilson JB. 1999. Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos* 86: 507-522.
- Yang W, Zheng Z, Zheng C, Lu K, Ding D, Zhu J. 2018. Temporal variations in a phytoplankton community in a subtropical reservoir: an interplay of extrinsic and intrinsic community effects. *Science of the Total Environment* 612: 720-727.

Table 3: Characteristics of the reservoirs studied. Vmax = maximum volume, Zmax = maximum depth and Tret = water residence time.

	Hypereutrophic	Eutrophic	Mesotrophic	Mesotrophic	Oligotrophic
	Barra Bonita	Hedberg	Ipaneminha	Itupararanga	Santa Helena
Área (Km²)	310 ^(a)	0.13 ^(b)	0.15 ^(c)	30 ^(d)	0.38 ^(d)
Vmax (10⁶ m³)	3160 ^(a)	0.5 ^(b)	0.2 ^(c)	302 ^(d)	1.84 ^(d)
Zmax (m)	19.0	5.2	3.2	14.0	9.5
Tret (days)*	255.0	-----	-----	200.0	3.0
Main use	Power generation	Disabled	Public supply	Public supply and Power generation	Power generation

a: Matsumura-Tundisi & Tundisi 2005; b: Personal communication Flona 2014; c: Personal communication SAAE Sorocaba 2017; d: Personal communication Votorantim Energia 2015

* Residence time (Tret) Calculated for the present study.

Table 4: Mean and standard deviation of the limnological variables of the five reservoirs in the rainy and dry periods. Abbreviations: BB = Barra Bonita, HB = Hedberg, IP = Ipaneminha, IT = Itupararanga, SH = Santa Helena

	Rainy Periods					Dry Periods				
	Hypereutrophic	Eutrophic	Mesotrophic	Mesotrophic	Oligotrophic	Hypereutrophic	Eutrophic	Mesotrophic	Mesotrophic	Oligotrophic
	BB	HB	IP	IT	SH	BB	HB	IP	IT	SH
Water transparency (m)	0.7±0.3	0.3±0.1	0.5±0.1	0.9±0.2	1.1±0.1	1.4±0.3	0.8±0.2	0.7±0.1	1.1±0.4	1.7±0.1
Water temperature (°C)	27.7±0.7	23.6±1.0	23.6±0.1	25.8±0.7	25.6±1.0	18.6±0.3	20.0±0.2	23.6±0.8	25.8±1.0	25.6±1.0
Conductivity (µS cm ⁻¹)	323±28.4	113±3.6	160.6±2.5	94±6.8	100.3±5.7	385±56.6	155.6±1.5	165±9.5	102.6±7.5	99.6±2.3
pH	8.9±0.5	6.7±0.3	6.7±0.1	7.4±0.7	7.1±0.1	7.5±0.3	9±0.4	7.4±0.1	6.9±0.3	7.1±0.4
Dissolved Oxygen (mg L ⁻¹)	6.9±1.2	6.2±2.0	3.9±0.4	6.2±1.3	6.6±0.5	6±2.3	8.9±1.0	10.3±1.3	7.2±0.5	6.9±1.4
NH ₄ ⁺ -N (µg L ⁻¹)	666.5±832.8	42.4±38.8	69.8±17.9	34.7±24.8	153.9±34.9	1724.6±2224.3	71.7±15.3	316.3±22.4	102.9±56.1	193.3±7.3
NO ₂ ⁻ -N (µg L ⁻¹)	324.2±245.2	27.7±1.7	28.1±2.5	5.0±0.0	9.4±1.1	162.4±24.3	68.2±22.6	32.8±0.9	5.3±0.7	9.4±1.0
NO ₃ ⁻ -N (µg L ⁻¹)	1689.2±917.5	218.4±1.7	71.9±6.9	8.0±0.0	33.4±1.1	1687.2±184.9	777.7±109.2	32.8±0.9	59.5±65.1	170.5±5.8
TN (µg L ⁻¹)	6162.6±3470.6	892.5±356.5	526.0±71.5	565.0±114.2	487.7±55.2	4506.3±2148.9	1704.8±188.4	1311.0±33.7	965.8±128.8	601.2±90.4
PO ₄ ⁻³ -P (µg L ⁻¹)	41.6±34.4	27.9±5.6	4.0±0.0	4.0±0.0	4.0±0.0	183.5±141.8	15.6±9.1	5.9±0.4	4.0±0.0	4.0±0.0
TDP (µg L ⁻¹)	67.5±43.5	42.4±2.6	13.3±1.0	5.7±4.0	4.2±0.2	211.1±144.8	28.4±10.1	11.3±1.4	7.6±0.9	7.3±0.6
TP (µg L ⁻¹)	319.6±224.6	117.7±57.2	33.2±0.9	21.7±18.0	11.4±1.4	247.3±133.2	82.9±13.9	35.1±3.9	30.5±8.3	16.4±3.0
Chlorophyll- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	112.2±50.0	36.1±28.9	10.9±6.3	15.4±13.4	6.7±4.7	53.5±21.1	56.1±84.7	14.3±5.4	20.8±19.0	2.2±1.2
TN:TP molar ratio	60.2±19.1	19.9±3.8	36.2±4.4	268.3±454.5	100.3±18.9	50.7±13.6	47.3±8.2	85.6±8.6	77.7±18.9	79.0±10.3
Free CO ₂ (mg L ⁻¹)	0.3±0.4	14.0±7.3	21.0±5.6	3.4±2.0	4.5±1.0	6.0±5.5	0.1±0.1	4.3±1.2	7.4±3.3	7.0±7.5
Trophic State Index (TSI)	69.1	62.5	56.8	57.8	51.8	67	61.1	55.1	57.3	50.6

Table 3: Pearson correlation of the phytoplankton species with values of $r > 0.5$ along axes 1 and 2 of the RDA, and their respective codes.

Taxa	Code	Axis 1	Axis 2
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans	Cera	0.32	-0.61
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> A.Castro, C.Bicudo & D.Bicudo	Cryb	0.60	-0.19
<i>Cryptomonas platyuris</i> Skuja	Crypl	0.50	-0.17
<i>Cryptomonas obovata</i> Skuja	Cryobo	0.48	0.50
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	Cyme	0.64	0.01
<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald	Decomu	0.50	0.58
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Klebahn) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	Doso	-0.51	0.27
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	Mtenu	0.29	0.51
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	Miae	0.72	0.42
<i>Mougeotia</i> sp.	Mouge	-0.53	0.37
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	Npal	0.50	0.37
<i>Oscillatoria tenuis</i> C.Agardh ex Gomont	Otenu	0.85	0.07
<i>Parvodinium</i> cf. <i>umbonatum</i> (F.Stein) Carty	Peum	-0.50	0.10
<i>Peridinium gatunensis</i> Nygaard	Pega	-0.12	-0.50
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	Plank	-0.25	-0.56
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	Trpsis	-0.51	0.15

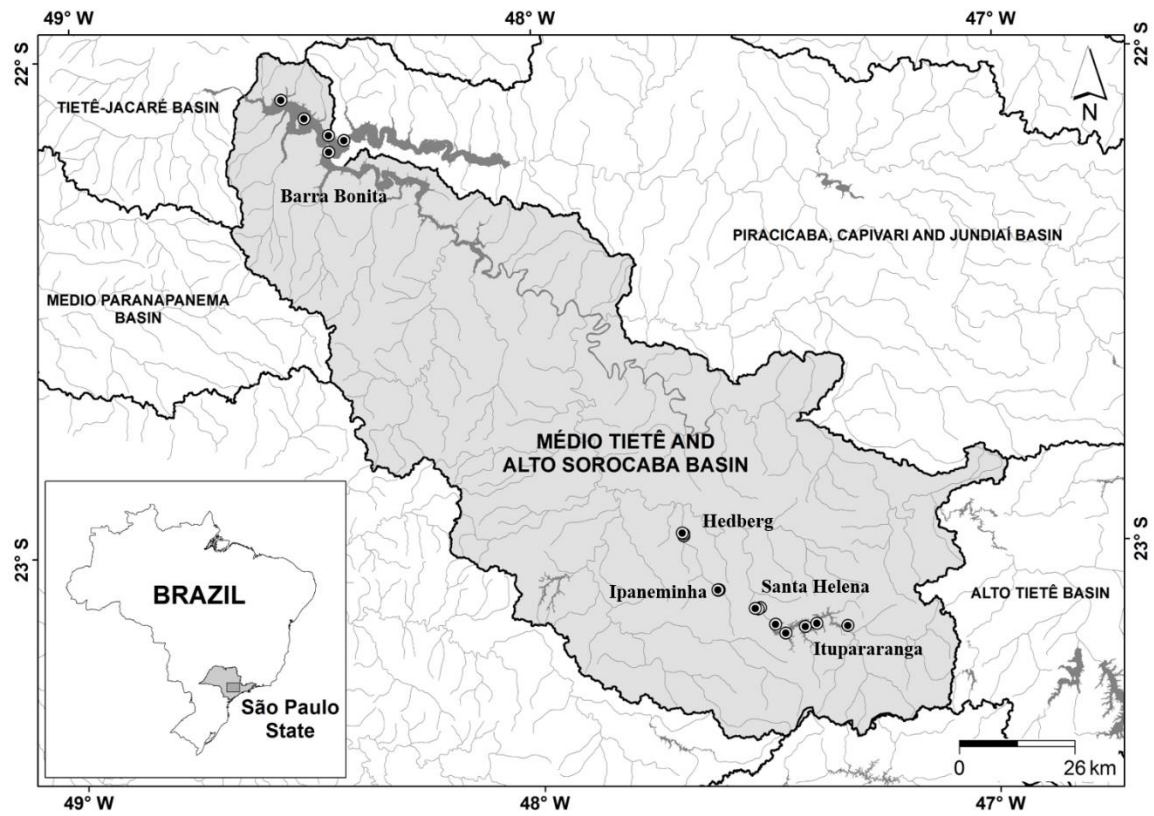


Figure 1: Location of the five reservoirs evaluated in the study. Light gray areas represent the reservoir watershed.

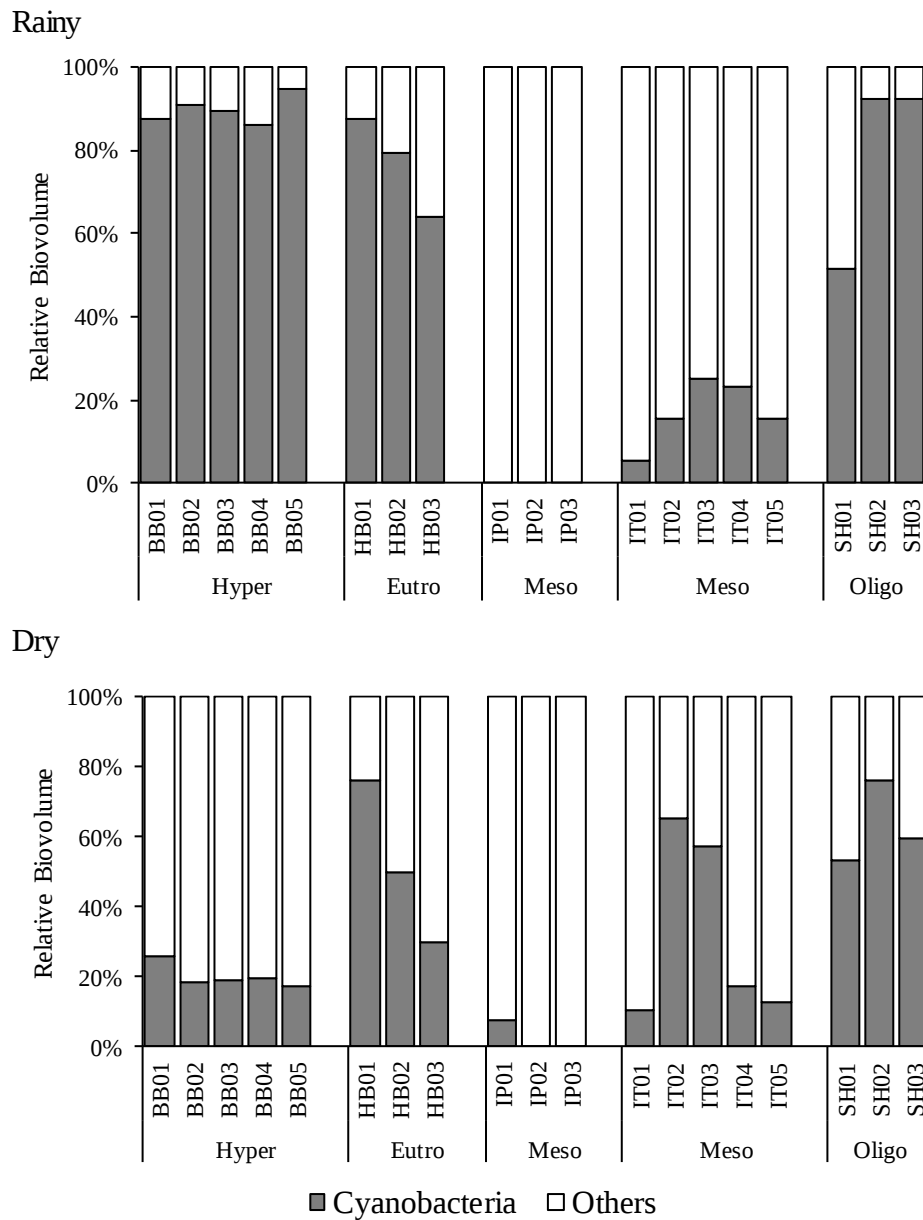


Figure 2: Relative biovolume of Cyanobacteria in the reservoirs of different trophic states in the rainy and dry periods. Abbreviations: Hyper = hypereutrophic; Eutro = eutrophic; Meso = mesotrophic; Oligo = oligotrophic.

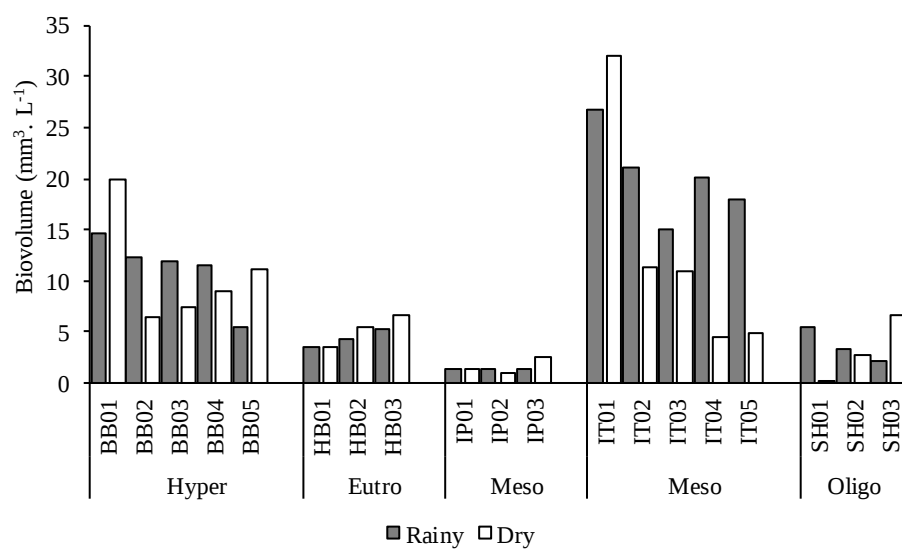


Figure 3. Total biovolume in the reservoirs of different trophic states in the rainy and dry periods. Abbreviations: Hyper = hypereutrophic; Eutro = eutrophic; Meso = mesotrophic; Oligo = oligotrophic.

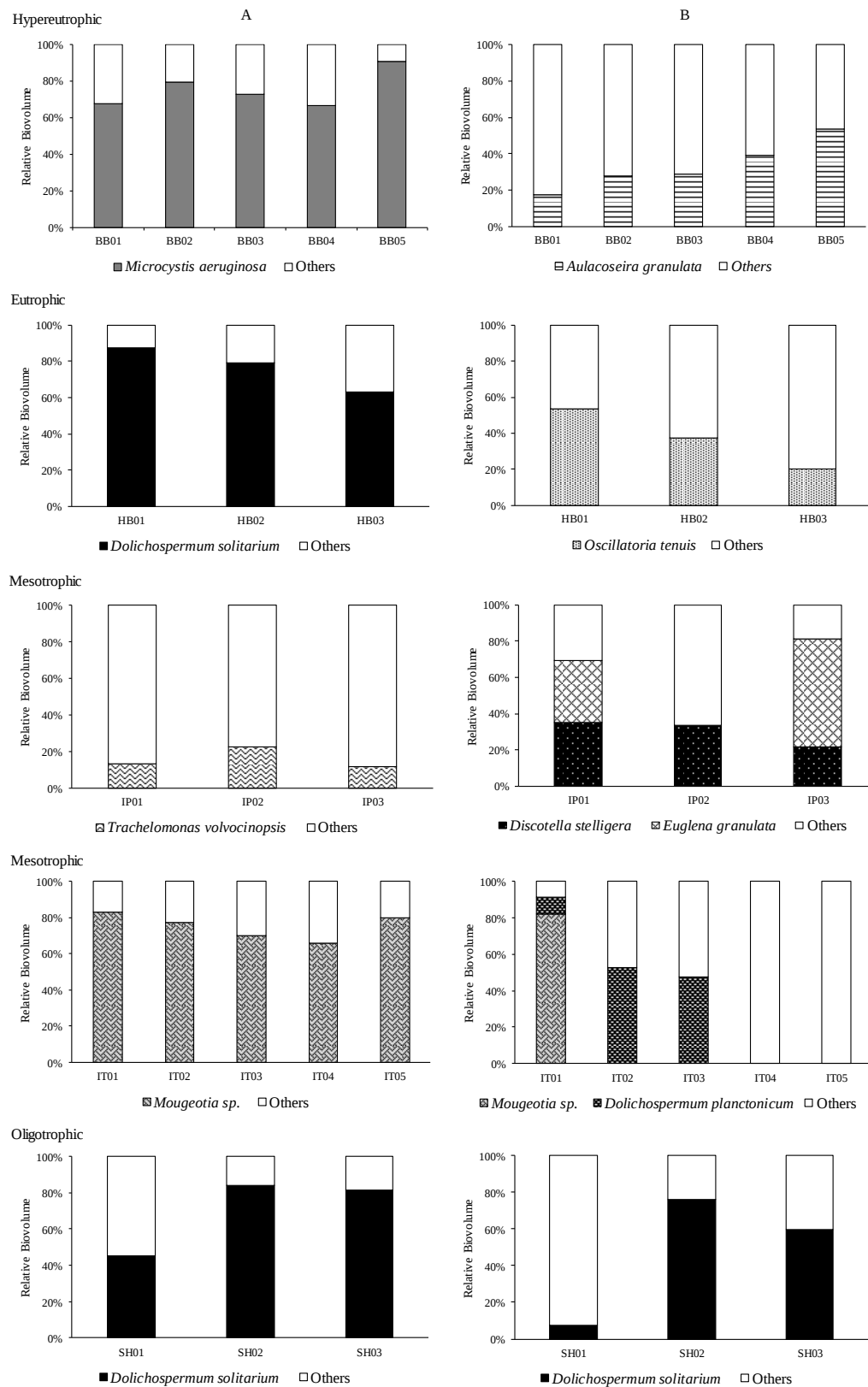


Figure 4: Relative biovolume of dominant and / or abundant species in the rainy (column A) and dry (column B) periods.

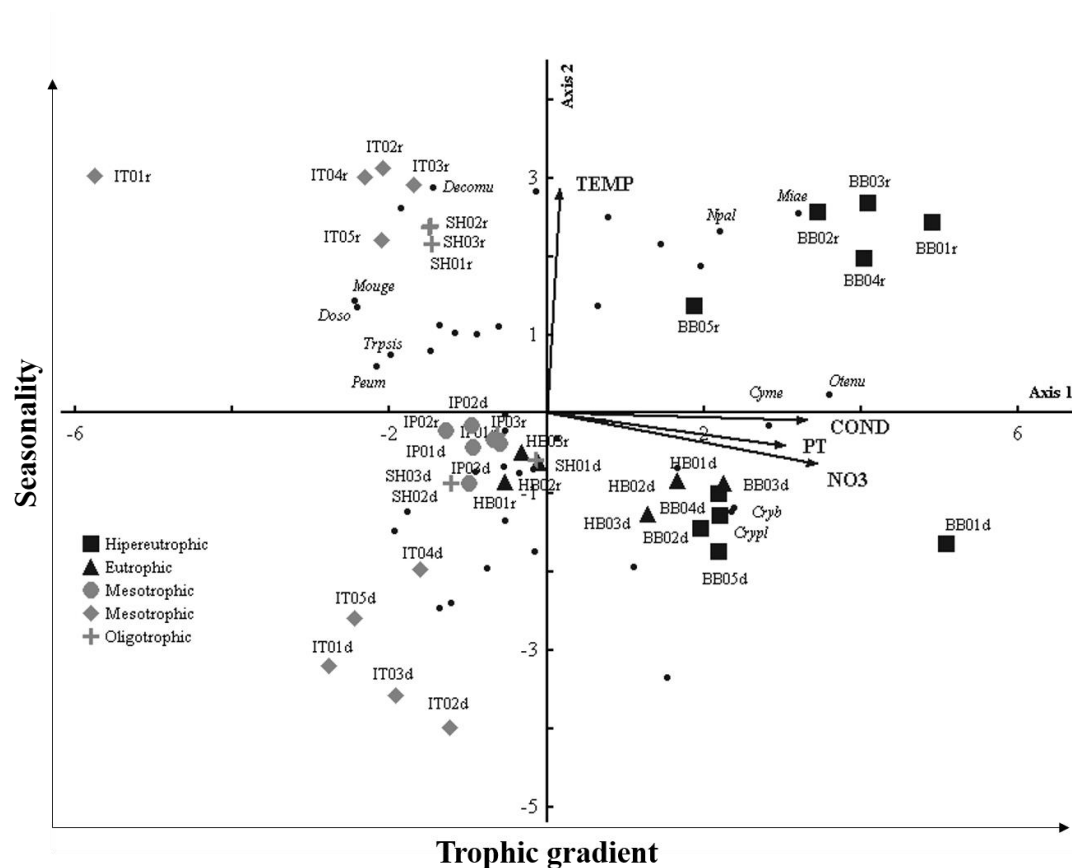


Figure 5: Ordination according to RDA of 40 descriptive species and six environmental variables. In the graph are only the code of the species considered interpretable ($r > 0.5$ on axis 1) and the environmental variables with correlation with the axes $r > 0.6$. Abbreviations: Temp = water temperature; Cond = conductivity; NO3 = nitrate; TP = total phosphorus. Species correlation with axes 1 and 2 and the respective codes are given in table 3.

CAPÍTULO 3

CAPÍTULO 3

Grupos funcionais do fitoplâncton e estado trófico de reservatórios tropicais

Resumo: A abordagem funcional do fitoplâncton ajuda a avaliar o estado ecológico do ambiente aquático. O presente estudo ponderou os grupos funcionais representativos de reservatórios de diferentes estados tróficos e avaliou a ocorrência dos que pudessem indicar eutrofização. Amostras de água foram coletadas de cinco reservatórios nos períodos seco e chuvoso para identificar suas variáveis físicas e químicas e a composição do fitoplâncton. Baixas concentrações de nutrientes dissolvidos (nitrito, ortofosfato e fósforo total dissolvido) e fósforo total caracterizaram os reservatórios oligotróficos e mesotróficos; e o oposto os reservatórios eutróficos e hipereutróficos. Foram identificados 24 grupos funcionais, oito grupos dos quais foram considerados descritores dos reservatórios devido à sua grande contribuição em termos de biomassa. Os grupos funcionais foram influenciados, principalmente, pela trofia e, secundariamente, pela sazonalidade. Reservatórios hipereutrófico, eutrófico e mesotróficos tiveram grupos funcionais característicos do seu estado trófico, enquanto o reservatório oligotrófico foi representado por um grupo funcional comumente reportado em ambientes com altas trofias. Dessa forma, os grupos foram representativos da trofia dos sistemas, mas também mostraram indícios de início de eutrofização.

Palavras-chave: Classificação funcional, estado trófico, eutrofização

Introdução

O fitoplâncton é um grupo diverso com organismos que possuem diferentes características e estratégias adaptativas que influenciam sua capacidade de suportar perturbações ambientais (Hu et al. 2013). Por isso, o entendimento de sua dinâmica é uma importante ferramenta para entender a ecologia dos ecossistemas aquáticos. A classificação do fitoplâncton de acordo com o grupo funcional tem sido importante para ajudar a entender as relações entre propriedades estruturais e funcionais dentro do contexto aquático (Salmaso & Padisák 2007). As espécies de um determinado grupo compartilham atributos ecológicos comuns que podem ser relacionadas às características ambientais de lagos e reservatórios (Cunha & Calijuri 2011). O agrupamento das espécies por meio de seus atributos funcionais pode fornecer uma clara caracterização do hábitat (Salmaso et al. 2015).

A classificação ecológica dos grupos funcionais proposta por Reynolds et al. (2002), agrupam populações de fitoplâncton em associações com base na morfometria, fenologia, fisiologia, ecologia, estados tróficos e afinidades que permitem as espécies conviver em um determinado ambiente. Alguns trabalhos atualizaram os grupos funcionais de Reynolds, como por exemplo, Padisák et al. (2009) que consolidou a classificação de Reynolds e incluiu novos grupos, e Kruk et al. (2010) que propuseram uma classificação baseada na morfologia das espécies. São 41 códons com abordagem funcional e duas ideias sustentam a teoria funcional: (1) espécies funcionalmente bem adaptadas podem tolerar com mais êxito as condições restritivas de deficiência nutricional do que espécies menos adaptadas; (2) um hábitat restrito por algum fator será, provavelmente, habitado por espécies com adaptações adequadas para sobreviverem lá (mas, isso não implica que a espécie estará lá) (Padisák et al. 2009). A classificação do fitoplâncton fundamentada na abordagem funcional reúne parâmetros ou características

indicadoras capaz de representar o ambiente (Bonfim et al. 2019). Além disso, a abordagem funcional pode descrever as variações espaciais da comunidade fitoplanctônica no ambiente e avaliar seu estado ecológico, já que a maioria dos nutrientes disponíveis no ambiente aquático estão presentes em células do fitoplâncton (Kosten et al. 2012).

A classificação dos grupos funcionais é mundialmente utilizada em estudos ecológicos do fitoplâncton de água doce e é aplicada em diferentes tipos de ambientes (Aquino et al. 2018) e sua relação com a trofia tem sido aplicada com sucesso para lagos e reservatórios tropicais (Silva & Costa 2015; Bortolini et al. 2016; Santana et al. 2017) e temperados (Gallego et al. 2012). A abordagem funcional, por ter grupos que respondem e toleram as condições ambientais, permite uma melhor compreensão das mudanças do fitoplâncton com relação as alterações ambientais (Burliga 2010). Essa abordagem representa uma ferramenta necessária para entender a relação espécies-ambiente (Salmaso & Padisák 2007). Nessa perspectiva, pretende-se avaliar os grupos funcionais ‘*sensu*’ Reynolds representativos de reservatórios dentro de um gradiente trófico, visando a associar os grupos funcionais à trofia. Este estudo ajuda a compreender as respostas dos grupos funcionais em relação à disponibilidade de nutrientes, permitindo um melhor entendimento da variação do fitoplâncton frente às mudanças ambientais.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em cinco reservatórios inseridos na bacia hidrográfica do Médio Tietê/Sorocaba, São Paulo, Brasil (Figura 1). Os reservatórios selecionados abrangem um gradiente trófico que varia de hipereutrófico a oligotrófico, como segue:

Barra Bonita (hipereutrófico), Hedberg (eutrófico), Ipaneminha e Itupararanga (mesotróficos) e Santa Helena (oligotrófico). A trofia dos reservatórios foi baseada em literatura (Buzelli & Cunha-Santino 2013, Lucinda 2003, SAAE 2013, CETESB 2013). O resumo das principais características dos cinco reservatórios estudados encontra-se na tabela 1. A área de estudo está situada em região de clima tropical, caracterizado por dois períodos sazonais (Conti & Furlan 2008): período chuvoso (outubro a março) com altas temperaturas e precipitação (médias de 2014: 29,6°C e 168 mm por mês, respectivamente) e período seco (abril a setembro) com temperaturas mais baixas e menos chuva (médias de 2014: 19,7°C e 40,8 mm por mês) (INMET 2018).

Amostragem

Amostras de água e de fitoplâncton foram coletadas em diferentes estações de amostragem em cinco reservatórios de diferentes estados tróficos nos períodos seco e chuvoso de 2014. Cinco ou três locais em cada reservatório foi amostrado (Barra Bonita n = 5, Itupararanga n = 5, Hedberg n = 3 e Ipaneminha n = 3 Santa Helena n = 3), totalizando 19 locais de amostragem. Os locais de amostragem foram selecionados considerando a entrada dos principais tributários, região mais profunda e região de barragem.

Variáveis abióticas

As amostras de água para determinação das variáveis físicas e químicas foram obtidas na subsuperfície com amostrador de van Dorn. Temperatura da água, pH, turbidez, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram medidos '*in situ*' utilizando uma sonda multiparâmetro Horiba U50. Perfil térmico foi feito na estação de amostragem mais profunda de cada reservatório. A transparência da água foi obtida a partir do disco de Secchi (Cole 1992). As seguintes variáveis também foram mensuradas: alcalinidade, oxigênio dissolvido, nitrito, nitrato, amônio, ortofosfato, fósforo total dissolvido,

nitrogênio total, fósforo total e sílica reativa solúvel (APHA 2005). Amostras de água para determinação dos nutrientes dissolvidos foram filtradas sob baixa pressão através de filtro de fibra de vidro (GF/F Whatman). Foi determinada a concentração de clorofila *a* (corrigida da feofitina) segundo o método do etanol a 90% (Sartory e Grobbellar 1984). Foram empregadas as concentrações de clorofila *a* e de fósforo total da subsuperfície dos reservatórios para calcular o IET, Índice de Estado Trófico proposto por Carlson (1977) e modificado por Lamparelli (2004).

Variáveis bióticas

O fitoplâncton foi coletado com garrafa de van Dorn em diferentes profundidades (subsuperfície, profundidade média e $\pm 1,0$ m acima dos sedimentos) e as amostras foram integradas. Amostras para identificação de espécies de diatomáceas foram oxidadas usando peróxido de hidrogênio (35-40%) aquecido (ECS 2003) e montadas em lâminas permanentes usando Naphrax. Os outros grupos fitoplanctônicos foram identificados em microscópio óptico binocular (Zeiss Axioskop 2) e literatura especializada foi utilizada para a identificação a nível de espécie. A análise quantitativa do fitoplâncton foi realizada ao microscópio invertido (Zeiss Axio Observer D1, aumento de 400 x) conforme Utermöhl (1958). Biovolume do fitoplâncton foi calculado ($\mu\text{m}^3 \text{ ml}^{-1} \rightarrow \text{mm}^{-3} \text{ L}^{-1}$) de acordo com Hillebrand et al. (1999). Atribuição de uma espécie a um grupo funcional foi baseado em Reynolds et al. (2002) e Padisák et al. (2009). Grupos funcionais abundantes foram os aqueles com biomassa acima da média da comunidade e dominantes aqueles com valores que ultrapassaram 50% da biomassa total e foram calculados separadamente para cada reservatório.

Análise dos dados

Análise multivariada de variância permutacional (PERMANOVA 2-fatores; $\alpha = 0.05$) foi utilizada para investigar diferenças na composição dos grupos funcionais

fitoplanctônicas entre períodos climáticos seco e chuvoso e entre os reservatórios com diferentes estados tróficos. Esta análise foi feita usando a similaridade do Bray-Curtis e o software estatístico PAST 3.01 (Hammer et al. 2001).

A RDA foi realizada para analisar a relação das variáveis ambientais e os grupos funcionais do fitoplâncton. Esta análise foi escolhida por que a ordenação das espécies pela DCA mostrou que o comprimento do gradiente foi < 2.0 , indicando linearidade na relação entre as variáveis ambientais e os grupos funcionais do fitoplâncton. A análise foi realizada usando matriz de covariância com os dados transformados por $\log(x + 1)$ e foram efetuadas através do programa PC-ORD 6.0 (McCune & Mefford 2006).

Resultados

Variáveis abióticas

Com base no Índice do Estado Trófico (IET), os reservatórios foram classificados de oligotróficos a hipereutróficos. O reservatório Santa Helena foi classificado como oligotrófico, Ipaneminha e Itupararanga como mesotróficos, Hedberg como eutrófico e Barra Bonita como hipereutrófico (Tabela 2). Os reservatórios oligo e mesotróficos caracterizaram-se pelas baixas concentrações de nutrientes dissolvidos (nitrito, ortofosfato e fósforo total dissolvido) e, também, pelas baixas concentrações de fósforo total, quando comparados com os reservatórios eutro-hipereutróficos. Mas, apresentaram altas concentrações de nitrogênio total e amônio, além de uma alta condutividade. Em oposição, o reservatório eutrófico e o hipereutrófico, foram caracterizados pelas altas concentrações de nutrientes dissolvidos e totais. A disponibilidade de nutrientes apresentou variabilidade temporal e maiores valores foram encontrados no período seco, com exceção do reservatório hipereutrófico no período chuvoso. Estratificação térmica

foi observada apenas no reservatório mesotrófico (Itupararanga) no período chuvoso na região próxima à barragem.

Fitoplâncton

Considerando os cinco reservatórios com diferentes trofias, foram identificados 154 táxons distribuídos em 24 grupos funcionais. Destes, oito grupos funcionais foram considerados descritores dos reservatórios, devido à sua contribuição em biomassa, sendo **B**, **H1**, **Lo**, **M**, **MP**, **P**, **T** e **W1**. No reservatório hipereutrófico o grupo **M** (*Microcystis aeruginosa*) foi dominante no período chuvoso e os grupos **Lo** (*Ceratium furcoides*) e **P** (*Aulacoseira granulata*) foram abundantes no período seco. No reservatório eutrófico, o grupo funcional **H1** (*Dolichospermum solitarium*) foi dominante no período chuvoso e os grupos **MP** (*Oscillatoria tenuis*) e **Lo** (*Ceratium furcoides*) foram abundantes no período seco. Um dos reservatórios mesotróficos, o Ipaneminha, apresentou abundância dos grupos funcionais **B** (*Discostella stelligera*) e **W1** (*Euglena granulata* e *Lepocinclis acus* var. *longissima*) tanto no período chuvoso quanto no período seco. Enquanto, o outro reservatório mesotrófico, Itupararanga, apresentou no período chuvoso dominância do grupo funcional **T** (*Mougeotia* sp.) e no período seco os grupos **T** (*Mougeotia* sp.) e **H1** (*Dolichospermum solitarium*) foram abundantes. O reservatório oligotrófico apresentou dominância do grupo **H1** (*Dolichospermum solitarium*) em ambos os períodos amostrados (Figura 2).

Os grupos funcionais do fitoplâncton neste estudo foram significativamente influenciados pelos diferentes estados tróficos (PERMANOVA 2-fatores: $F = 3.39$; $p = 0.0001$) e significativamente diferentes entre os períodos climáticos (PERMANOVA 2-fatores: $F = 3.73$; $p = 0.0001$).

A RDA (figura 3) foi realizada com seis variáveis abióticas e 24 grupos funcionais do fitoplâncton. Os autovalores para os eixos 1 ($\lambda = 0.17$) e 2 ($\lambda = 0.08$) explicaram 41

% da variabilidade total. A alta correlação espécie-ambiente para os eixos 1 ($r = 0.86$) e 2 ($r = 0.81$) indicou forte relação entre distribuição dos grupos funcionais e variáveis ambientais. O teste de randomização de Monte Carlo mostrou que os dois primeiros eixos foram significativos ($p = 0.001$). A correlação mostrou que o nitrogênio total e o fósforo total dissolvido foram as variáveis mais importantes na ordenação do eixo 1 ($r > 0.8$). O primeiro eixo da ordenação representou o gradiente trófico, mostrando que os reservatórios com estados tróficos mais altos foram associados com maiores valores de nutrientes. No lado positivo do eixo 1, os reservatórios oligo e mesotróficos foram correlacionados com baixos valores dos nutrientes, associados principalmente aos grupos funcionais **H1**, **T** e **W2** ($r > 0.5$). Do lado negativo, os reservatórios eutrófico e hipereutrófico foram correlacionados com os maiores valores de nutrientes. Estes reservatórios foram associados principalmente aos grupos funcionais **B**, **M** e **MP** ($r > -0.5$). O segundo eixo da ordenação representou a sazonalidade em que a temperatura da água foi a variável mais importante na ordenação do eixo ($r > 0.8$) e houve clara separação do período seco e chuvoso para os reservatórios hipereutrófico e o mesotrófico (Itupararanga). Em contrapartida, os reservatórios eutrófico, mesotrófico (Ipaneminha) e o oligotrófico não separou sazonalmente. Do lado positivo do eixo 2, ordenaram as estações de amostragem dos reservatórios hipereutrófico e mesotrófico (Itupararanga) referentes ao período chuvoso associadas aos maiores valores de temperatura da água e do grupo funcional **D** ($r > 0.5$). Do lado negativo do eixo 2, ordenaram as estações de amostragem referentes ao período seco dos reservatórios hipereutrófico e mesotrófico (Itupararanga). Além disso, ordenaram as estações de amostragem dos reservatórios eutrófico, mesotrófico (Ipaneminha) e o oligotrófico associadas aos menores valores de temperatura da água e ao grupo funcional **Lo** ($r > -0.7$).

Discussão

Nossos resultados demonstraram que os grupos funcionais do fitoplâncton foram direcionados, principalmente, pelo gradiente trófico, como foi demonstrado pela análise de ordenação RDA. Diferenças nas concentrações de nutrientes possibilitaram a presença de distintos grupos funcionais, que demonstraram suas tolerâncias e sensibilidades de acordo com suas características. Além disso, os grupos funcionais também foram influenciados pela sazonalidade em que a temperatura da água foi o fator direcionador para que houvesse mudanças principalmente na abundância dos grupos funcionais. Esta tendência tem sido observada em diversos estudos (Becker et al. 2010; Bortolini et al. 2014; Souza et al. 2018), indicando que a disponibilidade de nutrientes e a dinâmica temporal são fatores determinantes na estruturação dos grupos funcionais do fitoplâncton.

Os grupos funcionais abundantes ou dominantes do fitoplâncton representaram o estado trófico da maioria dos reservatórios estudados. No reservatório hipereutrófico, o grupo funcional **M** foi representativo da condição trófica em ambos os períodos climáticos, como descrito na literatura (Reynolds et al. 2002) e observado em reservatórios tropicais (Gemelgo et al. 2009). Este grupo está relacionado a ambientes enriquecidos (Paerl & Otten 2013), mas pode se desenvolver em uma gama de condições ambientais (Kruk & Segura 2012). O grupo funcional **M** é representado por espécies que possuem traços especializados (p.e. mucilagem, aerótopos e heterócitos) que se relacionam a competição por nutrientes e luz, além de temperatura (Kosten et al. 2012), como a espécie dominante no presente estudo, a *Microcystis aeruginosa*. Além disso, os grupos **MP** e **P** também foram representativos do reservatório hipereutrófico, pois são compostos por espécies que toleram elevada trofia (Lobo et al. 2018). Os grupos funcionais encontrados no reservatório eutrófico também foram representativos do grau de trofia do sistema. Neste reservatório, o grupo **H1** foi dominante no período de altas

temperaturas (período chuvoso), sendo um grupo comum em ambientes eutróficos (Souza et al. 2018) e que pode ser usado como um indicador ambiental em regiões tropicais (Gemelgo et al. 2009). Os grupos **MP** e **Lo** contribuíram com a biomassa no período seco no reservatório eutrófico e, conforme literatura, ambos possuem ampla tolerância trófica e são representantes de ambientes com concentrações de nutrientes desde altas até baixas (Padisák et al. 2009). A espécie representativa do grupo **Lo** neste estudo, *Ceratium furcoides*, tolera bastante a limitação de recursos nutricionais, desde que também pode ser mixotrófica ou usar a motilidade para evitar restrição de luz e buscar nutrientes nas camadas mais profundas, em geral mais ricas em nutrientes (Reynolds 2006, Crossetti et al. 2018). Reynolds et al. (2002) incluíram *C. furcoides* no grupo **LM** quando a espécie está coexistindo com *Microcystis aeruginosa*. No presente reservatório tal coexistência não ocorreu.

Portanto, os reservatórios hipereutrófico e eutrófico apresentaram grupos funcionais característicos de suas condições tróficas.

Os reservatórios mesotróficos tiveram grupos funcionais que representaram os estados tróficos dos sistemas. O reservatório mesotrófico Ipaneminha apresentou abundância do grupo **B**, que é constituído por espécies que competem eficientemente em condições de enriquecimento e, geralmente, associadas a ambientes misturados (Padisák et al. 2009). Este grupo é representado pela maioria das diatomáceas cêntricas (Padisák et al. 2009), como encontrado no presente estudo no período de isoterminia. Por ter a parede celular impregnada de sílica e apresentar alta taxa de sedimentação, esses organismos precisam da mistura da coluna d'água para manter sua biomassa (Stević et al. 2013). O grupo **W1** também foi abundante no reservatório mesotrófico Ipaneminha, e é favorecido em condições de elevadas concentrações de matéria orgânica em decomposição, comumente observado em ambientes rasos (Reynolds et al. 2002). Em ambos os períodos

climáticos, o reservatório Itupararanga, também mesotrófico, apresentou dominância do grupo funcional **T**. Conforme Reynolds et al. (2002), o grupo **T** é considerado sensível ao déficit nutricional, tolerante à baixa luminosidade e associado a condição mesotrófica. Neste estudo, a única representante do grupo **T** foi *Mougeotia* sp., que apresentou elevada biomassa, formando bloom no período chuvoso. Espécies de *Mougeotia* são capazes de viver em ambientes desde eutróficos até oligotróficos e em vários níveis de pH (Graham et al. 1996); e sua ocorrência já foi relacionada a mudanças tróficas em lagos temperados, onde o surgimento da espécie foi associado aos primeiros sinais de eutrofização (Tapolczai et al. 2015). *Mougeotia* já foi registrada em condições meso-eutróficas, como no lago Kinneret em Israel (Zohary et al. 2014b). Além disso, é uma das algas formadoras de florações comuns em águas ácidas da Europa e da América do Norte sendo, por isso, considerada um indicador de acidificação (Graham et al. 1996). Portanto, ambos reservatórios mesotróficos apresentaram grupos funcionais característicos do ambiente com base na literatura, contudo, a presença da *Mougeotia* sp. no reservatório Itupararanga pode ser indicativo de processo de eutrofização.

Diferentemente dos reservatórios anteriores, o reservatório oligotrófico apresentou em ambos os períodos amostrados a dominância do grupo funcional **H1**, que é típico de ambientes eutróficos. Presentemente, este grupo foi o principal representante do reservatório eutrófico, o que condiz com a literatura mais recente da classificação funcional (Padisák et al. 2009). De fato, a problemática encontra-se na espécie representativa do grupo neste trabalho, *Dolichospermum solitarium*. Esta espécie foi classificada no grupo **H2** associada a ambientes oligo-mesotróficos e a boa condição de luz por Reynolds et al. (2002), mas devido a sua frequente ocorrência em ambientes eu-hipereutróficos foi classificada no grupo **H1** por Padisák et al. (2009). Estudos reportaram a ocorrência de *D. solitarium* em ambientes com alta disponibilidade de nutrientes em

lagos e reservatórios tropicais e temperados (Bortolini et al. 2014; Hu et al. 2013). Apesar do reservatório oligotrófico ter essa classificação pelo IET, ele apresenta elevadas concentrações de nitrogênio total, amônio, além de uma elevada condutividade, sugerindo um possível aumento de trofia, o que explicaria a dominância do grupo **H1**.

Em resumo, a ocorrência de elevada biomassa de *Mougeotia* no reservatório mesotrófico Itupararanga e do grupo **H1** no reservatório oligotrófico, evidenciou a vulnerabilidade dos sistemas, que podem mudar de estado trófico muito rapidamente se sofrer alguma perturbação antrópica. Os reservatórios deste estudo estão inseridos em uma bacia hidrográfica altamente impactada (IPT 2008) e, apesar de ainda ter reservatórios oligo e mesotróficos, estes podem estar em processo de eutrofização. Concluimos que a disponibilidade de nutrientes foi o fator direcionador dos grupos funcionais do fitoplâncton no gradiente trófico. Além disso, evidenciou-se que os grupos foram representativos da trofia dos sistemas, mas também mostraram indícios de início de eutrofização.

Referências

- American Public Health Association - APHA. 2005. Standard Methods for the Examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC. 21st edition.
- Aquino CAN, Bortolini JC, Favaretto CCR, Sebastien NY, Bueno NC. 2018. Functional phytoplankton distribution predicts the environmental variability between two subtropical rivers. Brazilian Journal of Botany Brazilian Journal of Botany Doi.org/10.1007/s40415-018-0503-7.
- Becker V, Huszar VL, Crossetti LO. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. Hydrobiologia 628: 137-151.

- Becker V, Caputo L, Ordóñez J, Marcé R, Armengol J, Crossetti LO, Huszar VLM. 2010. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Research* 44: 3345-3354.
- Bonfim EO, Kraus CN, Lobo MTMPS, Nogueira IS, Peres LGM, Boaventura GR, Laques A, Garnier J, Seyler P, Marques DM, Bonnet M. 2019. Trophic state index validation based on the phytoplankton functional group approach in Amazon floodplain lakes. *Inland Waters* Doi: 10.1080/20442041.2019.1570785
- Borics G, Tóthmérész B, Lukács BA, Várbíró G. 2012. Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-012-1129-6.
- Bortolini CJ, Moresco GA, Magro de Paula AC, Jati S, Rodrigues LC. 2016. Functional approach based on morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Hydrobiologia* 767: 151-163.
- Bortolini CJ, Rodrigues LC, Jati S, Train S. 2014. Phytoplankton functional and morphological groups as indicators of environmental variability in a lateral channel of the Upper Paraná River floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26: 98-108.
- Burliga AL. 2010. Abordagem de grupos funcionais nos estudos do perifíton e do fitoplâncton. In: Franceschini IM, Burliga AL, Reviers B, Prado JF, Rézig SH (eds) *Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica*. Artmed, Porto Alegre: 233-258.
- Buzelli GM, Cunha-Santino MB. 2013. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. *Ambiente e Água* 8: 186-205.
- Carlson RE. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography* 22: 361-369.

- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - Cetesb. 2013. Relatório de qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo, parte I. São Paulo.
- Cole GA. 1992. Text book of limnology. Waveland Press Inc., Illinois.
- Conti JB, Furlan SA. 2008. Geoecologia: o clima, os solos e a biota. In: Ross JLS (org.) Geografia do Brasil. São Paulo: EDUSP. p. 101-108. 5th edition.
- Cunha DGF, Calijuri MC. 2011. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). *Acta Botanica Brasilica* 25(4): 822-831.
- Dufrêne M, Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366.
- em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). *Acta Botanica Brasilica* 25: 822-831.
- European Committee for Standardization - ECS. 2003. Water quality: guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946. Geneva.
- http://www.safrass.com/partners_area/BSI%20Benthic%20diatoms.pdf Access on 10 January 2010.
- Gallego I, Davidson TA, Jeppensen E, Pérez-Martinez C, Sánchez-Castilho P, Juan M, Fuentes-Rodríguez F, León D, Peñalver P, Toja J, Casas JJ. 2012. Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators* 18: 575-585.
- Geider RJ, MacIntyre HL, Kana TM. 1998. A dynamic regulatory model of phytoplanktonic acclimation to light, nutrients, and temperature. *Limnology and Oceanography* 43: 679-694.

- Gemelgo MCP, Mucci JLN, Navas-Pereira D. 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Braz. J. Biol.* 69(4): 1001-1013.
- Graham JM, Arancibia-Avila P, Graham LE. 1996. Physiological ecology of a species of the filamentous green alga *Mougeotia* under acidic conditions: Light and temperature effects on photosynthesis and respiration. *Limnology and Oceanography* 41(2): 253-262.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- Hillebrand H, Dürseken CD, Kirschiel D, Pollinger U, Zohary T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Hu R, Han B, Naselli-Flores L. 2013. Comparing biological classifications of freshwater phytoplankton: a case study from South China. *Hydrobiologia* 701: 219-233.
- Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. 2018. Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> Acesso em 10 de outubro 2018.
- Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT. 2008. Plano de bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10). <http://www.sigrh.sp.gov.br/> Acesso em novembro de 2018.
- Kosten S, Huszar VLM, Bécares E, et al. 2012. Warmer climate boosts cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18: 118-126.
- Kruk C, Huszar VLM, Peeters ETHM, Bonilla S, Costa L, Lüring M, Reynolds CS, Scheffer M. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55: 614-627.

- Kruk C, Peeters ETHM, Van Nes EH, Huszar VLM, Costa LS, Scheffer M. 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *Limnology and Oceanography* 56: 110-118. Doi.org/10.4319/lo.2011.56.1.0110.
- Kruk C, Segura AM. 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698: 191-202.
- Lamparelli MC. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lobo E, Leighton G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marinha* 22: 1-29.
- Lobo MTMPS, Nogueira IS, Sgarbi LF, et al. 2018. Morphology-based functional groups as the best tool to characterize shallow lake-dwelling phytoplankton on an Amazonian floodplain. *Ecological Indicators* 95: 579-588.
- Lucinda I. 2003. Composição de Rotífera em corpos d'água da bacia do rio Tietê – São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- McCune B, Mefford MJ. 2006. PC-ORD, version 5.0, Multivariate analysis of ecological data. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- Nhu YDT, Hoang NT, Lieu PK, et al. 2019. Effects of nutrient supply and nutrient ratio on diversity–productivity relationships of phytoplankton in the Cau Hai lagoon, Vietnam. *Ecol Evol* 9:5950–5962. <https://doi.org/10.1002/ece3.5178>

- Padisák J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. 2009. Use and missue in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Paerl HW, Otten TG. 2013 Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology* 65: 995-1010.
- Pálffy K, Présing M, Vörös L. 2013. Diversity patterns of trait-based phytoplankton functional groups in two basins of a large, shallow lake (Lake Balaton, Hungary) with different trophic state. *Aquatic Ecology* DOI 10.1007/s10452-013-9434-3.
- phytoplankton: a case study from South China. *Hydrobiologia* 701: 219-233.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Reynolds CS. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369/370: 11-26.
- Salmaso N, Naselli-Flores L, Padisák J. 2015. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology* 60: 603-619.
- Salmaso N, Padisák J. 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578: 97-112.
- Santana LM, Weithoff G, Ferragut C. 2017. Seasonal and spatial functional shifts in phytoplankton communities of five tropical reservoirs. *Aquatic Ecology* DOI 10.1007/s10452-017-9634-3.
- Sartory DP, Grobbelaar JE. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.

- Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Sorocaba – SAAE Sorocaba. 2013b. Monitoramento de manancial mensal. Disponível em: http://www.saaesorocaba.com.br/site/?page_id=732. 16 Jan. 2013
- Silva APC, Costa IAS. 2015. Biomonitoring ecological status of two reservoirs of the Brazilian semi-arid using phytoplankton assemblages (Q index). *Acta Limnologica Brasiliensia* 27: 1-14.
- Souza MC, Crossetti LO, Becker V. 2018. Effects of temperature increase and nutrient enrichment on phytoplankton functional groups in a Brazilian semi-arid reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia* 30, e215. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7517>
- Stević F, Mihaljević M, Špoljarić D. 2013. Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbation. *Hydrobiologia* 709: 143–158. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1444-6>
- Tapolczai K, Anneville O, Padisák J. et al. 2015. Occurrence and mass development of *Mougeotia* spp. (Zygnemataceae) in large, deep lakes. *Hydrobiologia* 745: 17-29.
- Tian C, Pei HY, Hu WR, Xie J. 2013a. Phytoplankton variation and its relationship with the environmental factors in Nansi Lake, China. *Environ Monit Assess* 185:295-310.
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommenung der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- Weithoff G. 2003. The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’ in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology* 48: 1669-1675.
- Zohary T, Alster A, Hadas O, Obertegger U. 2019. There to stay: invasive filamentous green alga *Mougeotia* in Lake Kinneret, Israel. *Hydrobiologia* 831:87–100.

Tabela 1: Características morfométricas, hidrológicas e classificação do estado trófico dos reservatórios estudados.

Reservatório	Ano de Construção	Volume máximo (10⁶m³)	Área (km²)	Estado trófico
Barra Bonita	1964	3160 ^(a)	310 ^(a)	Hipereutrófico
Hedberg	1811	0.5 ^(b)	0.13 ^(b)	Eutrófico
Ipaneminha	1976	0.2 ^(c)	0.15 ^(c)	Mesotrófico
Itupararanga	1912	302 ^(d)	30 ^(d)	Mesotrófico
Santa Helena	1938	1.84 ^(d)	0.38 ^(d)	Oligotrófico

a: Matsumura-Tundisi & Tundisi 2005; b: Comunicação pessoal Flona 2014; c: Comunicação pessoal SAAE Sorocaba 2017; d: Comunicação pessoal Votorantim Energia 2015

Tabela 2: Média e desvio padrão das variáveis limnológicas dos cinco reservatórios nos períodos chuvoso e seco. Abreviações: BB = Barra Bonita, HB = Hedberg, IP = Ipaneminha, IT = Itupararanga, SH = Santa Helena, IET = Índice do Estado Trófico

	Período Chuvoso					Período Seco				
	Hipereutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
	BB	HB	IP	IT	SH	BB	HB	IP	IT	SH
Transparência da água (m)	0.7±0.3	0.3±0.1	0.5±0.1	0.9±0.2	1.1±0.1	1.4±0.3	0.8±0.2	0.7±0.1	1.1±0.4	1.7±0.1
Temperatura da água (°C)	27.7±0.7	23.6±1.0	23.6±0.1	25.8±0.7	25.6±1.0	18.6±0.3	20.0±0.2	23.6±0.8	25.8±1.0	25.6±1.0
Condutividade (µS cm ⁻¹)	323±28.4	113±3.6	160.6±2.5	94±6.8	100.3±5.7	385±56.6	155.6±1.5	165±9.5	102.6±7.5	99.6±2.3
pH	8.9±0.5	6.7±0.3	6.7±0.1	7.4±0.7	7.1±0.1	7.5±0.3	9±0.4	7.4±0.1	6.9±0.3	7.1±0.4
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	6.9±1.2	6.2±2.0	3.9±0.4	6.2±1.3	6.6±0.5	6±2.3	8.9±1.0	10.3±1.3	7.2±0.5	6.9±1.4
N-NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	666.5±832.8	42.4±38.8	69.8±17.9	34.7±24.8	153.9±34.9	1724.6±2224.3	71.7±15.3	316.3±22.4	102.9±56.1	193.3±7.3
N-NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)	324.2±245.2	27.7±1.7	28.1±2.5	5.0±0.0	9.4±1.1	162.4±24.3	68.2±22.6	32.8±0.9	5.3±0.7	9.4±1.0
N-NO ₃ ⁻ (µg L ⁻¹)	1689.2±917.5	218.4±1.7	71.9±6.9	8.0±0.0	33.4±1.1	1687.2±184.9	777.7±109.2	32.8±0.9	59.5±65.1	170.5±5.8
Nitrogênio total (µg L ⁻¹)	6162.6±3470.6	892.5±356.5	526.0±71.5	565.0±114.2	487.7±55.2	4506.3±2148.9	1704.8±188.4	1311.0±33.7	965.8±128.8	601.2±90.4
Ortofosfato (µg L ⁻¹)	41.6±34.4	27.9±5.6	4.0±0.0	4.0±0.0	4.0±0.0	183.5±141.8	15.6±9.1	5.9±0.4	4.0±0.0	4.0±0.0
Fósforo total dissolvido (µg L ⁻¹)	67.5±43.5	42.4±2.6	13.3±1.0	5.7±4.0	4.2±0.2	211.1±144.8	28.4±10.1	11.3±1.4	7.6±0.9	7.3±0.6
Fósforo total (µg L ⁻¹)	319.6±224.6	117.7±57.2	33.2±0.9	21.7±18.0	11.4±1.4	247.3±133.2	82.9±13.9	35.1±3.9	30.5±8.3	16.4±3.0
Clorofila- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	112.2±50.0	36.1±28.9	10.9±6.3	15.4±13.4	6.7±4.7	53.5±21.1	56.1±84.7	14.3±5.4	20.8±19.0	2.2±1.2
Zmax:Secchi	0.04	0.07	0.18	0.09	0.15	0.09	0.21	0.38	0.11	0.24
IET	69.1	62.5	56.8	57.8	51.8	67	61.1	55.1	57.3	50.6

Tabela 3: Correlação de Pearson das espécies fitoplanctônicas com valores de $r > 0.5$ ao longo dos eixos 1 e 2 da RDA

Grupo Funcional	Eixo 1	Eixo 2
B	-0.56	-0.00
D	-0.47	0.52
F	-0.51	0.21
H1	0.70	-0.11
LM	-0.35	-0.54
M	-0.63	0.61
MP	-0.70	0.21
T	0.74	0.62
W2	0.55	0.29

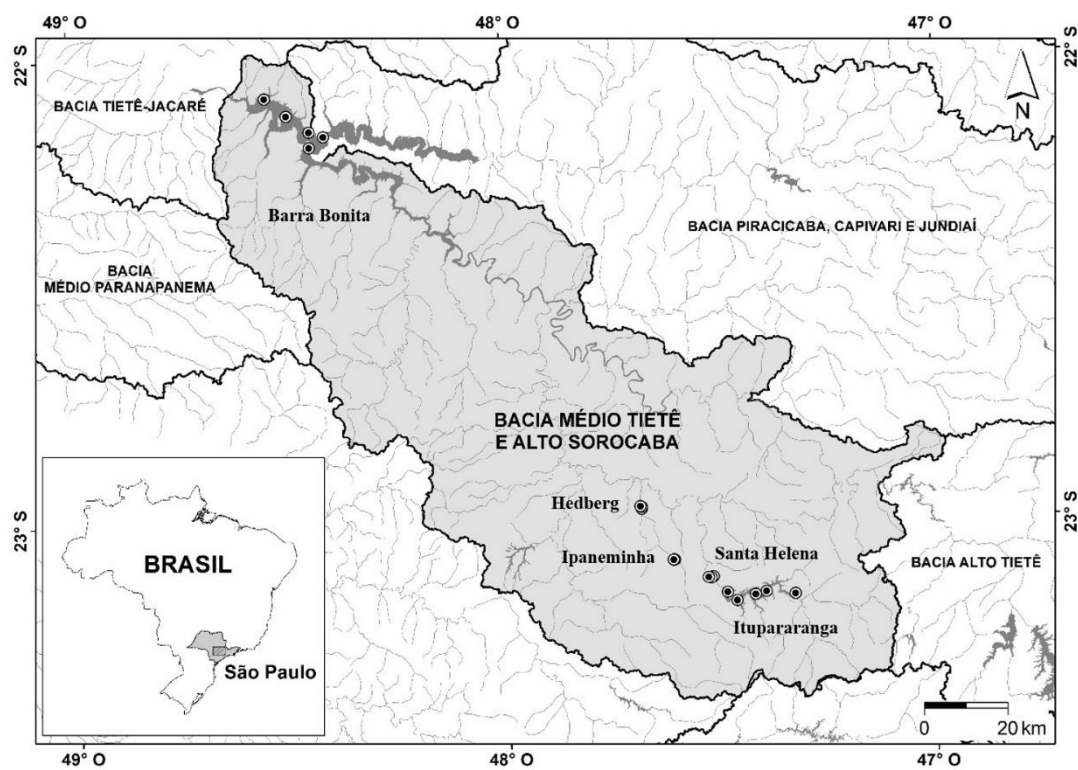


Figura 1: Localização dos cinco reservatórios avaliados no estudo. Área em cinza representa a Bacia Hidrográfica do Médio Tietê/Sorocaba.

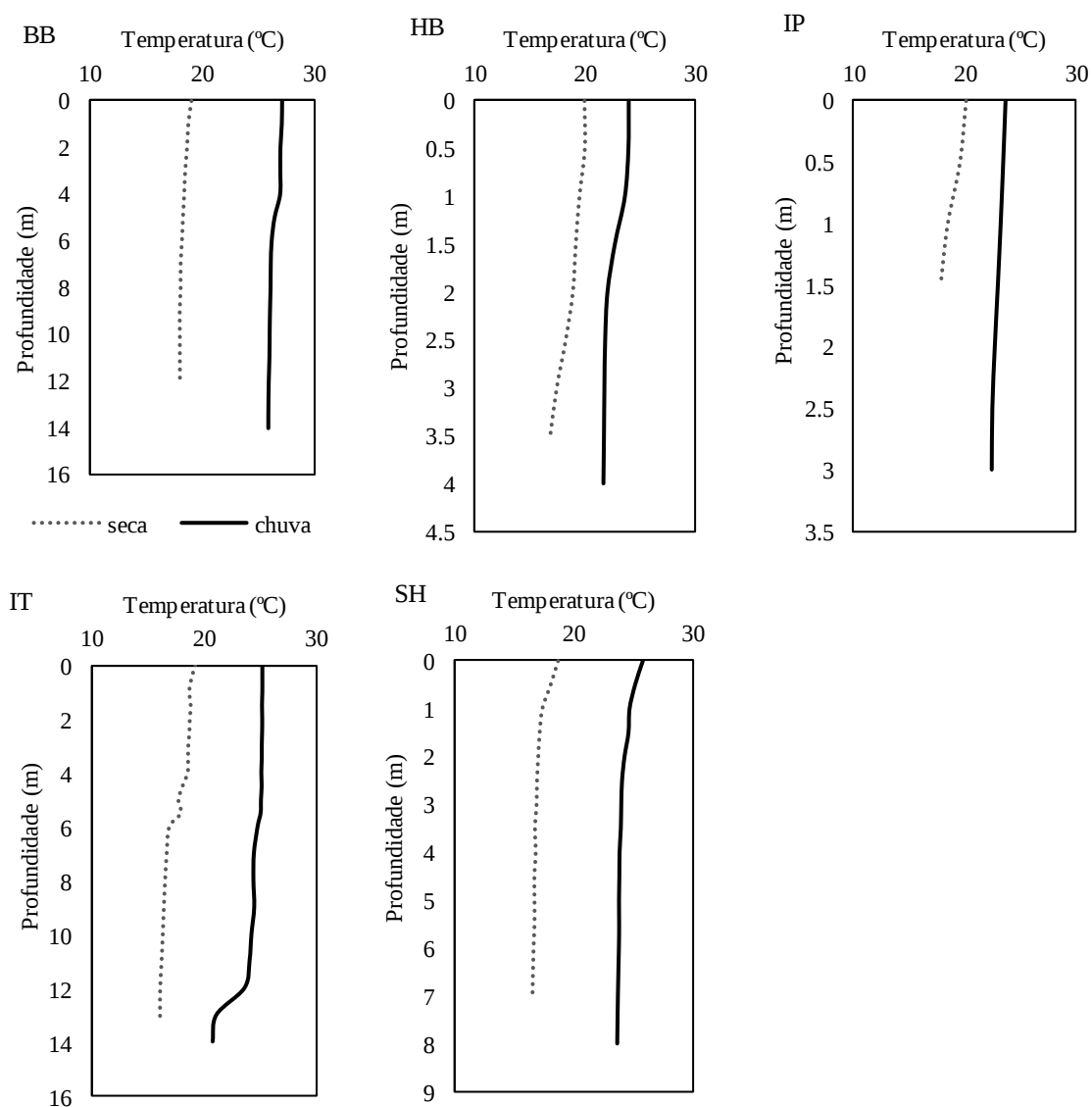


Figura 2: Perfil de temperatura e profundidade da estação de amostragem mais profunda de cada reservatório do estudo nos períodos chuvoso e seco.

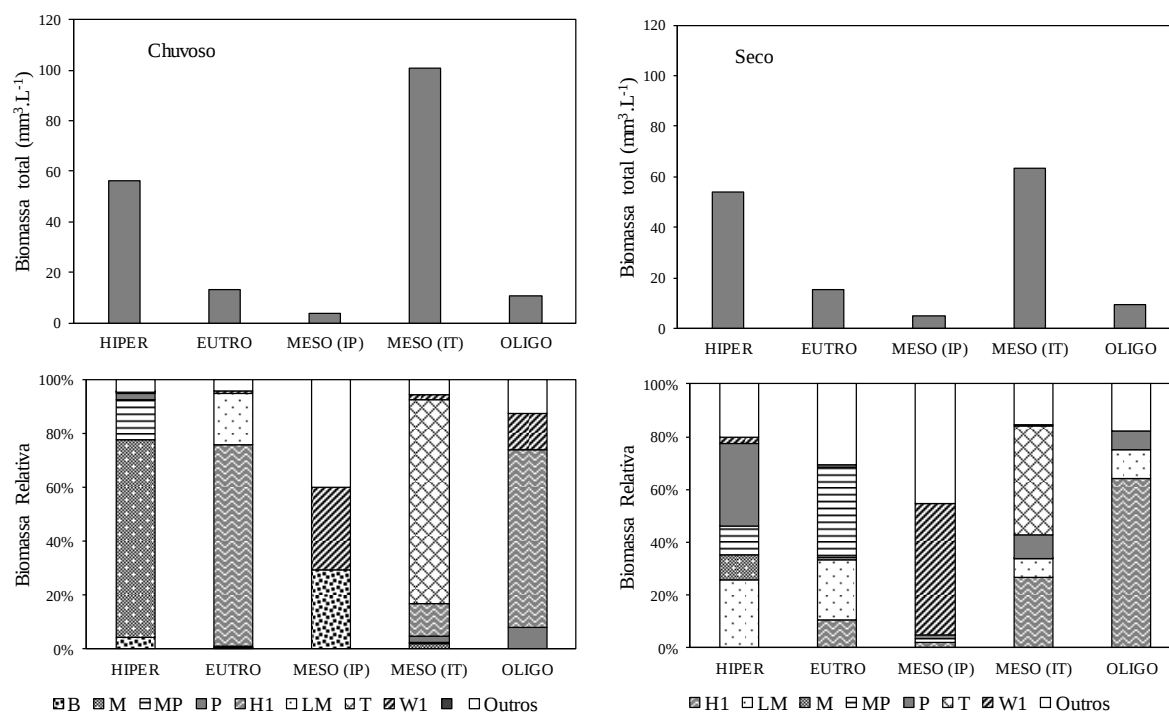


Figura 3: Biomassa total e respectiva biomassa relativa dos grupos funcionais fitoplanctônicos abundantes e dominantes *sensu* Reynolds no período chuvoso e seco.

Figura 4: Diagrama da RDA da relação entre os grupos funcionais fitoplanctônicos e cinco variáveis ambientais. O gráfico mostra apenas os grupos funcionais considerados interpretáveis ($r > 0.5$). Abreviações: Temp = temperatura da água; NT = nitrogênio total; PT = fósforo total; PDT = fósforo total dissolvido; NH4 = amônio; c = chuva e s = seca. Correlação dos grupos funcionais com os eixos 1 e 2 encontra-se na tabela 3.

Considerações finais

Considerando o conjunto de dados analisados neste trabalho e avaliando reservatórios conectados, evidenciamos que reservatórios com dinâmica de cascata, interligados por canais e tubos, apresentaram efeito homogeneizador na composição de espécies, na riqueza e na diversidade. A cascata favoreceu a similaridade das características físicas, químicas e biológicas entre os reservatórios, resultando em uma homogeneidade ambiental que acarretou uma baixa diversidade beta. Dessa forma, a conectividade certamente levou à perda de biodiversidade.

Avaliando a classificação taxonômica da estrutura da comunidade fitoplanctônica, mostramos que o estado trófico é o principal fator estruturador da comunidade, quando avaliamos reservatórios de diferentes estados tróficos dentro de uma mesma bacia hidrográfica. Além disso, a sazonalidade também contribui para a estruturação do fitoplâncton, a partir das diferenças de temperatura da água e diferenças nas concentrações de nutrientes entre os períodos seco e chuvoso. Dentre os reservatórios estudados, guildas fitoplanctônicas associadas a condições eutro-hipereutróficas e oligo-mesotróficas foram identificadas, mostrando a sensibilidade das espécies a variação ambiental. Além disso, nossos resultados mostraram uma elevada biomassa do grupo taxonômico das cianobactérias em reservatórios oligo e mesotróficos, indicando possível distúrbio do sistema e mostrando os reflexos dos impactos antropogênicos da bacia hidrográfica na comunidade aquática.

Aplicamos a classificação funcional (*sensu* Reynolds) e reforçamos a influência da trofia na estruturação do fitoplâncton. De acordo com a autoecologia dos grupos funcionais, os reservatórios hipereutróficos, eutróficos e mesotróficos tiveram importante contribuição de grupos funcionais que confirmaram o estado trófico dos sistemas. Enquanto o oligotrófico, teve importante contribuição de grupos funcionais típicos de ambientes com alto estado trófico,

mostrando mais uma vez a vulnerabilidade dos reservatórios frente a mudanças tróficas. Com base na classificação funcional, a sazonalidade também foi significativa, favorecendo mudanças principalmente na biomassa dos grupos.

Em termos gerais, a comunidade fitoplanctônica perde em termos de diversidade em reservatórios com dinâmica de conectividade em cascata. Os resultados também demonstraram que a estrutura da comunidade fitoplanctônica foi influenciada principalmente pela trofia e secundariamente pela sazonalidade demonstrados tanto pela classificação taxonômica, quanto pela classificação funcional. Finalmente nossos resultados trazem avanço sobre diversidade beta em reservatórios conectados e gerou informações complementares sobre o funcionamento de reservatórios com diferentes estados tróficos baseados na ecologia do fitoplâncton. O estudo ainda reforça a importância do fitoplâncton no monitoramento e gerenciamento de reservatórios tropicais, já que permite uma melhor compreensão dos processos que regem o ambiente aquático.

Anexos

Tabela 1: Grupos funcionais e táxons dos reservatórios da Bacia do Médio Tietê/Sorocaba. Abreviações: BB = Barra Bonita; HB = Hedberg; IP = Ipaneminha; IT = Itupararanga e SH = Santa Helena.

		Reservatórios				
GFs	Táxons	BB	HB	IP	IT	SH
B	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	X	X			
B	<i>Discostella stelligera</i>			X	X	X
C	<i>Asterionella formosa</i>				X	
C	<i>Aulacoseira ambigua</i>					X
D	<i>Encyonema</i> sp.		X			
D	<i>Nitzschia</i> sp.				X	
D	<i>Nitzschia fruticosa</i>	X				
D	<i>Nitzschia intermedia</i>					X
D	<i>Nitzschia linearis</i>				X	
D	<i>Nitzschia palea</i>	X		X		
E	<i>Dinobryon</i> sp.		X			
F	<i>Actinastrum aciculare</i>	X				
F	<i>Messastrum gracile</i>				X	
F	<i>Botryococcus braunii</i>		X			
F	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	X				
F	<i>Dictyosphaerium sphagnale</i>	X				
F	<i>Elakatothrix gelifacta</i>				X	X
F	<i>Pseudokirchneriella elongata</i>	X		X		
F	<i>Micractinium pusillum</i>	X				
F	<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>					X
F	<i>Oocystis borgei</i>	X				
F	<i>Oocystis marssonii</i>	X				
F	<i>Radiococcus fottii</i>		X			
G	<i>Carteria globosa</i>		X			X
G	<i>Eudorina</i> sp.		X			
H1	<i>Dolichospermum circinalis</i>	X				
H1	<i>Dolichospermum planctonicum</i>				X	
H1	<i>Dolichospermum solitarium</i>		X		X	X
J	<i>Achnantheidium</i> sp1.				X	X
J	<i>Achnantheidium</i> sp2.			X		
J	<i>Golenkiniopsis longispina</i>	X				
J	<i>Characiopsis pyriformis</i>			X		X
J	<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	X	X	X	X	
J	<i>Coelastrum pulchrum</i>				X	
J	<i>Hariotina reticulata</i>	X				
J	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	X				
J	<i>Willea rectangularis</i>	X				
J	<i>Willea crucifera</i>	X		X		

Tabela 1: Continuação.

GFs	Táxons	Reservatórios				
		BB	HB	IP	IT	SH
J	<i>Desmodesmus armatus</i>				X	
J	<i>Desmodesmus communis</i>	X			X	X
J	<i>Desmodesmus denticulatus</i>	X			X	
J	<i>Desmodesmus serratus</i>					X
J	<i>Golenkinia radiata</i>				X	
J	<i>Isthmochloron lobulatum</i>	X	X		X	
J	<i>Monactinus simplex</i>	X	X			
J	<i>Pediastrum biradiatum.</i>				X	
J	<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i>				X	X
J	<i>Lacunastrum gracillimum</i>				X	
J	<i>Stauridium privum</i>	X				
J	<i>Tetradesmus lagerheimii</i>	X				
J	<i>Tetradesmus bernardii</i>	X			X	
J	<i>Scenedesmus ecornis</i>	X				
J	<i>Scenedesmus indicus</i>	X				
J	<i>Tetradesmus dimorphus</i>	X				X
J	<i>Scenedesmus obtusus</i>	X				
J	<i>Acutodesmus pectinatus</i>				X	
J	<i>Stauridium tetras</i>				X	X
J	<i>Tetraedriella regularis</i>				X	
J	<i>Tetraedron minimum</i>	X				
J	<i>Tetraplektron</i> sp1.			X		
J	<i>Tetrastrum heteracanthum</i>					X
K	<i>Aphanocapsa incerta</i>	X				
L _M	<i>Ceratium furcoides</i>	X	X	X	X	X
L _O	<i>Eucapsis</i> cf. <i>densa</i>			X		
L _O	<i>Merismopedia tenuissima</i>	X			X	X
L _O	<i>Peridinium</i> cf. <i>umbonatum</i>				X	X
L _O	<i>Peridinium gatunensis</i>	X	X		X	X
L _O	<i>Peridinium</i> sp1.					X
L _O	<i>Peridinium</i> sp2.					X
L _O	<i>Synechocystis aquatilis</i>	X				
M	<i>Microcystis aeruginosa</i>	X	X		X	
MP	<i>Luticola</i> cf. <i>geoepertiana</i>				X	
MP	<i>Navicula cryptocephala</i>				X	
MP	<i>Navicula</i> sp1.					X
MP	<i>Oscillatoria limosa</i>				X	
MP	<i>Oscillatoria tenuis</i>	X	X			

Tabela 1: Continuação.

GFs	Táxons	Reservatórios				
		BB	HB	IP	IT	SH
MP	<i>Pinnularia</i> sp1.				X	
MP	<i>Pseudanabaena galeata</i>	X				
MP	<i>Pseudoanabaena mucicola</i>	X				
N	<i>Staurodesmus cuspidatus</i>				X	
P	<i>Aulacoseira granulata</i>	X			X	X
P	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	X	X		X	X
P	<i>Closteriopsis aciculares</i>					X
P	<i>Closteriopsis longissima</i>					X
P	<i>Fragilaria</i> sp1.				X	
P	<i>Fragilaria</i> cf. <i>aquaplus</i>				X	
P	<i>Fragilaria</i> cf. <i>grunowii</i>				X	X
P	<i>Fragilaria</i> sp3.			X		
P	<i>Fragilaria tenera</i>			X	X	
P	<i>Fragilaria</i> cf. <i>tenuissima</i>	X				
P	<i>Staurastrum leptocladum</i>	X	X			
P	<i>Staurastrum paradoxum</i>				X	
P	<i>Staurastrum rotula</i>				X	X
P	<i>Staurastrum tetracerum</i>				X	
S1	<i>Geitlerinema splendidum</i>					X
S1	<i>Limnothrix planctonica</i>				X	X
S1	<i>Phormidium</i> sp.				X	
S1	<i>Planktothrix agardhii</i>				X	
S2	<i>Spirulina subsalsa</i>					X
S_N	<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	X			X	
S_N	<i>Raphidiopsis mediterranea</i>		X			
T	<i>Mougeotia</i> sp.				X	X
W1	<i>Euglenaria caudata</i>			X		
W1	<i>Phacus</i> cf <i>limnophilus</i>		X			
W1	<i>Euglena granulata</i>			X		
W1	<i>Euglena</i> sp.					X
W1	<i>Lepocinclis acus</i> var. <i>longissima</i>			X	X	
W1	<i>Lepocinclis ovum</i>		X	X	X	
W1	<i>Lepocinclis oxyuris</i>	X	X	X	X	
W1	<i>Lepocinclis spirogyroides</i>			X		
W1	<i>Phacus acuminatus</i>			X		
W1	<i>Phacus longicauda</i>				X	
W1	<i>Phacus pleuronectes</i>	X				
W1	<i>Phacus raciborskii</i>			X		

Tabela 1: Continuação.

Táxons	Reservatórios				
	BB	HB	IP	IT	SH
<i>Phacus sesquitortus</i>	X		X		
<i>Phacus tortus</i>	X		X		
<i>Strombomonas girardiana</i>			X	X	
<i>Strombomonas verrucosa</i>			X		
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>obesa</i>			X		
<i>Trachelomonas armata</i>			X	X	
<i>Trachelomonas bacillifera</i>		X	X		
<i>Trachelomonas curta</i>			X		
<i>Trachelomonas gracillima</i>			X		
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>coronata</i>				X	
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>duplex</i>				X	X
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>hispida</i>			X	X	
<i>Trachelomonas intermedia</i> var. <i>intermedia</i>				X	
<i>Trachelomonas intermedia</i> var. <i>minor</i>			X	X	
<i>Trachelomonas lacustris</i>			X		
<i>Trachelomonas pulcherrima</i>			X	X	
<i>Trachelomonas recticollis</i>				X	
<i>Trachelomonas robusta</i>				X	
<i>Trachelomonas sculpta</i>				X	
<i>Trachelomonas</i> sp1.				X	
<i>Trachelomonas volvocina</i>		X	X	X	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>		X	X	X	X
<i>Centritactus</i> cf. <i>africanus</i>			X		
<i>Centritactus</i> sp1.			X		
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	X		X	X	X
<i>Monoraphidium caribeum</i>				X	
<i>Monoraphidium contortum</i>			X	X	
<i>Monoraphidium irregulare</i>			X	X	
<i>Monoraphidium komarkovae</i>			X	X	X
<i>Monoraphidium minutum</i>			X	X	X
<i>Pseudodidymocystis fina</i>				X	X
<i>Schroederia indica</i>		X			
<i>Chlamydomonas planctogloea</i>			X	X	X
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	X	X	X	X	X
<i>Cryptomonas curvata</i>				X	
<i>Cryptomonas erosa</i>	X		X	X	
<i>Cryptomonas marssonii</i>				X	
<i>Cryptomonas obovata</i>	X	X		X	X

Tabela 1: Continuação.

		Reservatórios				
GFs	Táxons	BB	HB	IP	IT	SH
Y	<i>Cryptomonas platyuris</i>	X	X	X	X	
Y	<i>Cryptomonas</i> sp.				X	
Y	<i>Rhodomonas lacustris</i>			X	X	X
Y	<i>Rhodomonas minuta</i>		X			