

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E HUMANAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

Daniele Maria Bento

ESTRUTURA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DO BRAÇO ALVARENGA DA
REPRESA BILLINGS EM ESCALA ESPACIAL E TEMPORAL

Santo André - SP

2016

Daniele Maria Bento

ESTRUTURA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DO BRAÇO ALVARENGA DA
REPRESA BILLINGS EM ESCALA ESPACIAL E TEMPORAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal do ABC como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Elizabete Campos de Lima

Santo André - SP

2016

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do ABC
Elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da UFABC
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

BENTO, Daniele Maria

Estrutura da comunidade fitoplanctônica do braço Alvarenga da Represa Billings em escala espacial e temporal / Daniele Maria Bento — Santo André: Universidade Federal do ABC, 2016.

87 fls.

Orientadora: Dr^a Elizabete Campos de Lima

Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do ABC, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, 2016.

1. Represa Billings. 2. Fitoplâncton. 3. Recursos Hídricos. 4. Ciências Ambientais. I. BENTO, Daniele Maria. II. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, 2016. III. Estrutura da comunidade fitoplanctônica do braço Alvarenga da Represa Billings em escala espacial e temporal.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Fundação Universidade Federal do ABC
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
Avenida dos Estados, 5001 – Bairro Santa Terezinha – Santo André – SP
CEP 09210-580 · Fone: (11) 4996-0017
pgcta@ufabc.edu.br

FOLHA DE ASSINATURAS

Assinaturas dos membros da Banca Examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Daniele Maria Bento, realizada em 16 de maio de 2016:

Prof.(a) Dr.(a) **Elizabete Campos de Lima** (UFABC) – Presidente

Prof.(a) Dr.(a) **Roseli Frederigi Benassi** (UFABC) – Membro Titular

Prof.(a) Dr.(a) **André Cordeiro Alves dos Santos** (UFSCAR) – Membro Titular

Prof.(a) Dr.(a) **Rogério Herlon Furtado Freire** (UFABC) – Membro Suplente

Prof.(a) Dr.(a) **Marcelo Luiz Martins Pompêo** (USP) – Membro Suplente

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, de acordo com as observações levantadas pela banca no dia da defesa, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

Santo André, ____ de _____ de 20 ____.

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Elizabete Campos de Lima

Agradecimentos

À minha orientadora prof^a Dr^a Elizabete Campos de Lima, pela boa parceria desde os tempos de curso *latu sensu*, pela confiança em permitir que eu desenvolvesse identidade própria na pesquisa, e pelas constantes palavras motivadoras e ensinamentos que muito contribuíram para o meu amadurecimento e crescimento pessoal.

À UFABC e CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado.

À FAPESP, pelo apoio financeiro via processo 2013/12569-8.

À professora Dr^a Roseli Frederigi Benassi, pelo seu empenho em dar o melhor de sua contribuição a este trabalho.

Ao professor Dr. André Cordeiro Alves dos Santos, que, munido de seu conhecimento e didática, inseriu contribuições fundamentais que direcionaram o rumo deste trabalho. E também pela disposição em sanar minhas constantes dúvidas acerca do universo fitoplanctônico.

Ao meu amigo Dr. Cleiton Maciel, pelo incentivo a pleitear o ingresso neste programa de pós-graduação, pela assistência computacional e orientações acerca da vida acadêmica.

À professora Dr^a Lucia Coelho, pelo empréstimo de equipamentos.

À Raquel Araujo, pela cooperação na primeira etapa desta pesquisa.

Às novas amigas da Ciência e Tecnologia Ambiental, Maryá Rabelo, Tatiane Lopes e Maíra Oliveira, que além da amizade, me auxiliaram com a elaboração de mapas e trocas de metodologias.

Aos colegas de laboratório Marcos Araujo, Viviane Bianchi e Patrícia Santiago, que em algum momento deram sua parcela de contribuição que foram essenciais ao desenvolvimento deste trabalho. E com carinho, à Regiani Sandrini, pela convivência matinal no laboratório.

À Dr^a Adriana Farias, pela disposição e gentileza em me auxiliar com a utilização do microscópio invertido.

À Dr^a Maria do Carmo Carvalho, da CETESB, pela ajuda com identificação de cianobactérias.

À Dr^a Andrea Tucci, por sanar algumas dúvidas sobre organismos fitoplanctônicos.

À Me. Karine Borges Machado, da Universidade Federal de Goiás, e ao professor Me. José Alberto Pereira, pelo auxílio com as análises multivariadas.

À Cristiani Andrioli e demais componentes da equipe do CGE, pela concessão de dados meteorológicos.

À equipe da SABESP, pela concessão de dados meteorológicos.

À Silvana Murbak e equipe do Instituto de Pesquisas Tecnológicas, pelo envio de material informativo referente a área de estudo.

À minha família, meu grande alicerce desta fase que envolveu reestruturação profissional e pessoal. À minha mãe, que de tudo fez por mim neste período. Ao meu pai, por sua valiosa ajuda durante as coletas na represa. À minha irmã Liliane pelas leituras desde a fase de projeto, e ao meu cunhado Rodrigo, pela ajuda com as planilhas de Excel.

À equipe gestora da EE Prof. Domingos Peixoto da Silva, pela compreensão e organização de meu horário de trabalho de modo que eu pudesse conciliar com as disciplinas deste mestrado, e pela concessão da licença sem vencimentos no momento em que um maior tempo de dedicação se fez necessário.

À minha amiga Dr^a Adriana Leão, por gentilmente ter se disponibilizado a ler este trabalho.

Aos meus estimados amigos que se mantiveram presentes em minha vida, e compreenderam os meus inevitáveis momentos de ausência: Aline, Carmelinda, Olívia, Lídia, Gisele, Maurício.

Ao André Mendes, que mesmo geograficamente distante esteve sempre presente, revelando-se um ótimo ouvinte nos momentos de angústia e de conquistas, e também por me auxiliar na organização das planilhas de biovolume.

“ Busque o que o manancial de conhecimento está
a desvelar, e disperse as sementes de teus saberes”

Daniele Bento

RESUMO

Reservatórios são lagos artificiais que demandam atenção quanto ao manejo e gestão, face aos seus múltiplos usos. Diferentes fatores como a industrialização e o adensamento populacional sem planejamento adequado ao redor destas áreas comprometem a qualidade e disponibilidade de suas águas. O braço Alvarenga da Represa Billings compõe um destes cenários, exposto a diversas intervenções antrópicas de modo a inviabilizar a captação da água desta porção do manancial para abastecimento. Dentro deste escopo, este estudo compreende o conhecimento das condições bióticas e abióticas deste ambiente utilizando a pesquisa da comunidade fitoplanctônica como ferramenta bioindicadora, devido à sua eficácia em corresponder satisfatoriamente ao estado ecológico de ecossistemas lacustres, frente às alterações espaço-temporais. As amostragens contemplaram três campanhas, de novembro de 2014 a agosto de 2015, em perfis verticais da zona eufótica (subsuperfície, meio e fundo) e horizontais em três trechos com características ambientais distintas. Especificamente buscou-se registrar em campo dados de condutividade elétrica, temperatura da água, pH e oxigênio dissolvido por meio de sonda multiparamétrica, e transparência e profundidade da zona eufótica por meio do Disco de Secchi. Para as demais variáveis analisadas em laboratório foram tomadas amostras com garrafa de Van Dorn e acondicionadas em frascos de vidro âmbar para as variáveis bióticas, e em frascos de polietileno para a análise de nutrientes. Registros constantemente superiores a $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ para as concentrações de fósforo total caracterizaram este ambiente como hipereutrófico. A pesquisa da comunidade fitoplanctônica revelou a ocorrência de 125 táxons, com dominância em biomassa por *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis protocystis* na maioria dos trechos amostrais durante os períodos de estabilidade térmica da coluna d'água. No período de circulação vertical os principais contribuintes foram *Ceratium furcoides*, *Planktothrix agardhii* e *Planktothrix isothrix*, positivamente associados aos teores de fósforo total, pH e oxigênio dissolvido, de acordo com a análise das componentes principais. A ordenação pela análise de correspondência canônica isolou a estação PIN, demonstrando a ocorrência de heterogeneidade entre os pontos amostrais. Foram também identificadas doze associações funcionais: S_n, L_o, M, S1, P, C, MP, J, X1, W1, W2 e L_m, constituídas, predominantemente, por organismos adaptados a ecossistemas lacustres pouco profundos, enriquecidos por nutrientes, comumente resistentes a escassez luminosa. A biomassa destas associações esteve predominantemente constituída por Cyanobacteria.

Palavras-chave: Billings, reservatórios, cianobactérias, variação espaço-temporal.

ABSTRACT

Reservoirs are artificial lakes that demand attention as the handling and management, due to its multiple uses. Different factors such as industrialization and population density without proper planning around these areas jeopardize the quality and availability of its waters. Alvarenga branch of Billings Reservoir consists of these scenarios, subjected to various human interventions in order to derail the uptake of water this portion of the stock to supply. Within this scope, this study comprises the knowledge of biotic and abiotic conditions of this environment using the research of the phytoplankton community as a bioindicator tool, due to its effectiveness in responding to the ecological status of a lake ecosystem, facing the spatial-temporal changes. The study covered three temporal series, from november 2014 to august 2015 in vertical profiles of the photic zone (sub-surface, middle and bottom) and horizontal in three stations with distinct environmental characteristics. Specifically sought to record field data electrical conductivity, water temperature, pH and dissolved oxygen through multiparameter probe, and transparency and depth of the photic zone through the Secchi Disk. For the other variables analyzed in the laboratory samples were taken with Van Dorn bottle and packed in amber glass bottles for biotic variables, and in polyethylene bottles for nutrient analysis. Constantly upper registers $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ for total phosphorus concentrations feature this environment as hypereutrophic. The research of the phytoplankton community revealed the occurrence of 125 taxa, with dominance in biomass by *Microcystis aeruginosa* and *Microcystis protocystis* in some sampling stations during periods of thermal stability of the water column, and subsequently replaced by *Ceratium furcoides*, *Planktothrix agardhii* and *Planktothrix isothrix* in the vertical circulation period, positively associated with levels of total phosphorus, pH and dissolved oxygen, according to the analysis of principal components (PCA). The canonical correspondence analysis (CCA) grouped the PIN station, demonstrating the occurrence of variations between sampling points. Twelve functional associations were also identified: Sn, Lo, M, S1, P, C, MP, J, X1, W1, W2 and Lm, constituted predominantly by organisms adapted to shallow lake ecosystems, enhanced by nutrients, and some resistant to light stress conditions. The biomass of these associations was formed largely by Cyanobacteria.

Keywords: Billings, reservoirs, cianobacteria, spatial-temporal.

Lista de Figuras

Figura 1 – Localização Represa Billings, com destaque à região do braço Alvarenga.....	21
Figura 3.1– Mapa de localização da região do braço Alvarenga da Represa Billings, com destaque aos pontos amostrais	29
Figura 3.2 – Vista parcial das estações de amostragem da região do braço Alvarenga da Represa Billings.....	30
Figura 3.3 – Médias mensais das temperaturas e pluviosidade acumulada no reservatório Billings no período de out./14 a ago./15.....	35
Figura 3.4 – Velocidade média mensal dos ventos na região da Represa Billings entre out./14 a ago./15	36
Figura 3.5 – Profundidade, Transparência (Disco de Secchi) e Limite da Zona Eufótica das três estações amostrais da região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15	37
Figura 3.6 – Perfil vertical da temperatura da água e oxigênio dissolvido das três estações amostrais do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15	38
Figura 3.7 – Variação espacial e temporal da condutividade elétrica e pH na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 e ago./15	39
Figura 3.8 – Concentrações de Fósforo Total e Ortofosfato registradas nas estações amostrais da região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.....	41
Figura 3.9 – Concentrações de Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal e Nitrito registradas nas estações amostrais da região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.....	42
Figura 3.10 – Total de táxons por divisão taxonômica observados na região do braço Alvarenga da represa Billings entre nov./14 a ago./15.....	43
Figura 3.11 – Variações espaciais e temporais das médias de densidade e biovolume da comunidade fitoplanctônica da região do braço Alvarenga da represa Billings entre nov./14 a ago./15	44
Figura 3.12 – Abundância relativa e biomassa por divisão taxonômica, período e estação amostral registradas na região do braço Alvarenga da represa Billings entre nov./14 e ago./15	47
Figura 3.13 – Riqueza de táxons e Diversidade (H') por ponto amostral registradas na região do braço Alvarenga da represa Billings entre nov./14 a ago./15.....	48

Figura 3.14 – Análise das Componentes Principais a partir dos dados limnológicos registrados na região braço Alvarenga da Represa Billings.....	49
Figura 3.15 – Ordenação por Análise de Correspondência Canônica entre os dados limnológicos registrados na região do braço Alvarenga da Represa Billings e os táxons descritores.....	50
Figura 4.1 – Variação temporal do biovolume dos grupos funcionais fitoplanctônicos da região do braço Alvarenga da Represa Billings, por estação amostral e em três períodos climatológicos.....	68
Figura 4.2 – Biomassa Relativa dos Grupos Funcionais do fitoplâncton por estação amostral da região do braço Alvarenga da Represa Billings.....	69
Figura 4.3 – Ordenação pela análise de correspondência canônica dos Grupos Funcionais do fitoplâncton por estação amostral da região do braço Alvarenga da Represa Billings	70
Figura 4.4 – Valores do Índice Q de Padisák et al. (2006) aplicado às unidades amostrais da região do braço Alvarenga da Represa Billings, no período entre nov./14 a ago./15	71

Lista de tabelas

Tabela 3.1 - Nutrientes analisados em laboratório e os respectivos métodos utilizados.....	32
Tabela 3.2 - Coeficientes de correlação de Pearson entre as duas primeiras componentes e os dados limnológicos registrados na região braço Alvarenga da Represa Billings.....	49
Tabela 4.1 – Médias e desvios- padrão (entre parênteses) das variáveis limnológicas registradas na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.....	65
Tabela 4.2 – Táxons descritores da comunidade fitoplanctônica da região do braço Alvarenga da Represa Billings e seus respectivos grupos funcionais sensu REYNOLDS et al. (2002) e PADISÁK et al. (2009)	66

Lista de Abreviaturas

ACC	Análise de Correspondência Canônica
ACP	Análise das Componentes Principais
Ago./15	Agosto de 2015
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CGE	Centro de Gerenciamento de Emergências da Prefeitura de São Paulo
GFs	Grupos Funcionais
Mar./15	Março de 2015
N:P	Relação Nitrogênio e Fósforo
Nov./14	Novembro de 2014
pH	Potencial Hidrogeniônico
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1	Área de Estudo	19
1.1.1	A Represa Billings.....	19
1.1.2	O braço Alvarenga.....	21
2	OBJETIVOS	22
3	CAPÍTULO 1: Estrutura e variação espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano	27
3.1	Introdução.....	27
3.2	Métodos	29
3.3	Resultados.....	35
3.4	Discussão	51
4	CAPÍTULO 2: Flutuações dos grupos funcionais de um reservatório raso dominado por cianobactérias	63
4.1	Introdução.....	63
4.2	Métodos	64
4.3	Resultados.....	65
4.4	Discussão.....	71
5	CONCLUSÃO	78
APÊNDICE A – Dados das variáveis limnológicas registrados no braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15		80
APÊNDICE B – Lista de táxons observados no braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15		81

1- Introdução Geral

O fitoplâncton abrange uma categoria de organismos vitais à manutenção da biota aquática e terrestre, devido à sua participação em processos ecológicos e biogeoquímicos que regulam o equilíbrio do ambiente e, sobretudo, por desempenhar o papel primordial de fornecer, via processo de fotossíntese, alimento e energia em abundância de modo a permear todos os níveis tróficos (ARINO & RUDNICKI, 2004; ZOHARY et al., 2014).

A diversidade destes fotossintetizantes microscópicos permite a organização em divisões taxonômicas que incluem espécies eucarióticas e procarióticas, comumente encontradas numa gama de ambientes de natureza dulcícola ou salina, submetidas às mais variadas latitudes e condições climáticas (LEE, 2008; GRAHAM et al., 2009). São dotados de formas e tamanhos variados em escala micrométrica, podendo viver de forma isolada ou colonial, compondo arranjos que, muitas vezes, os tornam visíveis a olho nu. Quanto ao tamanho, podem ser categorizados em quatro grupos (BELLINGER & SIGEE, 2010): picoplâncton (< 2 μm), nanoplâncton (2-20 μm), micropoplâncton (20-200 μm) e macropoplâncton (> 200 μm). Segundo Graham et al. (2009), o atributo tamanho exerce um importante papel sobre as atividades metabólicas destes organismos no sentido de estabelecer relações entre área superficial e volume, que podem influenciar a forma de assimilação de nutrientes e permanência na coluna d'água.

Suas múltiplas morfologias e estratégias adaptativas resultam numa heterogeneidade na distribuição de suas populações em termos de composição e abundância (MOSS, 2010). Diferenças que também se apresentam como respostas fisiológicas face às condições físicas e químicas da água, dentre as quais se destacam: luminosidade, temperatura da água e disponibilidade de nutrientes (WETZEL, 2001).

Desta forma, o fitoplâncton pode ser integrado em estudos de monitoramento de ecossistemas aquáticos que empregam bioindicadores em suas análises. Entende-se por bioindicador qualquer organismo ou associação cuja presença pode sinalizar os mecanismos (de origem natural ou antrópica) envolvidos na dinâmica de um ambiente (BELLINGER & SIGEE, 2010). Por apresentar uma notável sensibilidade às alterações físicas e químicas em seus habitats, a composição e estrutura da comunidade fitoplânctônica refletem também os impactos na qualidade da água, podendo, em vista disso, ser considerados bons bioindicadores das condições ambientais de um ecossistema (REYNOLDS, 2006; ZOHARY et al., 2014).

Um ambiente aquático pode ser caracterizado como um mosaico de microambientes suscetíveis a alterações em escala temporal e espacial (WETZEL, 1992), que confere à

biomassa algal a capacidade de acompanhar as variações sazonais e temporais por meio da evolução dos estágios de sucessão que incluem a reorganização de comunidades, resultantes da substituição de determinados gêneros de modo transitório ou em longo prazo (MARGALEF, 2005). Para Padisák et al. (2010), estas alterações também se dão em decorrência dos ciclos de vida destes organismos, que de modo geral são relativamente curtos, podendo haver a existência de múltiplas gerações dentro de uma escala anual. Estes processos sucessionais, modulados pela interação da ecologia intrínseca de cada espécie e dos fatores abióticos, constituem importantes mecanismos propulsores da biodiversidade (LEWIS, 1987), bem como provocam mudanças no metabolismo destes ambientes, de modo a enaltecer a relevância dos estudos destinados à identificação de mudanças do fitoplâncton em escala espacial e temporal (CROSSETTI & BICUDO, 2008).

Estas flutuações temporais, além de envolver a substituição de espécies, podem sobrevir de alternância na biomassa ou em composição de espécies dominantes, em maior frequência nos lagos tropicais em relação aos lagos de regiões temperadas (WETZEL, 2001). Isso ocorre porque, nestes locais as variações são moduladas, principalmente, por influências extrínsecas (ventos, precipitação pluviométrica, temperatura, incidência luminosa etc.), além daquelas advindas do interior do corpo d' água (turbulência, estratificação, herbivoria, parasitismo e taxa de decomposição), ou seja, estão mais ligadas a aspectos regionais do que sazonais (ESTEVEVES, 2011).

Em lagos tropicais rasos esta dinâmica pode ser ainda mais pronunciada, especialmente naqueles que apresentam formato dendrítico, cujas ramificações isoladas podem acentuar a disponibilidade de nutriente nestes sítios, e acaba por influenciar o comportamento fisiológico destas comunidades, ao atuar sobre os mecanismos de produtividade e, por conseguinte, determinar o seu grau de trofia (WETZEL, 2001).

Reservatórios brasileiros como as represas comumente se enquadram a este padrão morfológico, ou seja, alongado e dendrítico (BORGES et al., 2008). Estes lagos artificiais são geralmente pequenos e rasos, com profundidades inferiores a 20 metros (WETZEL, 2001) e apresentam disparidades nos processos de produção primária, ao formar compartimentos que interferem na uniformidade do fluxo horizontal em um mesmo lago (SEIP & WENSTOP, 2006; BORGES, 2008; ROSA, 2008; VON SPERLING, 2009).

Um reservatório pode conferir características intermediárias entre águas lênticas e águas lóxicas (ESTEVEVES, 2011), a depender do tempo de retenção da água do reservatório (SEIP & WENSTOP, 2006; BELLINGER & SIGEE, 2010) que, quando elevado, o que normalmente ocorre em represas, estes ambientes podem ser compreendidos como sistemas

lênticos, que tem como propriedade a facilidade de retenção de nutrientes por meio da sedimentação e assim, provocar aumento nos índices de produtividade (HENRY et al., 1998; LAMPERT & SOMMER, 2007). Por esta razão, algas planctônicas são amplamente encontradas em ambientes lênticos, podendo assumir o estado de dominância na comunidade biótica destes ecossistemas (BELLINGER & SIGEE, 2010).

O crescimento populacional nos grandes centros urbanos aumentou a demanda pelos múltiplos usos da água de reservatórios, não somente para suprir sua essencial função de abastecimento e provimento de energia elétrica, como também para pesca, recreação, agricultura, dessedentação de animais, entre outros. Estes fatores ocasionaram o aumento da pressão sobre estes mananciais, seguido de diversos impactos como desmatamento, lançamento de resíduos industriais e, sobretudo, o aumento do aporte de nutrientes oriundos de esgotos domésticos que trazem como consequência a queda da qualidade da água, comprometendo assim a saúde humana e a manutenção da biota destes ecossistemas (TUNDISI, 2005).

Tal fato deve-se à presença de compostos fosfatados nos efluentes domésticos, ricos em detergentes e material fecal, que, ao serem despejados nos reservatórios sem tratamento prévio, aumentam o influxo de fósforo disponível e, devido à forte correlação deste elemento com produtividade fitoplanctônica, acaba por nutrir e acelerar o processo de eutrofização (WETZEL, 2000; SEIP & WENSTOP, 2006; LAMPERT & SOMMER, 2007; BUTUSOV & JERNELÖV, 2013). Também chamada de eutrofização cultural, este fenômeno estimula a alta proliferação de cianobactérias de forma a provocar o declínio da qualidade da água, e de seu valor social (LEHMAN, 2011).

Cabe ressaltar a existência de outros fatores associados à ocorrência de florações de cianobactérias, como temperatura, oscilações no fluxo, mistura e pH da água, turbidez e presença de metais-traço, profundidade rasa e elevado tempo de retenção do lago, e ainda, ocupações e agricultura (YUNES et al., 2005; LINKOV et al., 2007). Além disso, há de se considerar a ressuspensão de nitrogênio e fósforo do sedimento, que segundo Rocha & Branco (1985), estes elementos têm como propriedade a adesão aos sedimentos. Tundisi (2008) acrescenta que as florações de cianobactérias podem ser determinadas por elevadas temperaturas no estrato superficial, incidência luminosa e também por estratificação térmica na coluna d'água. Desta forma, esta divisão taxonômica é comumente típica de ecossistemas eutróficos e integram bons instrumentos indicadores das condições ambientais da massa d'água, bem como o seu estado trófico (BELLINGER & SIGEE, 2010).

A eutrofização é uma das mais drásticas perturbações de origem antropogênica (LAMPERT & SOMMER, 2007), no sentido de provocar desequilíbrios da dinâmica biótica e abiótica do ecossistema, e igualmente durante os episódios de florações de algas pode haver a propagação de táxons potencialmente tóxicos de modo a comprometer a qualidade da água (CALIJURI & DOS SANTOS, 2001) e, conseqüentemente, restringir os seus mais diversos usos (DODDS, 2009). Para Rolland et al. (2013), a compreensão das flutuações temporais do fitoplâncton, especialmente nas populações de cianobactérias, visando a previsão de florações, constitui um desafio para os sistemas de controle da qualidade da água.

Em síntese, todo o conjunto de fatores associados à ocorrência de eutrofização, bem como as características descritas para os reservatórios rasos, especialmente os brasileiros, inseridos numa paisagem de clima tropical, salientam a relevância da integração deste fenômeno às discussões dos estudos de ecologia de fitoplâncton.

No Brasil, a investigação da variabilidade temporal do fitoplâncton em reservatórios tem sido abordada em diversos trabalhos, realizados desde escala nictemeral (BORGES et al., 2008; SANTOS et al., 2015) a escalas prolongadas, que buscam estabelecer comparações entre diferentes períodos climatológicos (ARRUDA et al., 2009) ou mesmo, plurianuais (BICUDO et al., 2007). Estas análises geralmente incluem a estrutura e sucessão de táxons, distribuição da biomassa, e muitos deles classificaram os reservatórios estudados como eutróficos (SILVA, 1999; FIGUEIREDO & GIANI, 2001; MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2005; FONSECA & BICUDO, 2007; NABOUT & NOGUEIRA, 2011; OLIVEIRA et al., 2015). No entanto, grande parte difere quanto à atribuição das causas que governam a estrutura do fitoplâncton e o estado trófico do lago, corroborando a conclusão de Nabout & Nogueira (2011), de que a influência das peculiaridades de cada local é um mecanismo crucial na determinação das comunidades fitoplanctônicas.

Adicionalmente, alguns estudos de ecologia de fitoplâncton incorporam a avaliação de abordagens que tem por finalidade a detecção de associações entre táxons e assim identificar padrões na coexistência de determinados táxons de produtores primários, em função das alterações ambientais naturais ou provocadas por intervenções antropogênicas. Uma destas abordagens visa a interpretação de associações na comunidade fitoplanctônica por meio da pesquisa de grupos funcionais (GFs), delineada por Reynolds et al. (2002), que contempla 31 grupos nomeados por códigos alfanuméricos, cujos organismos são enquadrados de acordo com as suas adaptações, tolerâncias e limitações. Esta proposta foi reformulada por Padisák et al. (2009), que por sua vez agregaram mais associações à classificação original de Reynolds et al. (2002), na tentativa de preencher as lacunas da proposta inicial. Associado ao

conhecimento das características abióticas de um ambiente, ela objetiva prever as probabilidades de ocorrência (REYNOLDS et al., 2002) e as respectivas respostas de determinados grupos fitoplanctônicos em ambientes salinos ou dulcícolas (KRUK, 2012). Apesar de não conclusiva, a detecção de determinadas espécies pode ser um indicativo das condições ambientais de um ecossistema aquático, e desta forma, demonstra sua aplicabilidade em estudos que envolvam tomadas de decisão em questões ambientais (BELLINGER e SEGEE, 2010; FRANSCSCHINI et al., 2010). Em suma, esta abordagem propõe a identificação de padrões na coexistência de determinados táxons de produtores primários, em função das alterações ambientais naturais ou provocadas por intervenções antropogênicas. Brasil & Huszar (2011) e Cunha & Calijuri (2011) acrescentam que estes agrupamentos podem constituir bons instrumentos que sintetizam os tipos de comunidades em ecossistemas brasileiros e podem fornecer informações a respeito do grau de trofia de um ambiente aquático, pois estão diretamente relacionados.

1.1 - A área de estudo

1.1.1- O Reservatório Billings

Componente da Bacia do Alto Tietê, a Represa Billings constitui o maior reservatório da Região Metropolitana de São Paulo, contornando um território de 528,8 km² (CAPOBIANCO&WHATELY, 2000; CARDOSO-SILVA et al., 2014). Localiza-se a 746,5 m de altitude entre as latitudes 23°42' e 23°45' e longitudes 46°27' e 46°42' W, e seu espelho d'água apresenta 1200 hm³ de volume útil, com tempo médio de residência de 600 dias. Os índices pluviométricos que recobrem este manancial podem atingir valores de até 1500 mm, que se distribuem de forma heterogênea ao longo do ano, e concentrados entre os meses de dezembro a março. E com temperaturas médias de 19°C, este manancial encontra-se num ambiente mesclado entre características de clima tropical e subtropical inserido na paisagem de Mata Atlântica (SMA/COBRAPE, 2010).

Estrategicamente delineada num ambiente propenso ao intenso regime de chuvas e elevada umidade relativa do ar, a Represa Billings teve sua área inundada a partir do ano de 1927, e em anos posteriores recebeu o reforço em seu volume com a reversão do curso do rio Tietê, fluindo através do Rio Pinheiros, a fim de otimizar o cumprimento de sua principal função inicial de gerar energia elétrica para a região da Baixada Santista por meio da Usina Henry Borden.

As intervenções antrópicas envolvidas na construção da represa foram responsáveis por consideráveis alterações da paisagem tanto no manancial, bem como no seu entorno, cujo aporte de poluentes e esgotos, paralelamente ao avanço do adensamento populacional na região culminaram com a redução da qualidade e disponibilidade de suas águas ainda na década de 1970, que somente após mobilizações da população, o procedimento de reversão das águas do Rio Pinheiros fora parcialmente interrompido em 1984 (SANTORO et al., 2009; SMA/COBRAPE, 2010), até que no ano de 1992 esta restrição foi ampliada pela Resolução Conjunta SMA/SES 03/92. Atualmente, o bombeamento é permitido apenas em situações circunstanciais, com vistas ao controle de cheias e atendimento da demanda da usina Henry Borden (CARDOSO-SILVA et al., 2014), e ainda assim, este mecanismo continua a representar a maior fonte da carga poluidora da represa (TAGNIN, 2008). A regulação desta transferência para a Represa Billings ocorre de acordo com a Resolução SMA-SSE-02/2010.

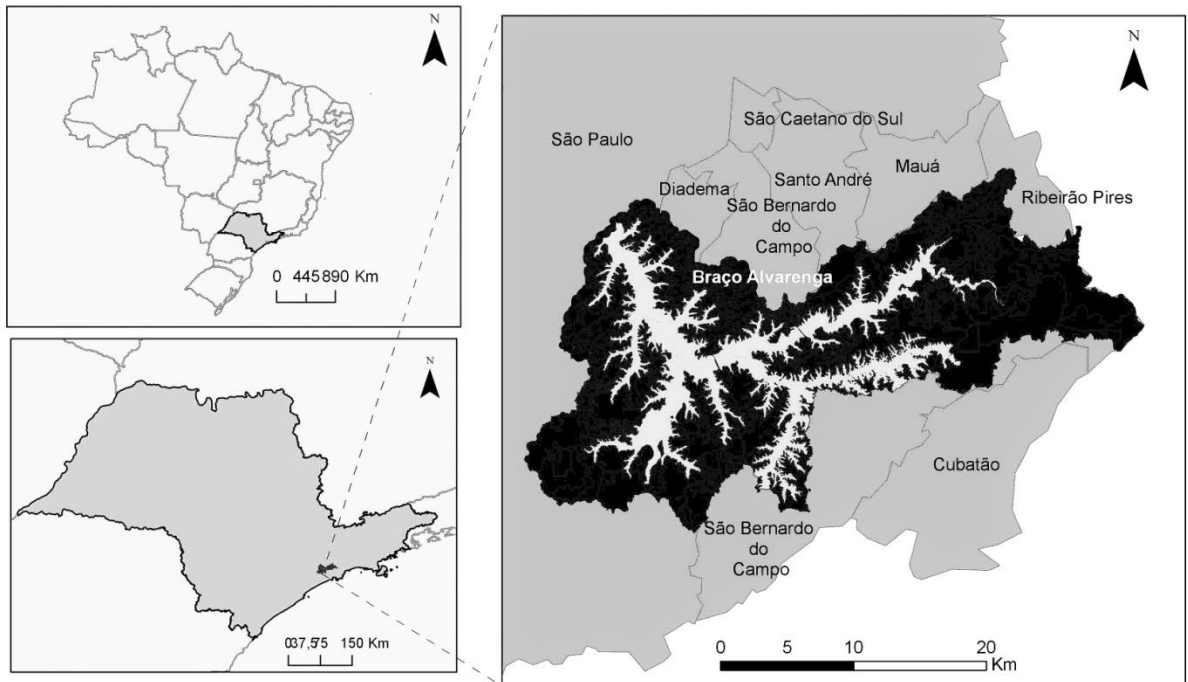
Embora prossiga com o suprimento energético da Usina Henry Borden, atualmente a Represa Billings tem como finalidade prioritária a produção de água para abastecimento público (WHATELY & SANTORO, 2008). Por essa razão, o agravamento do padrão de qualidade da água e de grandes eventos de eutrofização culminou com a iniciativa de segregação do Braço Rio Grande dos demais compartimentos da represa, por meio da construção da Barragem Anchieta, ao final do ano de 1981.

Entre as décadas de 1960 e 1970 já eram frequentes os relatos de florações de cianobactérias, em consequência do aporte de poluentes na lâmina d'água (PALMER, 1960; VILELA, 2009), mas, entretanto, somente após a divisão do manancial os estudos nesta área foram intensificados, com o objetivo de detectar mudanças na qualidade da água em ambos os lados do reservatório, sendo diversos deles baseados na análise da comunidade fitoplanctônica que, como exemplo, vale destacar os trabalhos de Xavier (1988) e de Beyruth & Pereira (2002), que embora tenham observado melhoria na qualidade da água do Braço Rio Grande, relatos de florações por cianobactérias se mantiveram presentes. Cabe considerar, contudo outros fatores que sugerem favorecer a ocorrência destes eventos, dentre eles, a sazonalidade (MOSCHINI-CARLOS et al., 2009), interações com ritmos climáticos (OGASHAWARA et al., 2014), ou ainda, a características peculiares da represa, como tempo de retenção, temperaturas e pH elevados (GEMELGO et al., 2009), e a forma de tomada da água nos pontos de captação, bem como os efeitos da aplicação de algicidas (NISHIMURA, 2008).

1.1.2- O Braço Alvarenga

A Represa Billings apresenta morfologia dendrítica (figura 1) que lhe permite ser delimitada em oito braços: Alvarenga, Taquacetuba, Bororé, Cocaia, Rio Pedra Branca, Capivari, Rio Pequeno e Rio Grande.

Figura 1 – Localização Represa Billings, com destaque à região do braço Alvarenga.



Fonte: IBGE e SMA (SP). Elaborado por Maryá Rabelo; Daniele Maria Bento.

O braço Alvarenga encontra-se dissociado do braço Rio Grande, e no mesmo sítio do braço Taquacetuba, destinado à captação para abastecimento público através da transposição de suas águas para a Represa Guarapiranga, e também próximo ao ponto receptor das águas do Rio Pinheiros, que segundo SMA (2010), por meio da Estação Elevatória de Pedreira, transfere de forma ocasional a água deste rio para a Represa Billings. O fluxo destas águas percorre as imediações do braço Alvarenga em direção ao reservatório Rio das Pedras, que por sua vez alimenta a Usina Henry Borden.

Inserido na região do Corpo Central I, o braço Alvarenga foi esteira das primeiras ocupações no entorno do reservatório, contando com uma população de 63 mil habitantes, por ele perpassa a Rodovia dos Imigrantes e encontra-se próximo ao trecho Sul do Rodoanel Mário Covas (SMA, 2010; MOREIRA, 2011; ALVIM et al., 2015). A construção deste último iniciou-se em 2007, e suas obras protagonizaram alterações ambientais esperadas em quaisquer obras de rodovias, como a significativa supressão da vegetação e com potencial de

refletir sobre a dinâmica e qualidade da água do manancial (POLLETTO, 2008; SHIRASUNA et al., 2013).

Embora o manancial apresente regiões de vegetação preservada e reflorestada, seu entorno, entretanto, concentra uma elevada densidade populacional, desproporcionalmente distribuída entre assentos habitacionais precários (SMA, 2010) e residências de melhor estrutura que reverte todo o aporte de esgotos em direção à represa, tornando a lâmina d'água propícia a eventos de florações de cianobactérias.

E, por fim, uma das maiores atividades antrópicas que influenciaram este ramo da Represa Billings foi a operação do aterro “Lixão do Alvarenga” no período entre 1972 a 2001. Sua instalação não dispunha de estruturas impermeabilizantes e de drenagem, tornando a represa receptora de grande parte do chorume percolado através do córrego conectado ao manancial, bem como por via subterrânea, produzido a partir de resíduos das mais variadas origens (HASSUDA, 1997; IPT, 1998).

2- Objetivos

2.1 - Objetivo Geral

Descrever a estrutura, distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica da região do braço Alvarenga da Represa Billings, e os fatores abióticos associados a esta dinâmica durante três períodos climatológicos.

2.2- Objetivos Específicos

- Caracterizar as populações de microalgas em termos de composição da riqueza, abundância, diversidade e biomassa, bem como as variáveis físicas e químicas mais importantes que influenciam o seu desenvolvimento;
- Verificar variações verticais e longitudinais em um mesmo compartimento de um reservatório dendrítico;
- Conferir se a abordagem da pesquisa de grupos funcionais sensu Reynolds et al. (2002) e Padisák et al. (2009), e a aplicação do índice Q (PADISÁK, 2006) descrevem as condições ambientais reais do reservatório, bem como sua adequabilidade;
- Agregar conhecimento aos estudos de fitoplâncton em lagos rasos de morfologia irregular, em escala regional e global.

Referências

- ALVIM, A. T. B.; KATO, V. R.C.; ROSIN, J. R. G.A urgência das águas: intervenções urbanas em áreas de mananciais. **Cad. Metrop.**, São Paulo, v. 17, n. 33, p. 83-107, maio 2015.
- ARINO, O.; RUDNICKI, R. Phytoplankton dynamics. **Comptes Rendus Biologies**, v. 327, p. 961–969, 2004.
- ARRUDA, P. C. **Comunidade Fitoplanctônica e Condicionantes Limnológicos no Diagnóstico da Eutrofização e Capacidade de Suporte do Reservatório de Acauã, Paraíba – Brasil**. 2009.78 f.. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.
- BEYRUTH, Z.; PEREIRA, H. A. D. S. L. O isolamento do Rio Grande da Represa Billings, São Paulo: efeitos sobre o fitoplâncton durante um ciclo hidrológico completo. **B. Inst. Pesca**, v. 28, n. 2, p. 111 – 123, 2002.
- BELLINGER, Edward G.; SIGEE, David C. **Freshwater Algae. Identification and use as bioindicators**. Wiley-Blackwell, 2010. 271 p.
- BICUDO, D. et al. **Efeitos do represamento sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica do reservatório de Rosana, baixo do Rio Paranapanema, Estado de São Paulo**. In: NOGUEIRA, M.; HENRY, R.; JORCIN, A. Ecologia de Reservatórios. Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata. São Paulo: Rima, 2007. p. 349-377.
- BORGES, F. P. A.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do Reservatório de Rosana (Ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum. (Biological Sciences)**, v. 30, p. 57–65, 2008.
- BORGES, F. P. A.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 607, p. 63–74, jul. 2008.
- BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p.799-834, dez. 2011.
- BUTUSOV, M.; JERNELOV, A. **Eutrophication**. In: Phosphorus: An Element that could have been called Lucifer. Springer, 2013. p. 57.
- CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A.C.A. Temporal variations in phytoplankton primary production in a tropical reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Hydrobiologia**, v. 445, p. 11–26, fev.2001.
- CAPOBIANCO, J.P.R.; WHATELY, M. **Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo: relatório do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período 1989-99**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2000.60 p.
- CARDOSO-SILVA, S. et al. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Bioikos**, v. 28, p. 31-43, jan./jun. 2014.
- CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. **Hydrobiologia**, v. 610, p. 161–173, set. 2008.
- CUNHA, D.; CALIJURI, M. do C. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). **Acta Bot. Bras.**, Feira de Santana, v. 25, n. 4, p. 822-831, out./dez. 2011.
- DODDS, W. et al. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. **Environmental Science & Technology**, v. 43, p.12-19, nov. 2009.
- ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- FIGUEIREDO, C. C.; GIANI, A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v. 445, p. 165-174, fev.2001.

- FONSECA B. M.; BICUDO C. E.M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 600, p. 267-282, mar. 2007.
- FRANCESCHINI et al. **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Porto Alegre: Artmed, 2010. 332 p.
- GEMELGO, MCP.; MUCCI, JLN.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 69, n. 4, p. 1001-1013, nov. 2009.
- GRAHAM, L.E.; GRAHAM, J.M.; WILCOX, L.W. **Algae**. 2ª Ed. San Francisco: Pearson Education, 2009. 720 p.
- HASSUDA, S. **Crítérios para a gestão de áreas suspeitas ou contaminadas por resíduos sólidos – estudo de caso na região metropolitana de São Paulo**. 1997. 181 f.. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M. et al. Variação Espacial e Temporal da Produtividade Primária pelo Fitoplâncton na Represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n.4, p. 571-590, nov. 1998.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT). **Análise dos estudos de projeto do aterro sanitário Tiradentes e diagnóstico do meio físico em área pertencente ao Lixão do Alvarenga – município de São Bernardo do Campo – SP**. São Paulo: IPT, 1998. Relatório Técnico 7231/1998. 88 p.
- KRUK, C. and SEGURA, A.M. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. **Hydrobiologia**, v. 698, n. 1, p. 191-202, nov. 2012.
- LAMPERT, W.; SOMMER, U. **Limnology – The Ecology of Lakes and Streams**. 2ª Ed. Oxford: Oxford University Press, 2007. 336 p.
- LEE, Robert E. **Phycology**. 4ª Ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. 645 p.
- LEHMAN, John. Nuisance cyanobacteria in an urbanized impoundment: interacting internal phosphorus loading, nitrogen metabolism, and polymixis. **Hydrobiologia**, v. 661, p. 277-287, fev. 2011.
- LEWIS, William M. Tropical Limnology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 159-184, nov. 1987.
- LINKOV et al., **Harmful Cyanobacterial Blooms -Identifying Data Gaps and the Need for a Management Framework**. In: Managing Critical Infrastructure Risks. Decision Tools and Applications for Port Security. Springer, 2007. p. 207– 242.
- MARGALEF, Ramón. **Ecología**. Barcelona: Ediciones Omega, 2005.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 542, p. 367-378, jul. 2005.
- MOREIRA, D. Alvarenga e a multidão à beira da Billings. **Diário do Grande ABC**. Santo André, oito de agosto de 2011, caderno Setecidades. Disponível em <<http://www.dgabc.com.br/Noticia/103618/alvarenga-e-a-multidao-a-beira-da-billings>>. Acesso em: 01 fevereiro 2015.
- MOSCHINI-CARLOS et al. Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnética**, v. 28, n. 2, p. 273-282, 2009.
- MOSS, Brian R. **Ecology of Fresh Waters: A View for the Twenty-First Century**. 4ª Ed.: Wiley-Blackwell, 2010. p. 265-279.
- NABOUT, J.C.; NOGUEIRA, I. S. Variação temporal da comunidade fitoplanctônica em lagos urbanos eutróficos. **Acta Scientiarum (Biological Sciences)**, v.33, n. 4, p. 383-391, 2011.

- NISHIMURA, Paula Y. **Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia**. 2008. 148 f.. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- OGASHAWARA, I; ZAVATTINI, JA; TUNDISI, JG. The climatic rhythm and blooms of cyanobacteria in a tropical reservoir in São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 74, n. 1, p. 72-78, fev. 2014.
- OLIVEIRA, F.H.P. C et al. Cyanobacteria community in two tropical eutrophic reservoirs in northeastern Brazil. **Acta Scientiarum (Biological Sciences)**, v. 37, n. 2, p. 169-176, 2015.
- PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. C.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, n. 1, p. 1-19, mar. 2009.
- PADISÁK, J. et al. Convergence and divergence in organization of phytoplankton communities under various regimes of physical and biological control. **Hydrobiologia**, v. 639, p.205-220, fev. 2010.
- PALMER, C.M. Algas e suprimento de água na área de São Paulo. **Revista DAE**, v. 21, n. 37, p. 11-15, 1960.
- POLETO, M. C. **A ecologia da paisagem na avaliação de impactos ecológicos de corredores rodoviários: o caso de um segmento do trecho Sul do Rodoanel**. In: GROSTEIN, M. D. (org.). *Ciência Ambiental: questões e abordagens*. São Paulo: Annablume; FAPESP, 2008. p. 423-452.
- REYNOLDS, C. S. **Ecology of Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 535 p.
- REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.
- ROCHA, A. A; BRANCO, S.M. O nitrogênio e fósforo como fatores limitantes ao desenvolvimento de algas cianofíceas na Represa Billings. **Revista DAE**, v. 45, n.141, p. 156-158, jun. 1985.
- ROLLAND, D. C. et al. Extreme variability of cyanobacterial blooms in a urban drinking water supply. **Journal of Plankton Research**, v.35, n. 4, p. 744-758, jun.2013.
- ROSA, Priscila G. **Comunidade zooplanctônica de cinco reservatórios tropicais do Sistema Furnas S.A. (BRASIL): abundância e biomassa em carbono**. 2008. 113 f.. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2008.
- SANTORO, P. F.; FERRARA, L. N.; WHATELY, M. **Mananciais: Diagnóstico e Políticas Habitacionais**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2009. 128 p.
- SANTOS, RM. et al. Short-term thermal stratification and partial overturning events in a warm polymictic reservoir: effects on distribution of phytoplankton community. **Braz. J. Biol., São Carlos**, v. 75, n.1, p. 19-29, mar. 2015.
- SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO – SMA; COMPANHIA BRASILEIRA DE PROJETOS E EMPREENDIMENTOS - COBRAPE. **Elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings - Relatório Final**. São Paulo: SMA, 2010. 251 p.
- SEIP, Knut, L. S.; WENSTOP, Fred. **A Primer on Environmental Decision-Making. An Integrative Quantitative Approach**. Springer, 2006. 309 p.
- SHIRASUNA, R. T.; FILGUEIRAS, T. S.; BARBOSA, L. M. Poaceae do Rodoanel Mario Covas, Trecho Sul, São Paulo, SP, Brasil: florística e potencial de uso na restauração de áreas degradadas. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 521-536, set. 2013.
- SILVA, L. H. S. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 59, n. 2, p. 281-303, jun. 1999.

SMA. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Cadernos de Educação Ambiental: Edição Especial Mananciais – Billings**. São Paulo, v. 1. 2010. 148 p.

TAGNIN, Renato A. **Quais características os mananciais devem ter para produzir água**. In: WHATELY et al. Mananciais: uma nova realidade?. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008. p. 55-66.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2. Ed. São Carlos: Editora Rima, 2005. 248 p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.

VILELA, Paula A. D. **Reúso de Água do Rio Pinheiros como Elemento de Recuperação da Represa Billings**. 2009. 168 f.. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

VON SPERLING, E. **Estudo sobre Influência na Qualidade da Água Decorrente da Implantação da Barragem de Santo Hipólito, Rio das Velhas – MG**. Comitê de Bacias Hidrográficas do Rio das Velhas: Belo Horizonte, 2009. Disponível em: <<http://cbhvelhas.org.br/sem-categoria/barragem-no-rio-das-velhas/>> Acesso em 10 nov. 2015.

WETZEL, R. G. Concluding remarks I. Limnology now and in the future. **Hydrobiologia**, v. 243/244, p. 481-485, out.1992.

WETZEL, R. G. Freshwater ecology: changes, requirements, and future demands. **Limnology**, v.1, p. 3-9, abr. 2000.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3ª Ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analysis**. New York: Springer Verlag, 2000. 429 p.

WHATELY, M.; SANTORO, P. F. **Minuta da Lei Específica da Billings: uma lei de expansão urbana ou de proteção ambiental?**. In: WHATELY et al. Mananciais: uma nova realidade?. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008. p. 55-66.

XAVIER, M. B. Euglenaceae Pigmentadas (Euglenophyceae) do Rio Grande, Represa Billings, São Paulo, Brasil: Estudos Limnológicos. **Acta Limnol. Bras.**, Rio Claro, v. 11, p 303-321, 1988.

YUNES, J; CARNEIRO, C.; OROSKI, F.; BECKER, V.; CARVALHO, M. C. **Florações de Cianobactérias Tóxicas: Mãos à Obra ao Problema**. In: ROLAND, C. F.; O. MARINHO, O. M. Lições de Limnologia. São Carlos: RIMA, 2005. 532 p.

ZOHARY, T. et al. **Lake Kinnerest. Ecology and Management**. Aquatic Ecologic Series: Springer, 2014. p. 161-190

3- Capítulo 1: Estrutura e Variação Espaço-Temporal da Comunidade Fitoplanctônica de um Reservatório Urbano

3.1- Introdução

Reservatórios urbanos são sistemas que apresentam hidrodinâmica fortemente influenciada por forças alóctones derivadas de atividades antrópicas que os submetem às mais diversas perturbações. Dotadas de importância econômica e social, estas atividades contemplam abastecimento público, irrigação, aquicultura, lazer (SOARES, et al., 2008; LV et al., 2013) e principalmente, a geração de energia elétrica (RANGEL et al., 2012).

Uma vez que a morfologia e a ecologia destes ambientes exibem a conformação de lagos, suas características limnológicas são governadas, substancialmente, por fatores climatológicos (PADISÁK, 1992; CARDOSO & MOTTA-MARQUES, 2009). Associados à natureza peculiar de cada lago artificial (HENRY et al., 1998; CALIJURI et al., 2002) e intervenções antrópicas (DODDS et al., 2013), estabelecem gradientes horizontais e verticais que os tornam singulares, com distinções na definição da estrutura do fitoplâncton e, conseqüentemente, nos efeitos sobre a produtividade primária que, segundo Santos et al. (2015), controla a fisiologia e a biodiversidade do ecossistema. Com efeito, estes parâmetros são passíveis de variações temporais que, por seu lado, podem definir a ocorrência de diferentes comunidades fitoplanctônicas (PHILIPS et al., 1997), devido a grande sensibilidade destes organismos a quaisquer mudanças no ambiente, e também do potencial de geração de impactos positivos ou negativos por meio de seus processos metabólicos e serviços ecossistêmicos (McCORMICK & CAIRNS JR, 1994; STEVENSON, 2014).

Assim, flutuações temporais condicionam a abundância e composição destes produtores primários ao fomentar mudanças em resposta aos gradientes físicos e químicos do ambiente (PHILIPS et al., 1997; CALIJURI et al., 2002; CHELLAPPA, 2009; LV et al., 2013). Dentre estes fatores abióticos, convém destacar a quantidade de matéria orgânica, processos de herbivoria, fluxo de correntes (TIAN et al., 2013) e, essencialmente, luz, temperatura e nutrientes, visto que suprem suas necessidades para a produção primária (RANGEL et al., 2002; TIAN et al., 2003; LOISELLE et al., 2007),

O fitoplâncton tem o seu desenvolvimento afetado pela temperatura no sentido desta variável estar envolvida na modificação dos gradientes físicos e químicos (LV et al., 2013), e na intervenção dos processos de circulação e mistura da água (ZOHARY et al., 2010). A interação desta variável com outros fatores climáticos como os ventos, pode definir o padrão de estratificação térmica da coluna d'água (WINDER & HUNTER, 2008). Ao conferir estabilidade, gera efeitos sobre o processo de mistura e distribuição vertical e temporal do

fitoplâncton, podendo favorecer o desenvolvimento de organismos munidos de estratégias de flutuação, como as cianobactérias que, ao recobrir o epilímnio em busca do suprimento de suas necessidades metabólicas, obtêm um melhor aproveitamento do consumo de nutrientes, e simultaneamente faz com que a estabilidade térmica atue também sobre a disponibilidade de luz (VINER, 1985). Desse modo, este grupo fotossintetizante, ao mesmo tempo em que utilizam da luz para o seu desenvolvimento, promove a exclusão competitiva sobre diversas outras espécies, ao projetar sombra nas camadas inferiores (CIANELLI et al., 2007).

Certos autores (WETZEL, 2000; BASSOLI & ROLAND, 2005) atribuem a disponibilidade de nutrientes como o principal fator limitante do crescimento fitoplanctônico, especificamente os elementos fósforo, carbono e nitrogênio. Quando disponíveis em abundância na massa d'água, acabam por elevar o seu estado de trofia, perfazendo a condição de eutrófico (DODDS, 2007), ou ainda, de hipereutrófico (REYNOLDS, 1998), e consequentemente, desencadear o processo de eutrofização, caracterizado pelo afloramento de densas populações de cianobactérias que recobrem a superfície aquática (SOARES et al., 2013). Nestes estratos, a taxa de consumo de CO₂ se sobrepõe àquela que pode ser substituída por difusão e respiração, além da redução da disponibilidade de oxigênio dissolvido devido a sua morte e decomposição (KHAN & MOHAMMAD, 2014; JAKOBSEN et al., 2015). Lund (1972) aponta o fósforo como o principal nutriente associado ao processo de eutrofização. Em reservatórios, a presença excessiva deste elemento decorre do aporte de efluentes domésticos ou mesmo industriais, podendo, assim, figurar um importante parâmetro de quantificação do gradiente químico e biológico nestes ambientes (LUND, 1972; ESTEVES, 2011).

Nessa perspectiva, a relevância destes estudos está no reconhecimento das propriedades físicas e químicas que desencadeiam variabilidades espaciais e temporais em lagos, a fim de compreender a dinâmica destes ecossistemas e suas implicações ambientais em escala local e global, e direcionar ações de manejo com vistas à promoção da sustentabilidade (PHILIPS et al., 1997; RYCHTECKÝ & ZNACHOR, 2011; LV et al., 2013; CROSSETTI et al., 2014).

Tendo em conta que os ecossistemas aquáticos não são estáticos, onde cada constituinte do biótopo apresenta limitações fisiológicas, bioquímicas e genéticas frente às variações temporais dos parâmetros abióticos (WETZEL, 2000), a modulação de gradientes na estrutura do fitoplâncton ocorre de modo diversificado em reservatórios que apresentam morfologia irregular, devido às especificidades de cada compartimento que, associado aos processos de circulação da massa d'água, tempo de residência, além de influências externas

(HENRY et al., 1998), pode resultar em diferentes padrões de seleção e sucessão destes organismos produtores em um mesmo meio aquático.

Ante o exposto, o Manancial Billings constitui um reservatório dentrítico, objeto de diversos estudos englobando a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (PALMER, 1960; XAVIER, 1981; NISHIMURA, 2008; GEMELGO et al., 2009; RODRIGUES et al., 2010; WENGRAT & BICUDO, 2011, AVARI, 2013), mas, contudo, a maioria esteve restrita aos braços destinados à captação para abastecimento, tornando os demais compartimentos do manancial pouco estudados.

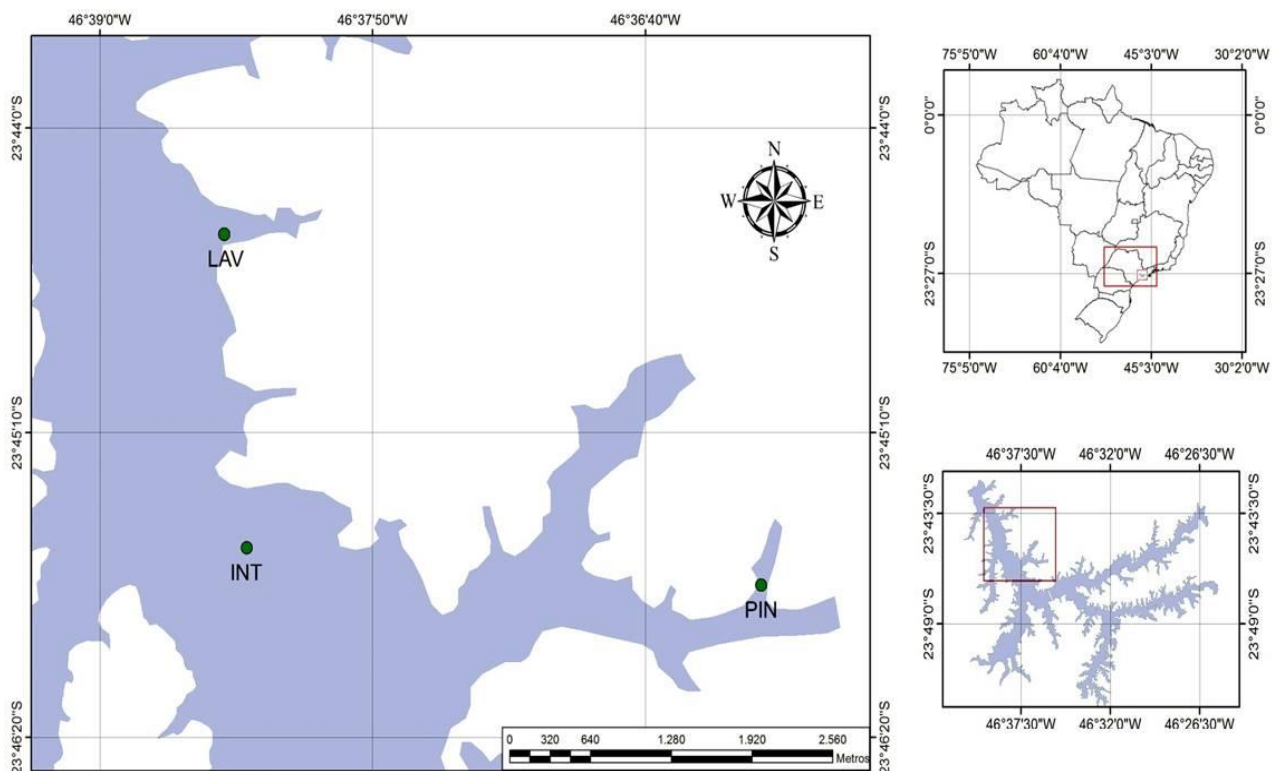
Nesse enfoque, este trabalho teve como objetivo descrever espacial e temporalmente a estrutura da comunidade fitoplanctônica da região do braço Alvarenga da Represa Billings, em termos de riqueza, densidade e biomassa, bem como os fatores abióticos que regem a sua dinâmica. E assim contribuir com a compreensão da complexidade destes ecossistemas.

3.2- Métodos Utilizados

3.2.1 – Delineamento amostral e estações de coleta

O estudo foi realizado em três unidades amostrais com perfis distintos, numa área que compreende cerca de 5 km de extensão na região do braço Alvarenga (Figura 3.1).

Figura 3.1- Mapa de localização da região do braço Alvarenga da Represa Billings e das estações de coleta.



Fonte: IBGE, 2010. Elaborado por: Hemerson Silva e Daniele M. Bento

Foram realizadas três campanhas de amostragem em diferentes períodos climatológicos, que contemplaram as seguintes datas: 03 de novembro de 2014, 17 de março de 2015 e 18 de agosto de 2015. Cabe ressaltar que os procedimentos ocorreram sempre no mesmo intervalo de horário, das 8h30 às 12h30. A vista parcial seguida da descrição de cada trecho amostral aparece na figura 3.2.

Figura 3.2 – Vista parcial das estações de amostragem da região do braço Alvarenga da Represa Billings.



Estação PIN ($23^{\circ}45'51.14''S$ - $46^{\circ}35'47.90''O$): Localizada no Jardim Pinheiros, próxima à Rodovia dos Imigrantes e ao Rodoanel Mário Covas. Conhecido por apresentar características de “bairro ecológico” e tem como diferencial uma estação própria de tratamento de esgoto. Situa-se numa zona compartimentada do manancial.

Estação INT ($23^{\circ}45'22.91''S$ - $46^{\circ}36'1.64''O$): Região intermediária. Mais profunda e com maior densidade de mata ciliar.



Estação LAV ($23^{\circ}44'38.93''S$ - $46^{\circ}36'33.69''O$): Situada à jusante do reservatório e nas imediações do extinto Lixão do Alvarenga, cujo solo encontra-se em processo de remediação.

3.2.2 - Dados Climatológicos

Três variáveis climáticas foram consideradas neste estudo: precipitação mensal acumulada (mm) junto à Represa Billings, a partir de dados disponibilizados pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), médias mensais de temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) e velocidade dos ventos (m.s^{-1}), calculadas com base nos dados concedidos pelo Centro de Gerenciamento de Emergências da Prefeitura de SP (CGE), oriundos da estação “400 – Riacho Grande”, localizada próxima ao reservatório.

Para a análise estatística foram consideradas as médias das velocidades dos ventos registradas nos sete dias anteriores a cada uma das coletas, bem como a precipitação acumulada dos últimos 30 dias.

3.2.3 - Variáveis Limnológicas

Por meio da sonda multiparâmetros OAKTON PCD 650 foram mensurados em campo os parâmetros temperatura do ar e da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e pH.

Os procedimentos de coleta para as demais variáveis químicas e biológicas ocorreram conforme recomendações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (BRANDÃO et al., 2011) e do Manual de Cianobactérias Planctônicas (CETESB, 2013). Em cada estação amostral foram tomadas, com Garrafa de Van Dorn, amostras em três profundidades na extensão da zona eufótica: subsuperfície, limite da transparência indicada pelo Disco de Secchi e 1% de penetração de luz (correspondente a cerca de três vezes a profundidade visual do Disco de Secchi, conforme Cole (1975). Os frascos foram acondicionados em caixas térmicas contendo bolsas de gel congelado até a chegada ao laboratório, onde os de polietileno foram congelados para posterior análise dos parâmetros químicos, enquanto que os frascos âmbar, destinados às análises biológicas, receberam adição de preservante lugol e replicatas com formalina 4% e mantidos sob refrigeração.

As determinações das concentrações de nutrientes ocorreram em laboratório, a partir de amostras em frascos de polietileno com adição de ácido sulfúrico como preservante para as análises de fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal. Frascos com amostras sem preservante foram utilizados para as análises de nitrito e nitrato. Os métodos de análise utilizados para cada variável estão descritos na tabela 3.1.

Tabela 3.1. Nutrientes analisados em laboratório e os respectivos métodos utilizados.

Parâmetro	Método utilizado	Unidade	Referências
Fósforo Total	Colorimétrico (4500 P C)	$\mu\text{g.L}^{-1}$	APHA (2005)
Ortofosfato	Espectrofotométrico	$\mu\text{g.L}^{-1}$	STRICKLAND & PARSONS (1960)
Nitrogênio Total Kjeldahl	4500 NH3 C; N org C	$\mu\text{g.L}^{-1}$	APHA (2012)
Nitrogênio Amoniacal	Eletrodo íon seletivo (4500 NH3 D)	$\mu\text{g.L}^{-1}$	APHA (2012)
Nitrato	Cromatografia de íons (ASTM D 4327)	mg.L^{-1}	ASTM (2011)
Nitrito	Espectrofotométrico	$\mu\text{g.L}^{-1}$	MACKERETH et al. (1978)

3.2.4 - Variáveis Biológicas

3.2.4.1 - Análise qualitativa

Para caracterizar a composição da comunidade fitoplanctônica, foram coletadas amostras com o auxílio de rede de plâncton com porosidade de 20 μm , em arrastos verticais e horizontais, e em seguida acondicionadas em frascos de vidro âmbar de 100 mL, sendo três destinados à apreciação de material vivo e outra alíquota de cada ponto amostral fixada em formalina a 4%.

A captura de imagens ocorreu por meio do Microscópio óptico Zeiss AxioSkop 40 com câmara fotográfica acoplada, nos aumentos 400x e 1000x em no mínimo dez lâminas por ponto amostral, ou até verificação da ocorrência de organismos diferentes. Nanquin foi adicionado a algumas lâminas para facilitar a visualização de bainhas mucilaginosas.

O reconhecimento dos táxons ocorreu preferencialmente em nível infragenérico, e por meio de consultas a chaves de identificação e fontes especializadas, como Silva (1999), Komárek, J. & Komárková, J. (2004), Silva (2005), Marques (2006), Alves-da-Silva & Tamanaha (2008), Bicudo (2009), Sant'anna et al. (2012), Komárek J. & Hauer T. (2013), Lamparelli et al. (2014), além de trabalhos realizados na Represa Billings, como os de Rodrigues (2008) e Wengrat (2011), entre outros. Adotou-se o sistema de classificação proposto por Cavalier-Smith (GUIRY & GUIRY, 2016).

3. 2.4.2 - Análise Quantitativa

Para a análise quantitativa as amostras de cada profundidade foram distribuídas em duas alíquotas, sendo uma para sedimentação em amostras preservadas com lugol e outra alíquota apenas com formalina 4%.

A concentração das amostras preservadas em lugol seguiram o método estabelecido na Norma Técnica L5.303 (CETESB, 2012) e em APHA (2005), com algumas adaptações, que consistiram no acondicionamento em provetas de 100 mL, com posterior sifonação do

sobrenadante após o período estabelecido. No entanto, ao ser constatada a significativa perda de colônias macroscópicas de *Microcystis*, e possivelmente de outros organismos durante a transferência do material concentrado para os frascos de armazenamento, as análises ficaram restritas apenas a amostras sem concentração.

O procedimento de contagem prosseguiu em câmaras de Sedgewick-Rafter em microscópio invertido Zeiss modelo AxioObserver A1, por meio da análise de transectos horizontais e verticais do retículo de Whipple acoplado à ocular, em quantidade suficiente para que fosse considerado o mínimo de 100 indivíduos da espécie mais frequente, e de modo a atingir o nível de significância de 95% e erro inferior a 20% (WETZEL & LIKENS, 2000; APHA, 2005 e CETESB, 2012). É importante observar que nas amostras da coleta de nov./14 a contagem foi interrompida após a segunda espécie mais frequente, em decorrência do expressivo número de indivíduos da espécie *Pseudanabaena mucicola*. A densidade foi expressa em organismos por mililitro (org.mL^{-1}).

3.2.4.3 - Biomassa fitoplanctônica

Foi estimada por meio do cálculo do biovolume celular, na qual primeiramente foram medidas, por meio do software AxioVision LE Release 4.2, as dimensões de cerca de 30 organismos de cada táxon, cujas médias obtidas foram aplicadas às fórmulas de sólidos geométricos de morfologias semelhantes às células, colônias ou filamentos, podendo, dependendo do táxon, incluir mais de uma fórmula, conforme recomendações de Hillebrand et al. (1999), Vadrucci et al. (2007) e Fonseca et al. (2014). Em seguida, as médias dos volumes obtidos para cada táxon foram multiplicadas pela densidade celular e por fim, a biomassa ($\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1}$) convertida e expressa em milímetros cúbicos por litro ($\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$).

Foram considerados descritores os táxons que contribuíram com o mínimo de 5% da biomassa registrada em qualquer uma das amostras.

3.2.4.4- Riqueza, Dominância e Diversidade

A riqueza específica foi obtida a partir da quantificação de táxons por amostra, e foi analisada com a finalidade de reconhecer flutuações temporais na estrutura da comunidade fitoplanctônica.

Para dimensionar a qualidade destas variações foi aplicado o índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') (Odum, 1988), expresso em bits.org^{-1} e calculado conforme fórmula a seguir:

$$H' = - \sum p_i (\ln p_i)$$

Sendo:

$$p_i = n_i/N$$

n_i = número de indivíduos de cada táxon na amostra .

N = número de indivíduos na amostra.

\ln = logaritmo neperiano

A ocorrência de espécies dominantes foi interpretada segundo os critérios de Lobo & Leighton (1986), que toma como dominante a espécie que compõe densidades superiores a 50% do total da amostra analisada.

3.2.4.5 - Análises Estatísticas

Com a finalidade de identificar as variáveis ambientais mais importantes, bem como sua ordenação no tempo e no espaço, os dados foram tratados pela Análise das Componentes Principais (ACP).

A descrição das possíveis relações entre os dados limnológicos e o biovolume dos táxons descritores do fitoplâncton ocorreu por meio da Análise de Correspondência Canônica (ACC). Empregou-se uma matriz de correlação entre os dados limnológicos, a fim de verificar e eliminar as variáveis que apresentaram multicolinearidade. As variáveis selecionadas foram padronizadas com a transformação dos dados ($\log x + 1$) e em seguida submetidas ao teste de Monte Carlo ($p < 0,005$), com 999 aleatorizações.

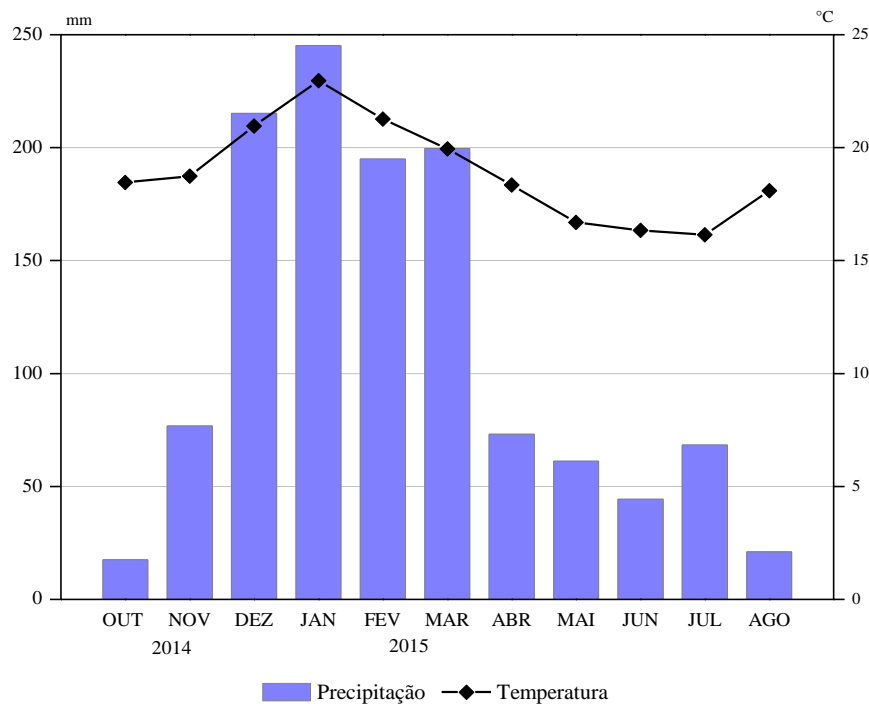
Os dados foram submetidos nos pacotes estatísticos SAS e PC-ORD – versão 5.15.

3.3 - Resultados

3.3.1 – Variáveis Climáticas

Ao longo do período estudado, a variação da temperatura foi marcada por grande amplitude, entre 8,86°C e 35,66°C, e as médias mensais variaram entre 16,14°C em jul./15 e 22,97°C em jan./15. A figura 3.3 demonstra que as médias de temperatura seguiram a mesma tendência dos índices pluviométricos, que tiveram as maiores médias registradas no período de verão, entre os meses de dez./14 a mar./15, atingindo a máxima acumulada de 245,0 mm em jan./15. As médias mais baixas foram verificadas nos meses de out./14 (17,6 mm) e ago./15 (21,0 mm), que correspondem, respectivamente, ao mês anterior à primeira coleta e ao mês no qual ocorreu a terceira coleta. Portanto, as campanhas de amostragem contemplaram dois períodos de clima seco (nov./14; ago./15) e um chuvoso (mar./15).

Figura 3.3 – Médias mensais das temperaturas e pluviosidade acumulada no Reservatório Billings no período de out./14 a ago./15.

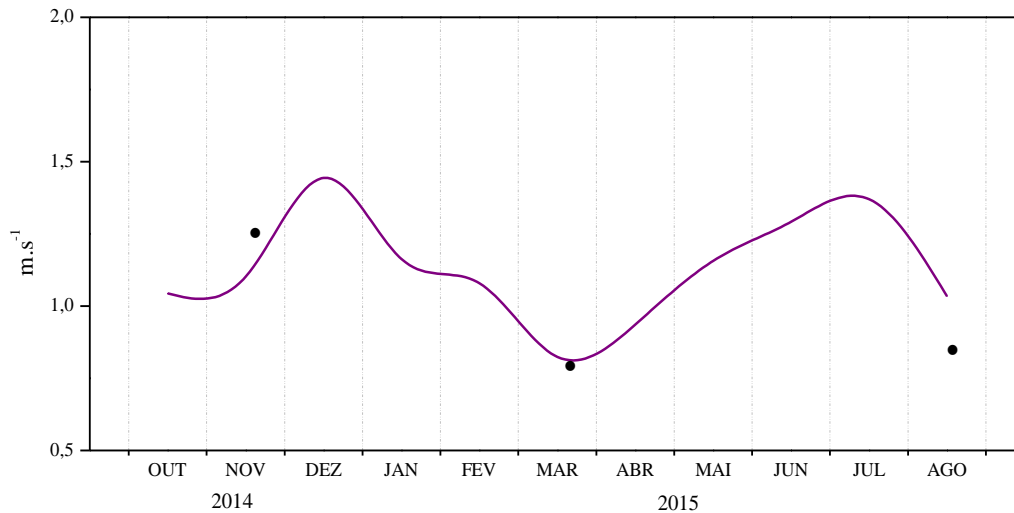


Fonte de dados: CGE e SABESP

Quanto à velocidade dos ventos, as médias mensais variaram de 0,82 m.s⁻¹ a 1,44 m.s⁻¹ (figura 3.4). As médias registradas nos sete dias anteriores às campanhas de amostragem indicam que os ventos sopraram de forma um pouco mais intensa na coleta de nov./14 (1,27 m.s⁻¹), e aproximadas nos meses mar./15 e ago./15, registrando, respectivamente, 0,82 m.s⁻¹ e 0,87 m.s⁻¹. Todavia, as médias obtidas indicam que as intensidades foram baixas, e não caracterizaram diferenças marcantes ao longo do período.

Na RMSP, onde se encontra o Reservatório Billings, os ventos fluem, predominantemente, nas direções sudeste e nordeste (MORAIS et al., 2010).

Figura 3.4 – Velocidade média mensal dos ventos na região da Represa Billings entre out./14 a ago./15. Os símbolos indicam as velocidades médias registradas nos sete dias anteriores a cada coleta.



Fonte de dados: CGE

3.3.2 – Variáveis limnológicas

Os dados detalhados das variáveis limnológicas empregados nas análises estatísticas encontram-se apresentados no apêndice A.

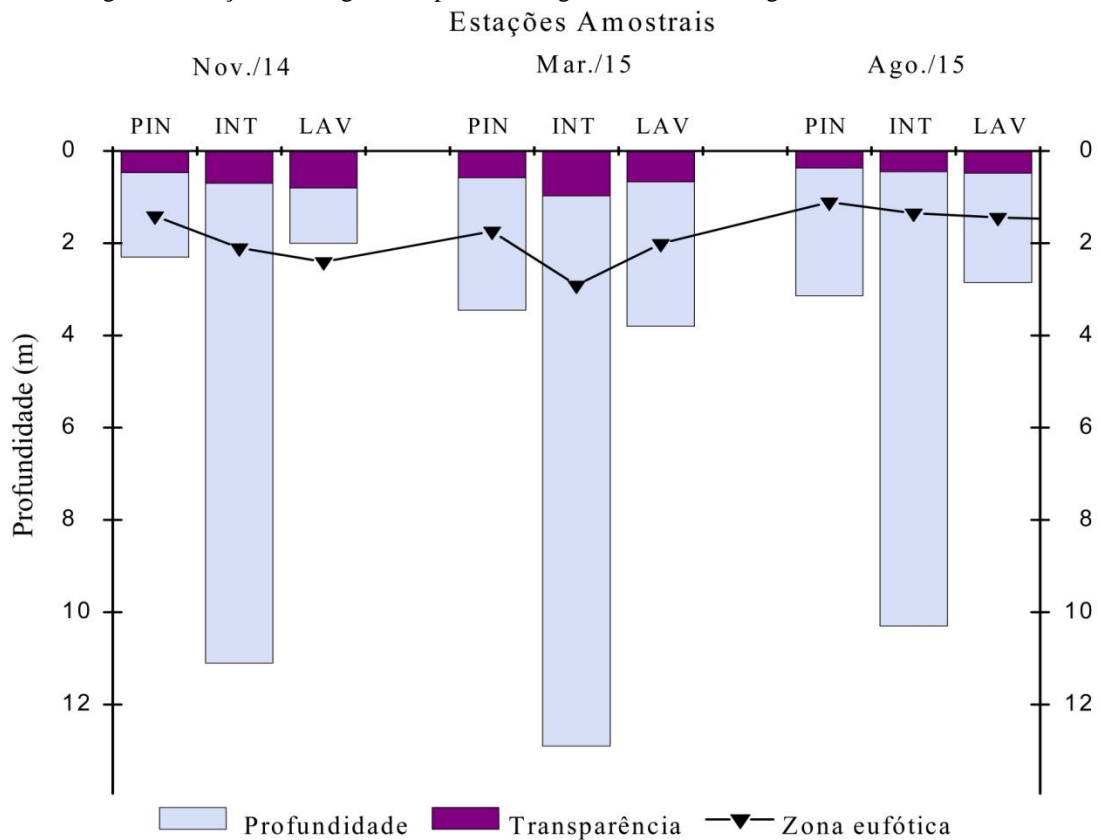
3.3.2.1- Profundidade e Transparência

As profundidades entre os pontos amostrais variaram de 2,0 m a 12,9 m (figura 3.5). As profundidades entre as estações LAV e PIN se apresentaram similares em todas as amostragens, com variações entre 2,0 m a 3,8 m. INT foi o trecho mais profundo, apresentando valores entre 10,3 m e 12,9 m. As máximas para todas as estações foram registradas no período chuvoso (mar./15).

A transparência foi relativamente baixa em todos os pontos amostrais, com variação entre 0,4 m e 1,0 m. Os valores mínimos foram registrados no ponto PIN em todos os períodos. De modo geral, as menores transparências e, conseqüentemente, menor profundidade da zona eufótica, ocorreram no período de inverno (ago./15).

Os pontos LAV e PIN, devido a profundidade reduzida em relação ao ponto INT, apresentaram zona eufótica numa porção significativa da extensão da coluna d'água. Para efeito de simplificação da discussão das próximas etapas, as profundidades subsuperfície, profundidade do Disco de Secchi e limite da zona eufótica seguirão descritos, respectivamente, como superfície (S), meio (M) e fundo (F).

Figura 3.5 – Profundidade, Transparência (Disco de Secchi) e Limite da Zona Eufótica das três estações amostrais da região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.



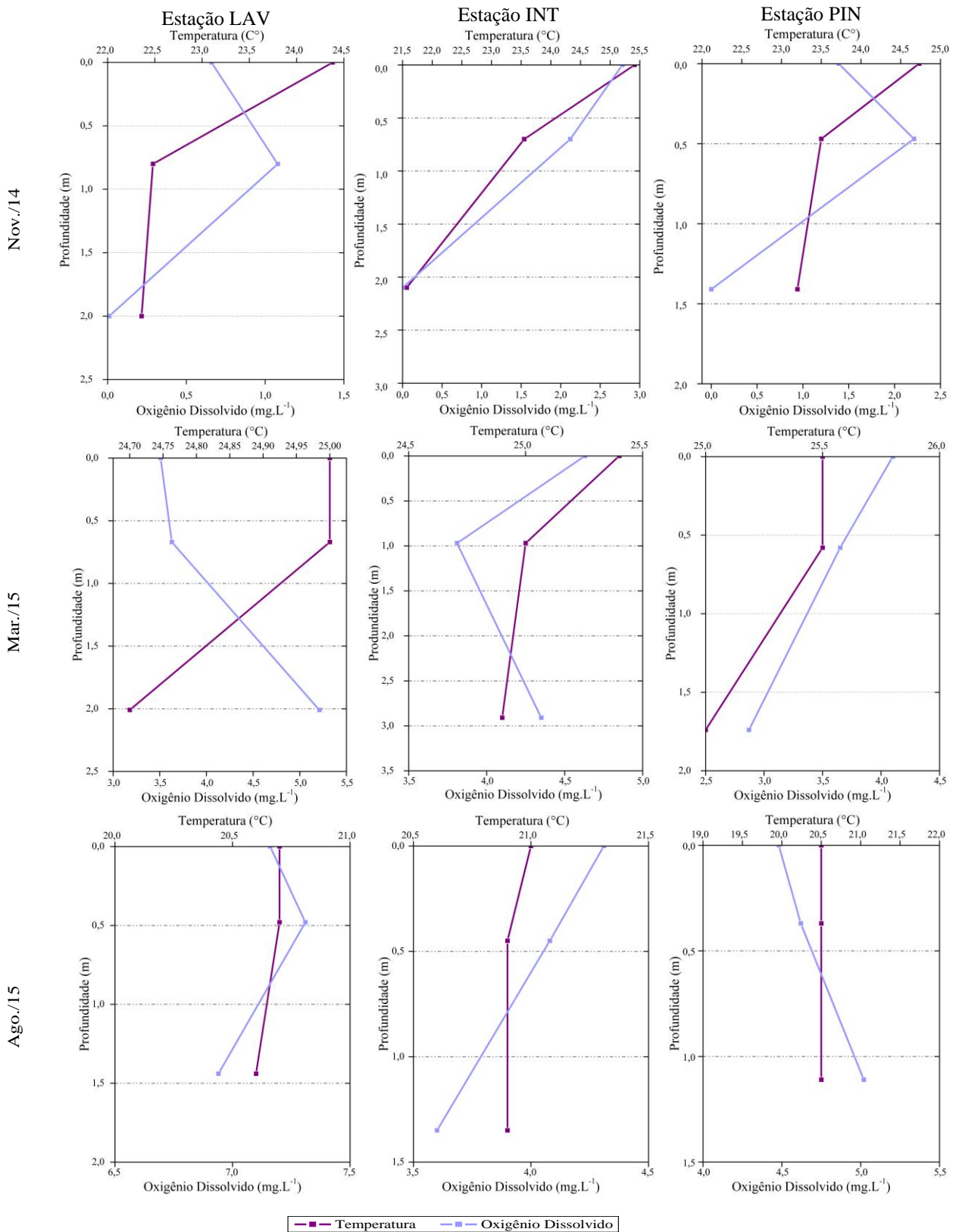
3.3.2.2- Temperatura da água, Oxigênio Dissolvido, pH e Condutividade Elétrica

A variação da temperatura da água no período de coletas foi entre 20,5°C a 25,5°C (figura 3.6). A condição microestratificação foi observada na campanha amostral de nov./14, quando foram registradas diferenças superiores a 1°C entre as camadas S (superficial) e F (fundo). Nas demais amostragens foram observadas diferenças mais tênues entre as profundidades e as estações amostrais, sendo que valores mais elevados foram registrados no mês de mar./15, e a mistura completa da coluna d'água ocorreu na coleta de inverno (ago./15).

Os teores de oxigênio dissolvido foram significativamente reduzidos na amostragem de nov./14, com variações entre 0,00 mg.L⁻¹ e 2,78 mg.L⁻¹. O estado anóxico foi verificado no limite inferior da zona eufótica dos três locais de coleta. Nos demais períodos de amostragem, os valores oscilaram entre 3,51 mg.L⁻¹ a 7,31 mg.L⁻¹.

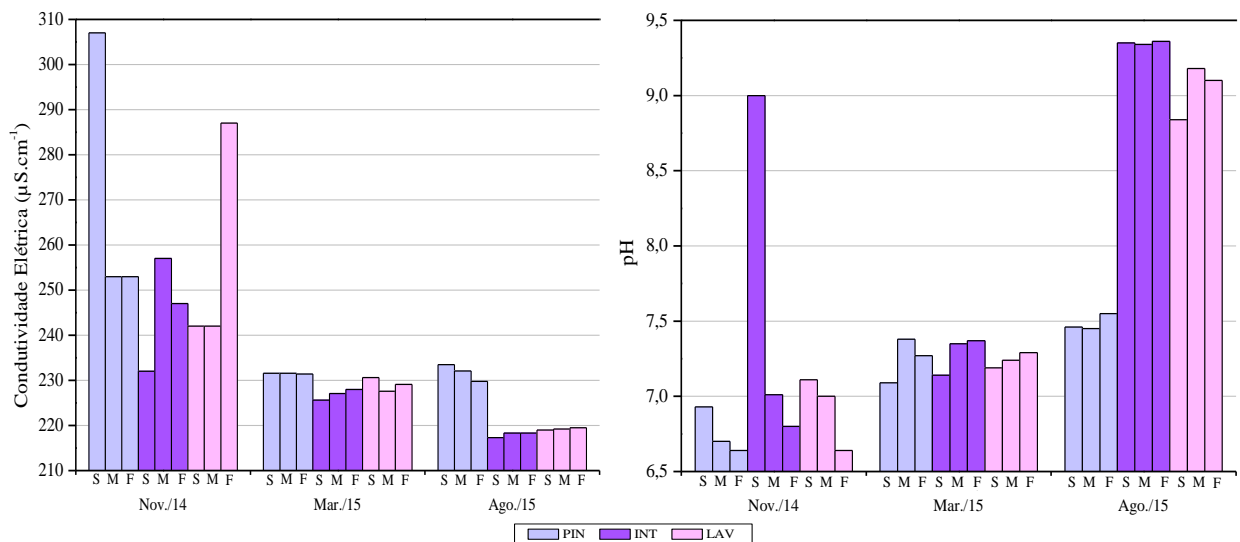
Os valores para a condutividade elétrica não expressaram grandes oscilações entre os pontos amostrais, cujos valores se mantiveram entre 217,3 μS.cm⁻¹ e 307,0 μS.cm⁻¹ (figura 3.7). No entanto, foi observada certa instabilidade na coleta de nov./14, no mesmo período no qual foi registrada a condição de estratificação térmica. De modo geral, os maiores picos foram observados no ponto PIN.

Figura 3.6 – Perfil vertical da temperatura da água e oxigênio dissolvido das três estações amostrais na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.



A faixa de variação do pH foi de maior amplitude durante a amostragem de nov./14, assumindo valores entre ácido e alcalino (figura 3.7). À exceção do pH 9,0 registrado na subsuperfície do ponto INT, os valores registrados na coleta de nov./14 oscilaram de 6,7 a 7,1 entre os pontos e profundidades. No mês de mar./15 a variação foi mais estreita em todos os locais, compreendendo valores entre 7,1 e 7,4. O mês de ago./15 registrou valores mais elevados em relação às coletas anteriores, e com variações entre os pontos amostrais, visto que em PIN a variação ocorreu entre 7,5 e 7,6, enquanto que nos demais pontos a oscilação foi entre 8,8 a 9,4 com picos maiores no ponto INT.

Figura 3.7 – Variação espacial e temporal da condutividade elétrica e pH na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 e ago./15. S: subsuperfície; M: meio; F: fundo da zona eufótica.



3.3.2.3 - Nutrientes

As concentrações de fósforo total estiveram relativamente elevadas em todos os períodos amostrados, conferindo valores acima de $100,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ (figura 3.8 - A).

As amostragens de nov./15 e mar./15 apresentaram teores mais elevados nas camadas mais profundas das estações INT e LAV. Este perfil não foi observado em PIN, que apresentou valores mais homogêneos na coluna d'água em nov./14 e acentuadamente elevados na camada superficial (S) em mar./15.

O mês de ago./15 registrou valores superiores às coletas anteriores, chegando ao pico de $740,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação LAV. A distribuição vertical deste nutriente se contrapôs à tendência de aumento nas camadas inferiores verificada em nov./14 e mar./14, com concentrações mais elevadas detectadas na camada superficial das estações PIN e LAV.

Os teores de ortofosfato (figura 3.8 - B) variaram de $13,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação LAV (nov./14 e ago./15) a $481,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ em PIN (ago./15). INT foi o único ponto que não apresentou heterogeneidade vertical considerável em quaisquer das amostragens. Na coleta de nov./14 PIN e LAV apresentaram concentrações mais elevadas em direção ao fundo. No mês mar./15 foi observada sincronia das oscilações entre este nutriente e fósforo total. Importante notar que em PIN a amplitude foi maior em relação às demais estações amostrais, e também em comparação aos teores de fósforo total, que por sua vez mostraram-se acentuadamente reduzidos nas camadas inferiores, evidenciando a grande disponibilidade de fósforo solúvel, principalmente na camada superior deste ponto amostral. E por fim, em ago./15, as concentrações deste nutriente estiveram relativamente baixas nas estações INT e LAV, sem diferenças marcantes na distribuição vertical, contrariamente a PIN, que atingiu os valores mais altos de toda a série temporal nas camadas superiores, repetindo o padrão observado na coleta de mar./15.

Dentre os compostos nitrogenados (figura 3.9), as concentrações de nitrogênio total variaram entre $2370 \mu\text{g.L}^{-1}$ em INT-M (mar./15), a $7320 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação INT (nov./14). A campanha amostral de nov./14 marcou os teores mais elevados de todo o período experimental. As concentrações observadas nas coletas de mar./15 e ago./15 se mantiveram similares. Desses totais, uma expressiva fração esteve composta por nitrogênio amoniacal que, por sua vez, registrou concentrações mais elevadas no trecho LAV em mar./15, chegando a $3060 \mu\text{g.L}^{-1}$, e reduzidas à abaixo do limite de detecção do método empregado ($100 \mu\text{g.L}^{-1}$) nas unidades amostrais INT e LAV na campanha de inverno (ago./15).

Já as concentrações de nitrito foram consideravelmente baixas em comparação às formas de nitrogênio mencionadas anteriormente, cuja oscilação ocorreu entre $39,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ em nov./14, e $221,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ em mar./15, nesta mesma estação e profundidade (INT-F). A figura 3.9 - C permite notar que este foi o parâmetro no qual as variações temporais e espaciais se apresentaram mais nítidas, tendo os seus maiores picos registrados em mar./15, e os menores em nov./14. Heterogeneidade espaço-horizontal com concentrações maiores em direção ao fundo foram notadas em nov./14 e mar./15, sendo que neste último período os teores se apresentaram mais elevados na direção INT – PIN. Em PIN no mês nov./14 não foram observadas grandes diferenças entre as profundidades. Em ago./15 houve um padrão aproximado entre INT e LAV, inclusive com valores superiores na camada F. Em contrapartida, PIN apresentou teores mais elevados nas camadas superiores. Os teores de nitrato estiveram abaixo do limite de detecção do método empregado ($<0,5 \text{mg.L}^{-1}$) em quase todos os períodos analisados.

As razões N:P foram mais altas e espacialmente heterogêneas na amostragem de nov./14, atingindo a máxima de 54,3 em INT e 14,5 em PIN, enquanto que as mínimas foram observadas no período de inverno (ago./15), entre 3,9 a 8,2.

Figura 3.8 – Concentrações de Fósforo Total (A) e Ortofosfato (B) registradas nas estações amostrais da região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.

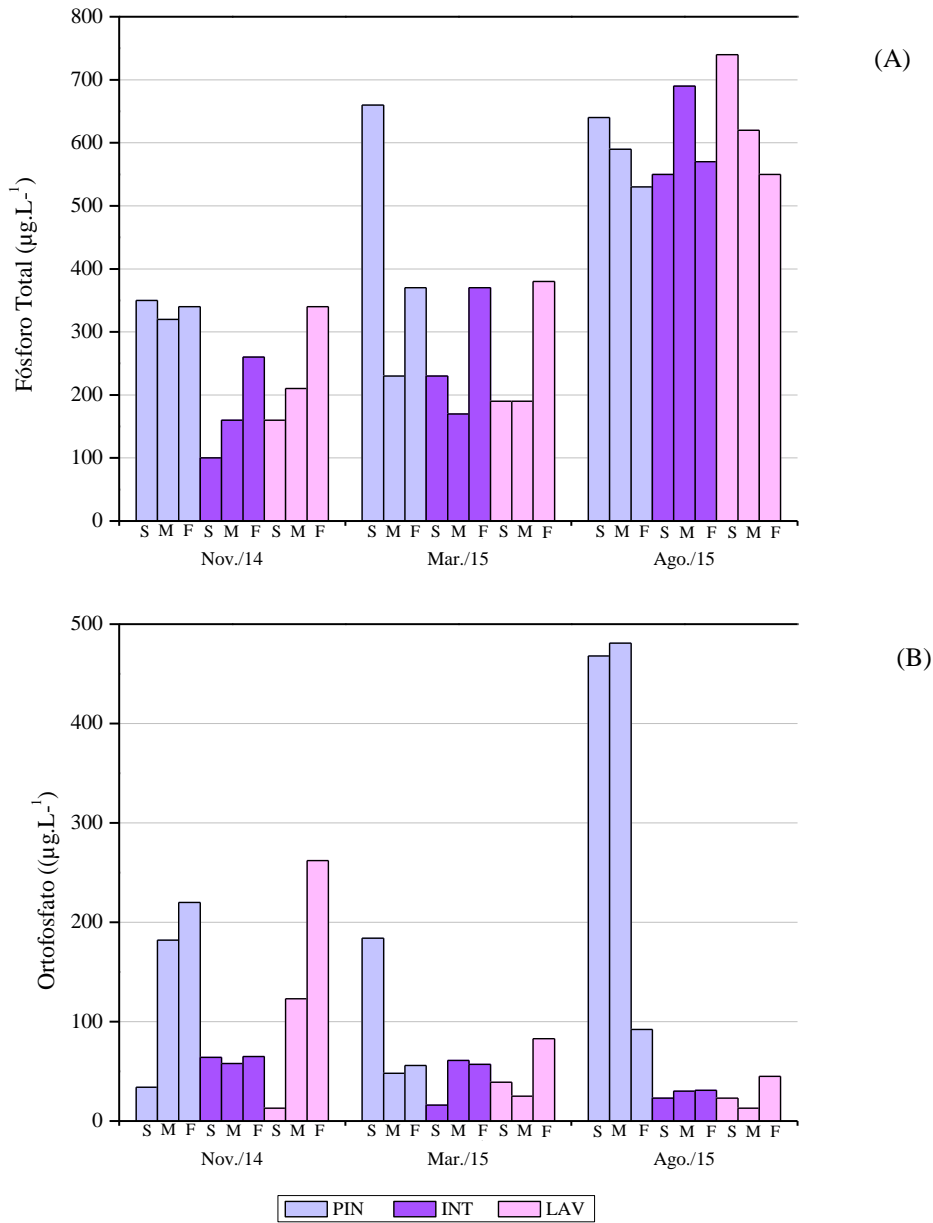
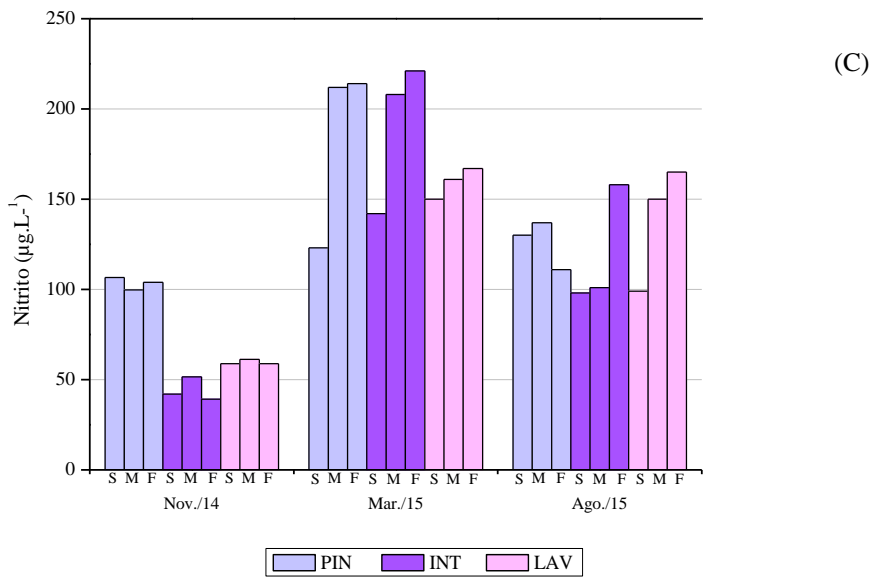
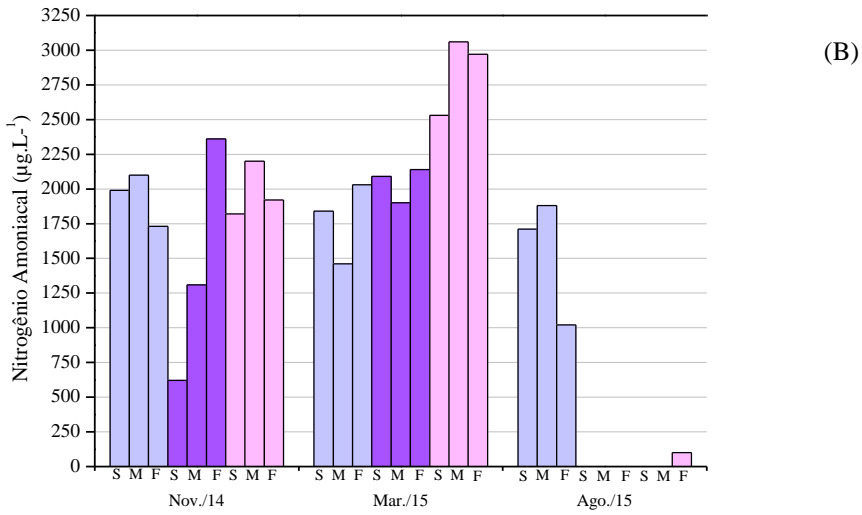
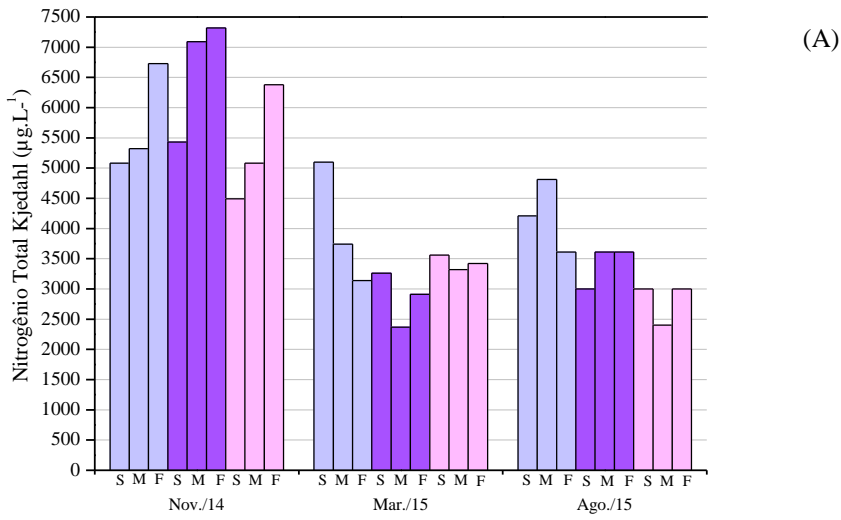


Figura 3.9 – Concentrações de Nitrogênio Total (A), Nitrogênio Amoniacal (B) e Nitrito (C) registradas nas estações amostrais da região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15



Legend: PIN (blue), INT (purple), LAV (pink)

3.3.3 - Comunidade Fitoplanctônica

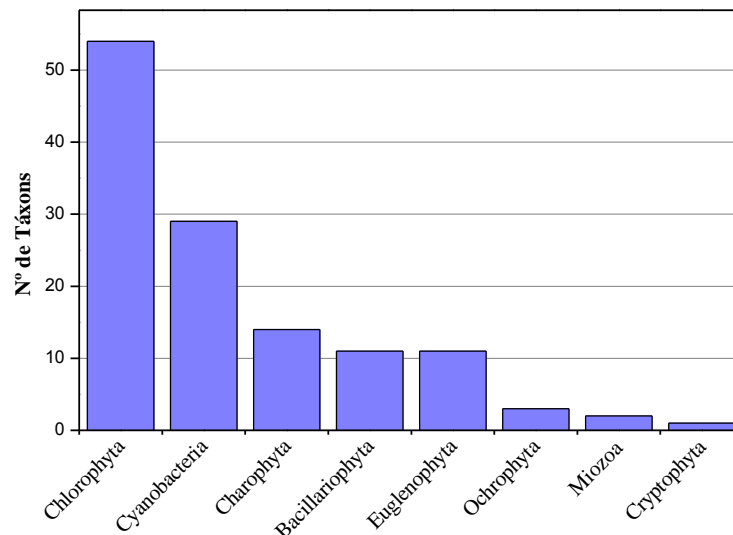
3.3.3.1 - Riqueza Taxonômica

Ao longo do período amostral foram observados 125 táxons, distribuídos entre oito divisões (figura 3.10) das quais se destacaram Chlorophyta e Cyanobacteria, que contribuíram, respectivamente, com percentuais de 43,2% e 23,2% do total. A parcela restante foi distribuída entre os grupos Charophyta (11,2%), Bacillariophyta (8,8%), Euglenophyta (8,8%), Ochrophyta (2,4%), Miozoa (1,6%) e Cryptophyta (0,8%).

A distribuição espacial e temporal da riqueza taxonômica (figura 3.13) demonstra que na coleta de nov./14 a maior variedade de táxons foi observada no ponto PIN (80 táxons), que posteriormente sofreu uma drástica redução em mar./15, na estação chuvosa, ao mesmo tempo em que INT e LAV registraram as máximas de toda a série temporal. E por fim, em ago./15, os valores registrados no ponto LAV se mostraram relativamente superiores em relação aos demais.

A relação dos táxons observados em cada ponto amostral para cada período de coleta encontra-se no apêndice B, onde é possível notar flutuações qualitativas ao longo da escala temporal.

Figura 3.10 – Total de táxons por divisão taxonômica observados na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.



3.3.3.2 – Densidade e Biovolume

As médias das densidades da comunidade fitoplanctônica por estação amostral variaram entre 6955 org.mL⁻¹ e 20576 org.mL⁻¹ (figura 3.11). Os valores mínimos foram registrados durante a coleta de nov./14, período no qual foram observadas as menores profundidades da coluna d'água. Neste mesmo período também foi reconhecida uma menor

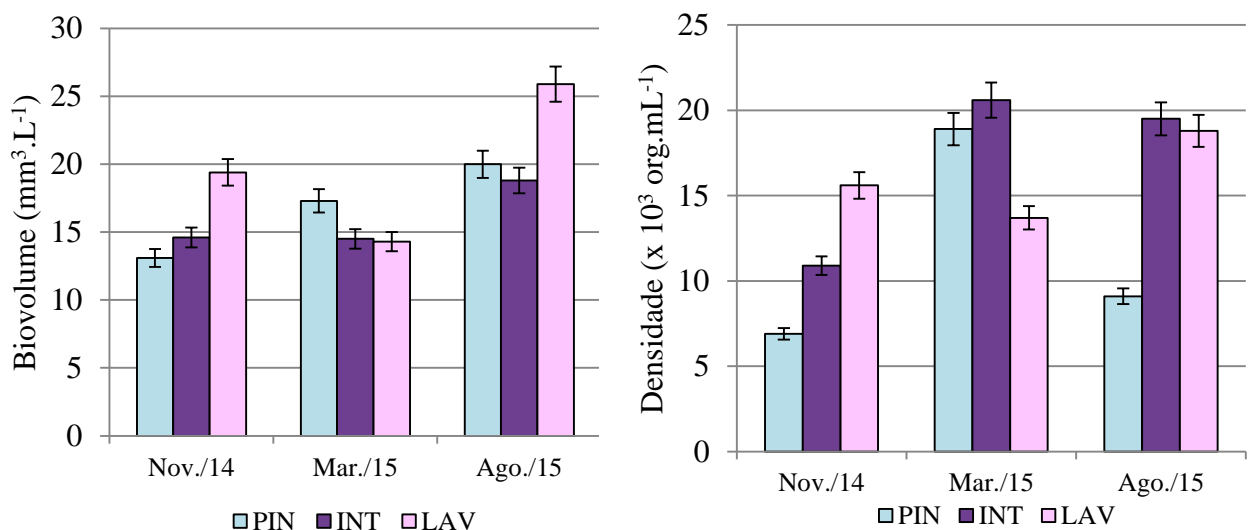
riqueza taxonômica nos pontos INT e LAV. No mais, as maiores densidades foram observadas nos pontos PIN e INT na estação chuvosa (mar./15), e em INT e LAV no mês ago./15.

As médias de biovolume entre as estações amostrais variaram entre $13,1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ e $25,9 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, sendo o mínimo registrado em nov./14 na estação PIN, e o máximo em LAV na coleta de ago./15. Nos períodos de seca (nov./14 e ago./15) os valores mais altos de biovolume foram registrados em LAV. Na estação chuvosa (mar./15), a máxima foi verificada em PIN. E de modo geral, os maiores valores de biovolume foram identificados no inverno (ago./15).

As variações de biovolume seguiram a mesma tendência da densidade obtida na coleta de nov./14, ou seja, de aumento em seus valores na direção PIN para LAV. Nas demais campanhas de amostragem este padrão não foi observado.

De maneira geral, não foi observado um padrão definido na distribuição da densidade entre as profundidades, e por esta razão, considerou-se apenas os dados médios (figura 3.11), que por sua vez evidenciaram a ocorrência de heterogeneidade espacial horizontal entre as estações amostrais. Quanto ao biovolume, a tendência de decréscimo em direção ao fundo da região eufótica foi verificada na maior parte dos trechos amostrados.

Figura 3.11 – Variações espaciais e temporais das médias de densidade e biovolume da comunidade fitoplancônica da região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.



3.3.3.3- Abundância Relativa e Biomassa Relativa

A análise da abundância relativa (figura 3.12) demonstrou que a divisão Cyanobacteria apresentou a maior contribuição quantitativa em todas as campanhas e estações amostrais,

com o mínimo de 43,5% em PIN (nov./14), e atingindo o percentual de 94,3% no ponto INT em ago./15.

As flutuações da abundância relativa em PIN ocorreram de maneira oposta às estações INT e LAV, registrando maiores proporções de Cyanobacteria nos momentos em que os demais trechos registraram valores reduzidos. O inverso também ocorreu, conforme observado na coleta de mar./15.

No mês de nov./14 a unidade amostral PIN recebeu, além de Cyanobacteria, importantes contribuições dos grupos Chlorophyta (19,4%) e Euglenophyta (17,4%), além de uma porção discretamente menor de Bacillariophyta (11,6%). A espécie mais presente foi *Planktothrix agardhii* que, com seu percentual de 8,9%, demonstrou a ausência de dominância neste trecho. Em contrapartida, as demais estações tiveram dominância por Cyanobacteria, principalmente pela contribuição oriunda da espécie *Pseudanabaena mucicola* nas estações INT (62,1%) e LAV (57,1%), devido à agregação de muitos destes organismos às colônias de *Microcystis aeruginosa*. Em mar./15 houve mudança temporal, com a substituição do maior contribuinte para a Cyanobacteria *Microcystis protocystis* nos três trechos amostrados, chegando ao estado de dominância nas estações PIN (52,6%) e INT (55,0%), e numa proporção reduzida em LAV (32,7%), que por sua vez, também apresentou uma importante abundância relativa de Chlorophyta (15,3%), superior em relação aos demais pontos de amostragem.

Na coleta de inverno (Ago./15) também foi constatada uma importante contribuição por *Microcystis protocystis* nos trechos INT e LAV, porém, em proporções mais reduzidas em relação ao período chuvoso, conferindo percentuais de 42,5% e 37,7%, respectivamente. *Planktothrix agardhii* foi a espécie mais representativa no trecho PIN, com um percentual de 41,9%. Esta última espécie também apresentou proporções significativas nos trechos INT (27,6%) e LAV (26,6%), constituindo a segunda espécie mais abundante nestas unidades amostrais.

Portanto, com base na abundância relativa e nos critérios de Lobo & Leighton (1986), pode-se afirmar que houve dominância de táxons nos pontos INT e LAV na coletas de nov./14, e em PIN e INT no mês de mar./15, enquanto que na amostragem de ago./15 esta situação não foi observada.

As proporções da biomassa fitoplancônica obtida a partir dos cálculos de biovolume apresentaram algumas disparidades em relação às registradas na abundância relativa. Ao passo que a divisão Cyanobacteria apresentou contribuições bastante significativas para a abundância relativa, as proporções deste grupo para a biomassa relativa foram reduzidas em

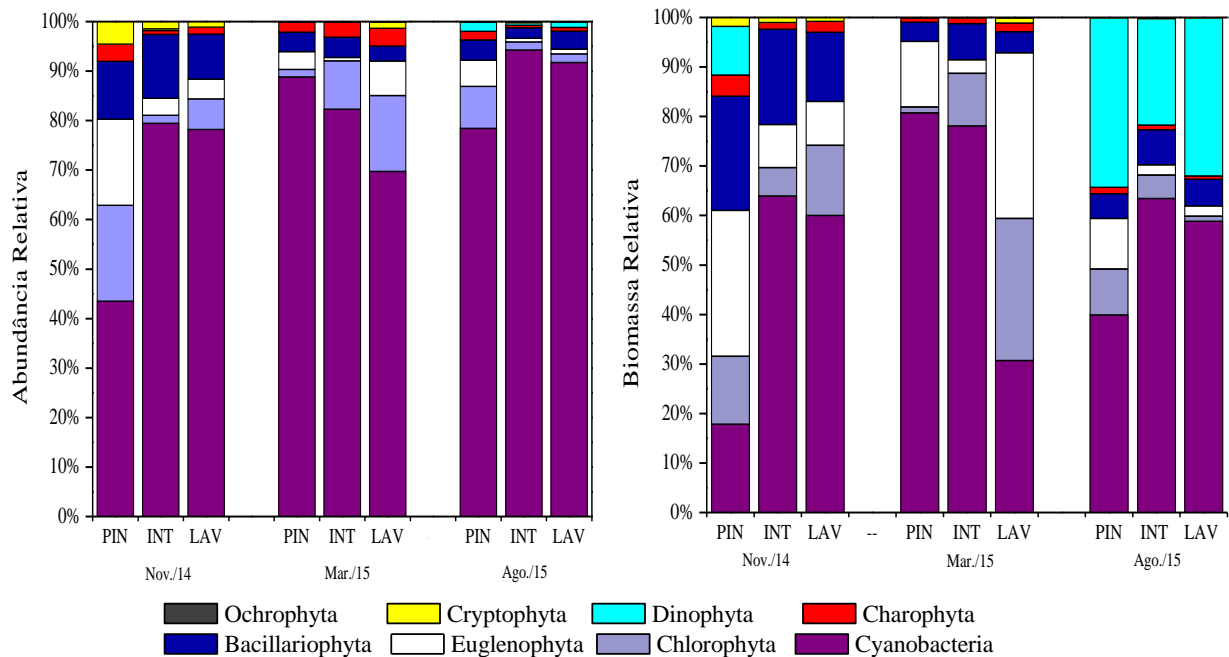
decorrência das grandes dimensões dos organismos de outros grupos como grupo Bacillariophyta, Euglenophyta e Miozoa.

Na estação chuvosa (mar./15), o trecho LAV destoou-se dos demais pontos de coleta por apresentar uma distribuição bastante semelhante entre Cyanobacteria, Chlorophyta, e Euglenophyta. PIN e INT apresentaram uma elevada biomassa de Cyanobacteria, mas diferiram quanto ao segundo maior grupo contribuinte, compostos, respectivamente, Chlorophyta e Euglenophyta.

A amostragem de inverno (ago./15), onde foram obtidas as maiores abundâncias relativas de Cyanobacteria, teve suas proporções bastante reduzidas na biomassa relativa, ao mesmo tempo em que se destacou a importante contribuição de Miozoa em todas as estações amostrais.

Quanto às espécies contribuintes, na coleta de nov./14 foi observada uma grande e equivalente composição da biomassa algal por *Microcystis aeruginosa* nos pontos INT e LAV, com, respectivamente, 50,8% e 51,6%. Na unidade amostral PIN os maiores contribuintes para a biomassa foram *Aulacoseira granulata* (13,7%) e *Trachelomonas volvocinopsis* (12,8%). Na amostragem de mar./15, foi verificado um gradiente vertical, com as máximas de biovolume observadas na camada superficial de todos os trechos, e com decréscimo em direção ao fundo. LAV recebeu suas maiores contribuições pelos táxons *Euglena variabilis* (15,0%) e *Pyrobotrys* sp. (14,2%). INT teve sua biomassa constituída principalmente por *Microcystis protocystis* (32,4%) e *Microcystis aeruginosa* (29,5%), e o trecho PIN apresentou dominância por *Microcystis aeruginosa* (56,0%). Importante salientar que o gênero *Pyrobotrys* foi encontrado apenas nas amostras coletadas no período de verão. E, por fim, em ago./15 a distribuição longitudinal foi mais homogênea, e com alteração temporal marcada pelo conspícuo desenvolvimento de *Ceratium furcoides*, cuja contribuição para a biomassa relativa nas estações PIN, INT e LAV atingiram os respectivos percentuais de 34,3%, 21,5% e 32,0%, devido às grandes dimensões deste organismo. Cabe destacar que nesta temporada se mantiveram presentes e com contribuições significativas, do sentido PIN para LAV, as espécies *Planktothrix agardhii* (14,5%, 21,8% e 14,7%); *Planktothrix isothrix* (14,7%, 12,3% e 18,1%). *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis protocystis* estiveram presentes em proporções bem menores em relação às campanhas anteriores, variando de 10,2% a 15,8%.

Figura 3.12 – Abundância relativa e biomassa por divisão taxonômica, período e estação amostral registradas na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 e ago./15.



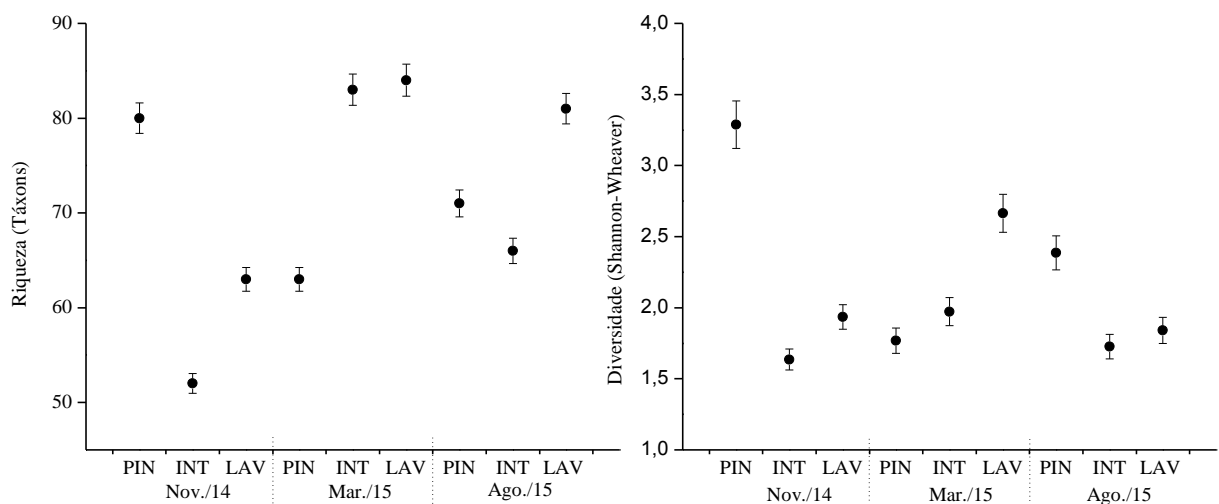
Os seguintes táxons contribuíram com o mínimo de 5% da biomassa de pelo menos uma das amostras, e logo classificadas como descritoras do ambiente e empregadas na análise estatística: *Coelastrum microporum*, *Pediastrum duplex*, *Crucigeniella crucifera*, *Pyrobotrys* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis protocystis*, *Planktothrix agardhii*, *Planktothrix isothrix*, *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Achnantheidium* sp., *Ceratium furcoides*, *Euglena variabilis*, *Euglena texta*, *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas hispida*, *Trachelomonas hispida* var. *duplex*.

3.3.3.4- Diversidade

Os índices de diversidade de Shannon-Weaver (H'), com base na densidade da comunidade fitoplanctônica oscilaram entre 1,45 bits.org⁻¹ e 3,33 bits.org⁻¹. A figura 3.13 demonstra que as oscilações destes valores acompanharam as flutuações temporais e a heterogeneidade espacial da riqueza de táxons em sua maioria. A exceção foi o observado em LAV na coleta de ago./15, que apresentou uma alta riqueza e baixa diversidade. O trecho PIN registrou índices superiores às demais estações amostrais nas coletas que abrangeram períodos de seca, e em contrapartida, mostrou-se menos diversificado na estação chuvosa, na qual teve a máxima registrada pelo ponto LAV. A estação INT, registrou baixos índices de diversidade, especialmente nos períodos mais secos.

A baixa diversidade observada em nov./14 nas estações LAV e INT pode ser atribuída à alta densidade de Cyanobacteria, particularmente pelas espécies *Microcystis aeruginosa* e *Pseudanabaena mucicola*. Neste mesmo período PIN revelou maior diversidade em relação aos demais e ausência de dominância taxonômica. Em mar./15, LAV, apesar do significativo percentual de *Microcystis protocystis*, não caracterizou dominância e constituiu a maior diversidade do período entre os três pontos amostrados. Em ago./15, a estação PIN apresentou a menor constituição em biomassa por Cyanobacteria em consideração aos demais trechos amostrados, o que pode ter influenciado em sua maior diversidade.

Figura 3.13 – Riqueza de táxons e Diversidade (H') por ponto amostral registradas na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.



3.3.4 – Análises Estatísticas

A ordenação das variáveis limnológicas pela Análise das Componentes Principais (figura 3.14; tabela 3.2) evidenciou a ocorrência de padrão temporal entre as três coletas, com explicabilidade de 64,4% da variância dos dados pelas componentes 1 (40,1%) e 2 (24,3%).

Relacionadas à condutividade elétrica, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal, as estações amostrais da coleta 1 (nov./14) estiveram posicionadas no lado positivo da componente 1.

A coleta 2 (mar./15) esteve associada a transparência, temperatura da água e profundidade no sentido positivo da componente 2.

O período de inverno (coleta 3, ago./15) ordenou os pontos amostrais LAV e INT no lado negativo da componente 1, mais próximas ao pH e oxigênio dissolvido, enquanto que a estação PIN esteve mais distante, no lado negativo da componente 2. E de modo geral, esta campanha amostral foi também influenciada por fósforo total.

A estação PIN apresentou tendência de isolamento das demais unidades amostrais, e predominantemente influenciada por ortofosfato.

Figura 3.14 – Análise das Componentes Principais a partir dos dados limnológicos registrados na região do braço Alvarenga da Represa Billings. As estações amostrais estão identificadas por três algarismos, cuja sequência representa, respectivamente, a coleta (1= nov./14; 2=mar./15; 3=ago./15), estação amostral (1=LAV; 2=INT; 3=PIN) e profundidade (1=superfície; 2= meio; 3= fundo). Codificação das variáveis: OD= oxigênio dissolvido; TP= fósforo total; Ort= ortofosfato; Dep= Profundidade total; Sec= Disco de Secchi; WT= temperatura da água; EC= condutividade elétrica; NI= nitrito; NA= nitrogênio amoniacal; NK= nitrogênio total Kjeldahl.

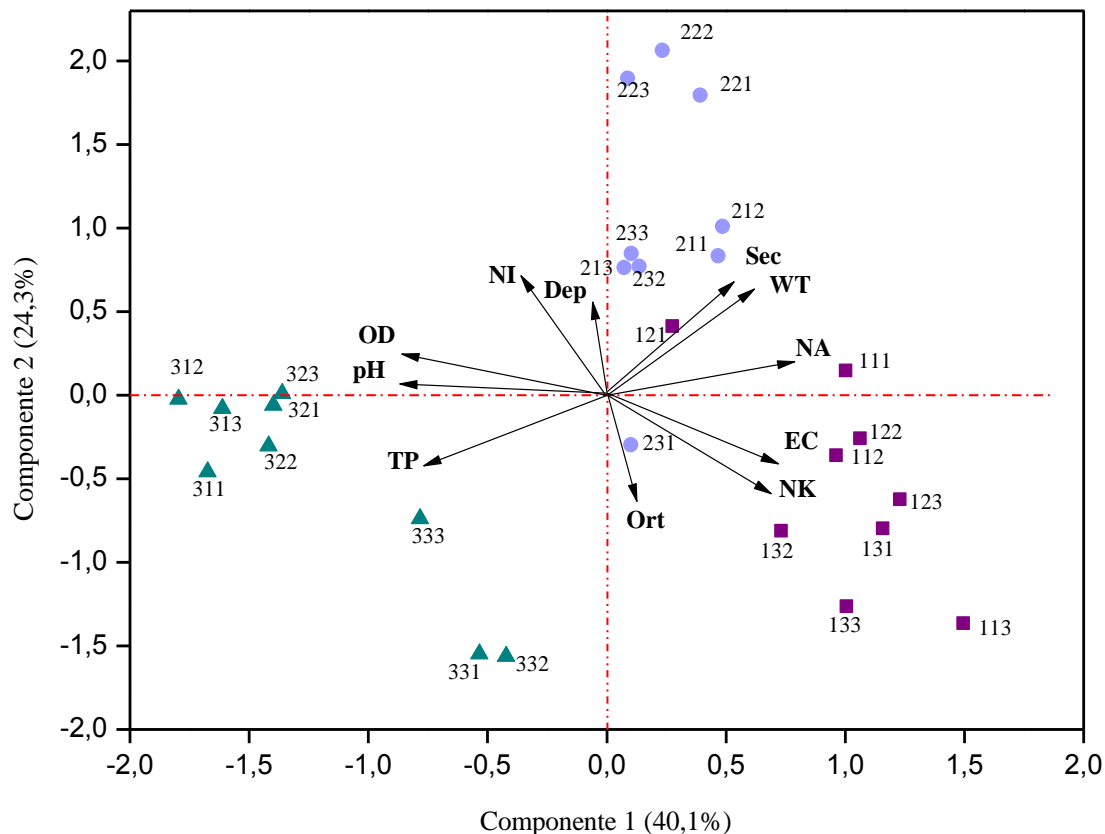


Tabela 3.2 – Coeficientes de correlação de Pearson entre as duas primeiras componentes e os dados limnológicos registrados na região do braço Alvarenga da Represa Billings.

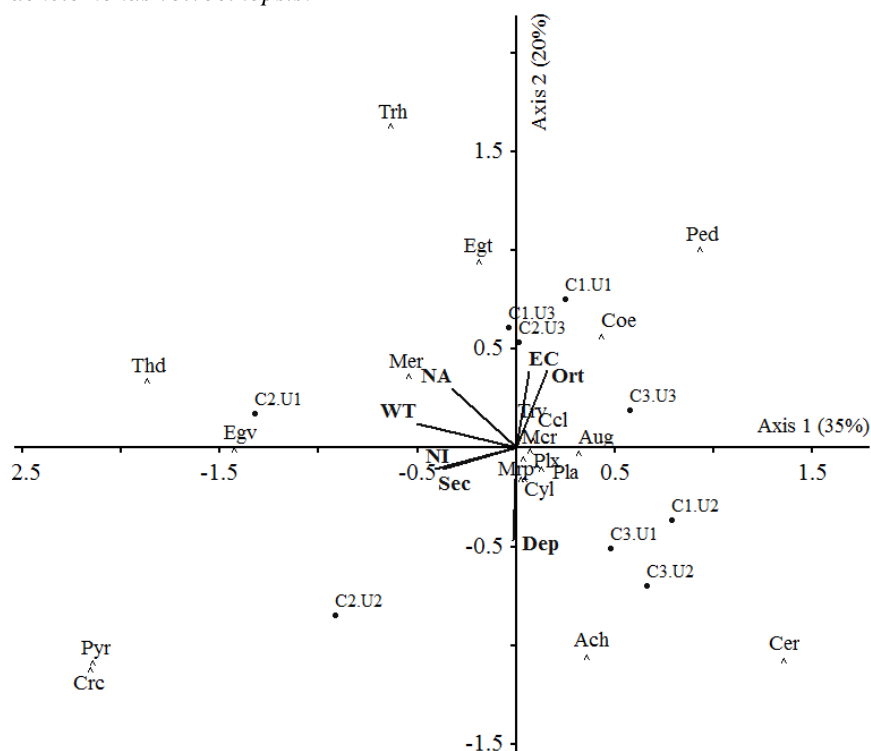
Variáveis	Componente 1	Componente 2
Profundidade total (m)	-0,06121	0,52012
Transparência (Secchi)	0,52748	0,68513
pH	-0,87506	0,05563
Temperatura da água	0,60758	0,63032
Oxigênio Dissolvido	-0,84321	0,24587
Condutividade Elétrica	0,71769	-0,41271
Fósforo total	-0,77184	-0,43597
Ortofosfato	0,12104	-0,62507
Nitrogênio Total	0,67588	-0,57569
Nitrogênio Amoniacal	0,77535	0,19974
Nitrito	-0,3184	0,58712

A Análise de Correspondência Canônica (figura 3.15) demonstrou que a variação espacial foi menos marcada no inverno, com as estações amostrais localizadas próximas ao lado positivo do eixo 1, que por sua vez explicou 35% da variabilidade dos dados. Junto ao lado positivo do eixo 2, estão as duas primeiras coletas das estações PIN e LAV da coleta 1 (nov./14), associadas a condutividade elétrica e ortofosfato, com explicabilidade de 20% na variância dos dados.

O período amostral que revelou maiores discrepâncias foi o de verão (mar./15), com as estações LAV e INT isoladas de PIN, e associadas a nitrito, transparência e temperatura da água, e próximas a *Euglena variabilis*, *Trachelomonas hispida* var. *duplex*, *Pyrobotrys* sp. e *Crucigeniella crucífera*. Em geral, PIN esteve associada a ortofosfato e condutividade elétrica. O mesmo foi observado em LAV nas coletas de nov./14 e ago./15.

Alguns táxons descritores, como *Microcystis aeruginosa*, *Cyclotella meneghiniana*, *Trachelomonas volvocinopsis*, mostraram-se equivalentes, ou seja, sem evidenciar uma clara associação com as variáveis limnológicas apresentadas no diagrama.

Figura 3.15 – Ordenação por Análise de Correspondência Canônica entre os dados limnológicos registrados no braço Alvarenga da Represa Billings e os táxons descritores. EC= condutividade elétrica; Ort: ortofosfato; NA= nitrogênio amoniacal; WT= temperatura da água; Sec= transparência; Dep= profundidade; NI= nitrito. Ach= *Achnanthidium* sp.; Aug= *Aulacoseira granulata*; Cer= *Ceratium furcoides*; Ccl= *Cyclotella meneghiniana*; Coe= *Coelastrum microporum*; Crc= *Crucigeniella crucífera*; Cyl= *Cylindrospermopsis raciborskii*; Egt= *Euglena texta* var. *salina*; Egv= *Euglena variabilis*; Mer= *Merismopedia tenuissima*; Mcr= *Microcystis aeruginosa*; Mrp= *Microcystis protocystis*; Pla= *Planktothrix agardhii*; Plx= *Planktothrix isothrix*; Ped= *Pediastrum duplex*; Pyr= *Pyrobotrys* sp.; Thd= *Trachelomonas hispida* var. *duplex*; Trh= *Trachelomonas hispida*; Trv = *Trachelomonas volvocinopsis*.



3.4- Discussão

As diferenças entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos provocam gradientes numa mesma lâmina d'água (DEMBOWSKA et al., 2015). O presente estudo demonstrou apresentar variações longitudinais em todos estes fatores e, principalmente, na estrutura da comunidade fitoplanctônica que, sobretudo, apresentou-se, em grande parte, constituída pela Divisão Cyanobacteria.

De maneira geral, durante o período delimitado para este estudo, o braço Alvarenga da Represa Billings assumiu características de um lago raso com baixa transparência e profundidade da zona eufótica, enriquecido por nutrientes, além de águas com temperaturas elevadas, acima de 20°C.

A considerável carga de nutrientes encontrada em todas as estações deste compartimento do reservatório Billings, essencialmente os teores de fósforo total, permite a classificação destas águas como hipereutróficas, segundo os critérios propostos por Cunha et al. (2013) com base neste nutriente, recomendados para sistemas lacustres tropicais e subtropicais. Para Yang et al. (2012), esta condição trófica é bastante comum em reservatórios rasos, devido à alta vulnerabilidade destes ecossistemas às intervenções antropogênicas. Este mesmo estado de trofia foi previamente constatado em trabalhos anteriores realizados em diferentes braços do reservatório Billings (MARIANI et al., 2006; MOSCHINI-CARLOS et al., 2009).

O fósforo desempenha um importante papel no crescimento dos fotossintetizantes aquáticos, principalmente para o grupo das cianobactérias, que pode tomar uma significativa proporção em abundância e biomassa dentro da comunidade fitoplanctônica devido a capacidade de armazenamento deste nutriente, além dos mecanismos de fixação de nitrogênio (BUTSUOV & JERNELOV, 2013), e potencialmente ocasionar notáveis alterações na qualidade dos corpos de água distribuídos em todo o mundo (DODDS, 2003).

Sendo assim, a riqueza taxonômica e a estrutura das populações de microalgas podem ser delineadas conforme as oscilações das concentrações de nutrientes (YANG et al., 2012), e, desta forma, refletir o grau de trofia do ambiente aquático (REYNOLDS, 1998).

As elevadas concentrações de fósforo total apresentaram forte influência sobre a hidrodinâmica do manancial durante período de inverno (ago./15), conforme evidenciado pela análise das componentes principais. Logo, esta variável pode ter favorecido o desenvolvimento de *Ceratium furcoides*, organismo dotado de grandes e complexas dimensões que colocaram esta população em destaque em termos de biomassa neste período

amostral. Observação semelhante foi confirmada pelo estudo de Matsumura-Tundisi et al. (2010), que relataram a ocorrência de florações de *Ceratium furcoides* no braço Taquacetuba da Represa Billings, no mesmo período sazonal (mês de agosto) no qual foram observados os maiores valores de biovolume para este táxon neste presente estudo. Os autores sugeriram que o sucesso do desenvolvimento desta espécie esteve associado aos elevados teores de fósforo, propiciados pelos processos de mistura vertical, em concomitância à remoção de cistos da camada sedimentar. Condição idêntica foi apresentada nos estudos de Silva et al. (2012), que detectaram a presença desta espécie no reservatório de Furnas (MG) ao longo de todo o ano amostral, mas que, contudo, registraram suas maiores densidades no inverno. Estes mesmos autores sugerem que a proliferação destes organismos esteja relacionada à mistura da coluna d'água ou por outros fatores alóctones. Gil et al. (2012) estudaram um reservatório equatorial (Rio Grande II – Colômbia) e constataram que a ressuspensão de cistos de *Ceratium* agregados ao sedimento favoreceu a elevada densidade destes organismos, mas, em contrapartida, diferiu deste presente estudo quanto a atribuição dos possíveis fatores associados ao intenso desenvolvimento desta espécie, considerando importantes as elevadas temperaturas e altas concentrações de nitrogênio amoniacal, enquanto que neste estudo este último parâmetro registrou os menores valores para o período, chegando a abaixo do limite de detecção do método utilizado, e em condições de isoterminia da coleta de inverno.

O ortofosfato pareceu constituir o parâmetro mais importante na estação PIN em todos os períodos de coleta, conforme demonstrado pela análise de correspondência canônica. O perfil desta unidade amostral pode justificar a alta disponibilidade deste nutriente, que se trata de uma fonte receptora de esgotos de origem doméstica, e que segundo relatos de moradores do entorno, a estação de tratamento não é eficaz ou encontra-se inoperante.

Importante reiterar que a carga de nutrientes não pode ser relacionada como a única força reguladora das flutuações do fitoplâncton (REYNOLDS, 1998), pois estas alterações são desencadeadas por um conjunto de fatores ambientais (YANG et al., 2012). Um deles é a condição de estabilidade térmica que, segundo Viner (1985), é crucial na distribuição dos nutrientes na coluna d'água, pois permite um amplo consumo na camada na qual a fotossíntese se processa. No entanto, lagos tropicais rasos estão mais suscetíveis a modificações no mecanismo de estabilidade em decorrência de suas faixas de temperatura comumente mais elevadas, que as tornam sensíveis às mínimas perdas de calor e com alterações na densidade e conseqüente geração de camadas isoladas (TUNDISI, 1984; LEWIS, 1987). Nogueira et al. (1999) acrescentam que a estratificação térmica exerce forte influência sobre a ecofisiologia do ambiente aquático ao longo do perfil vertical. E quando a

coluna d'água encontra-se nesta condição, isenta de distúrbios provocados por ventos intensos que poderiam promover a dispersão dos organismos na coluna d'água, torna-se propícia ao desenvolvimento de populações de cianobactérias, que conseguem explorar a superfície aquática (KANOSHINAA et al., 2003; CHELLAPPA et al., 2009) de modo a reduzir a penetração da luz na camada de mistura (REYNOLDS, 1998).

Neste estudo, as oscilações na estabilidade térmica estiveram bem marcadas entre as três campanhas de amostragem. O mês de nov./14 foi caracterizado por uma acentuada estratificação térmica, ao mesmo tempo em que as concentrações de oxigênio dissolvido foram reduzidas a zero no limite inferior da zona eufótica, camada na qual os teores de nutrientes como o nitrogênio amoniacal e fósforo estiveram mais elevados. Tundisi (1984) estudou dois lagos amazônicos e observou condições semelhantes, concluindo que a estabilidade entre as camadas de água acarretou o déficit de oxigênio dissolvido e acúmulo de amônia nas camadas mais profundas.

Tal condição parece ter favorecido a dominância em biomassa por *Microcystis aeruginosa* durante este período, em razão da presença de aerótopos e vesículas gasosas em suas células, que possibilitam a regulação de sua mobilidade vertical da coluna d'água, que as trazem à superfície, formando florações (KOMÁREK, 2016). Esta é uma das mais importantes espécies formadoras de *blooms*, devido ao seu potencial de produção de toxinas (GIANI et al., 1999; KOMÁREK, 2016).

A dominância por *Microcystis aeruginosa* observada neste período ocorreu apenas nas estações amostrais INT e LAV. Isto quer dizer que a estratificação térmica parece não ter influenciado o desenvolvimento desta espécie em PIN, que por sua vez apresentou característica adversa ao não revelar, nesta campanha amostral, dominância por qualquer espécie, tendo como maiores contribuintes para a biomassa representantes dos grupos Bacillariophyta e Euglenophyta. Em estudos experimentais com culturas de *Microcystis aeruginosa* submetidas a diferentes *inputs* de nitrogênio e fósforo, Liu et al. (2011) verificaram que, a uma condição inicial específica de fósforo (1 mg.L^{-1}), o maior crescimento exponencial desta espécie ocorreu na relação N:P 40. Esta constatação pode talvez explicar a ausência de dominância por esta espécie no ponto amostral PIN, que, durante este período, apresentou a menor relação N:P dentre os três pontos amostrais.

A forte representatividade por *Microcystis aeruginosa* se manteve na estação chuvosa (mar./15), mas com alternâncias ao longo do eixo longitudinal, que desta vez foi dominante na estação PIN, e em menor proporção em INT, devido ao compartilhamento com a espécie *Microcystis protocystis*. O ponto amostral LAV, embora tenha registrado uma forte presença

de *Microcystis protocystis*, não caracterizou dominância e, ainda, apresentou frações significativas de Chlorophyta e Euglenophyta, compostas, sobretudo, pelos respectivos táxons: *Pyrobotrys* sp. e *Euglena variabilis*, conforme demonstrada pela análise de correspondência canônica. A análise integrada demonstrou que este foi um período bastante influenciado pela transparência, temperatura da água e nitrito, principalmente nesta unidade amostral.

A ocorrência de *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis protocystis* no período de verão também foi notificada por Costa et al. (2009) em estudos de reservatórios eutróficos no semiárido (RN), onde registrou-se, inclusive, a ocorrência de *Planktothrix agardhii* no período seco. Analogamente, *Microcystis protocystis* foi bastante representativa no eutrofizado Lago Victoria – Quênia (SITOKI et al., 2012), e constituiu uma das mais importantes espécies formadoras de florações na Lagoa do Violão – RS (CARVALHO et al., 2008), ambos durante o período chuvoso.

Carvalho et al. (2007) salientaram que ocorrências de florações por cianobactérias são frequentemente observadas no Reservatório Billings, em decorrência das elevadas densidades dos representantes deste grupo taxonômico. E ainda, em seus estudos de detecção de microcistinas, verificaram a presença do gênero *Microcystis* em todo o período estudado. A prevalência da divisão Cyanobacteria nesta represa, especialmente a presença do gênero *Microcystis* já era relatada nos estudos de Palmer (1960), bem como suas alterações temporais, com reduções de suas populações durante o inverno. Este mesmo autor também observou correlação negativa entre riqueza total e a quantidade de colônias desta cianobactéria, corroborando os resultados apresentados neste estudo.

Em síntese, Soares et al. (2013) analisaram base dados da distribuição de cianobactérias no Brasil e constataram que o gênero *Microcystis* é um dos principais táxons que tendem a dominar em águas superficiais brasileiras, comumente em épocas de chuva.

Andrade & Giroldo (2014) estudaram um lago raso subtropical (Guaíba - RS) e assinalaram que, além dos nutrientes limitantes ao crescimento fitoplanctônico, é importante considerar a transparência como um importante indicativo do estado trófico, pois este parâmetro sofre intervenção pela biomassa algal e da ressuspensão de sedimentos, que por sua vez interferem na incidência de luz na água. Há também de se considerar a forte influência da morfometria e do tempo de retenção do lago nestes processos (SOARES et al., 2012; DEMBOWSKA, 2015). Os estudos de Hu et al. (2016), realizados em um lago tropical (Dajingshan – China) direcionaram a dominância de cianobactérias como contribuintes para a biomassa e baixa transparência. Nesta perspectiva, é plausível que neste estudo as reduzidas

profundidades de transparência estejam relacionadas à dominância por esta divisão taxonômica, e aos processos de circulação da massa d'água, resultando em valores ainda mais reduzidos na campanha amostral de inverno, na qual houve mistura completa da coluna d'água.

A escassa disponibilidade de luz ao longo da coluna d'água na coleta de inverno pode ter favorecido a intensa proliferação de *Planktothrix agardhii* e *Planktothrix isothrix*, que juntas, apresentaram proporções de biomassa tão significativas quanto às de *Ceratium furcoides*. Para Bonilla (2012), *Planktothrix agardhii* tende a ser uma das espécies dominantes em ambientes hipereutróficos, comumente encontrados em ambientes com alta disponibilidade de fósforo e baixa luminosidade. Sua ocorrência se dá principalmente em ecossistemas rasos (REYNOLDS, 1998). Assim como *Microcystis*, este gênero apresenta potencial de formar florações, e de produzir cianotoxinas (KOMÁREK, 2016).

A morfologia destas filamentosas confere vantagem no sentido de dobrar sua capacidade de assimilação de nutrientes em relação às formas coloniais, dotadas de bainhas mucilaginosas (DODDS, 2003).

Chellappa et al. (2009) estudaram o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (RN) e semelhantemente a este estudo, encontraram valores de transparência inferiores a 1,0 m durante todo o período estudado, porém ligeiramente maiores na época chuvosa. E encontraram uma constituição de táxons similar ao presente estudo, ou seja, de *Microcystis* na estação chuvosa, e *Planktothrix* no período seco.

A Divisão Euglenophyta apresentou significativa representatividade em termos de biomassa, sobretudo na estação PIN, atingindo a máxima na coleta de nov./14 e em LAV no período chuvoso. Diversos estudos demonstram que estes organismos constituem indicativos de poluição orgânica (MUNAWAR, 1972; VILLENA & ROMO, 2003; SOLÓRZANO et al., 2011). Isto faz sentido em relação às intervenções antrópicas submetidas à PIN, ou seja, devido ao constante aporte de efluentes domésticos. Quanto à estação LAV no verão, na qual foi encontrada uma maior riqueza deste grupo taxonômico, a disponibilidade de matéria orgânica pode ter sido reforçada pela carga poluidora oriunda do bombeamento do Rio Pinheiros para controle de enchentes neste período sazonal.

Solórzano et al. (2011) estabeleceram associações entre riqueza do gênero *Trachelomonas* e temperaturas do ar mais elevadas. Alves-da-Silva et al. (2013) verificaram a presença de determinadas espécies em face às concentrações de nitrogênio amoniacal, reconhecendo o potencial bioindicador desta Divisão taxonômica. A observação destes autores também concorda com o que foi encontrado neste estudo durante a coleta de verão

(mar./15) e evidenciado pelas análises exploratórias, isto é, de uma maior variedade de *Trachelomonas*, sobretudo na estação LAV, localizada à jusante do fluxo das águas oriundas do bombeamento do Rio Tietê.

Grabowska & Wolowski (2014), ao analisar os efeitos das populações de *Planktothrix* sobre o desenvolvimento de *Trachelomonas* atribuiu a redução das populações deste último táxon à redução da transparência da coluna d'água e também da temperatura da água.

Rangel et al. (2012) verificaram que em reservatórios tropicais o tempo de retenção da água exerce uma forte influência sobre a composição da biomassa fitoplanctônica. Soares et al. (2008) estudaram os reservatórios Lajes e Funil (RJ) e concluíram que este foi o maior fator atuante no estabelecimento de diferenças na comunidade fitoplanctônica em ambos os locais, que detectaram morfologias equivalentes. Portanto, este aspecto deve ser considerado neste estudo, tendo em vista o prolongado tempo médio de retenção no reservatório Billings, que foi de 513 dias para o ano de 2014, e de 1144 dias para o ano de 2015 (CETESB, 2015; CETESB 2016).

Ventos também são importantes porque tendem a provocar deslocamentos massivos de populações fitoplanctônicas (NASELLI-FLORES & PADISÁK, 2016). No entanto, as médias das intensidades desta variável registradas durante o período deste estudo, mesmo as identificadas nos dias anteriores a cada coleta demonstraram que a lâmina d'água foi exposta a baixas intensidades, sugerindo que este parâmetro não representou um fator de geração de turbulência na massa d'água deste reservatório e, conseqüentemente, não representou um fator relevante na modulação da estrutura da comunidade fitoplanctônica deste compartimento da Represa Billings.

Portanto, as principais forças direcionadoras da estrutura destes organismos fotossintetizantes foram: temperatura da água e mecanismos de estabilidade e desestratificação da coluna d'água, nutrientes, incidência de luz, e, possivelmente, fatores alóctones que podem estabelecer heterogeneidades espaciais.

Referências

- ALVES-DA-SILVA, S. M.; TAMANAHA, M. S. Ocorrência de Euglenophyceae pigmentadas em rizipsicultura na Região do Vale do Itajaí, SC, Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 2, p. 145-163, mar. 2008.
- ALVES-DA-SILVA, Sandra Maria et al. Species richness of the genera Trachelomonas and Strombomonas (pigmented Euglenophyceae) in a subtropical urban lake in the Porto Alegre Botanical Garden, RS, Brazil. **Acta Bot. Bras.**, Feira de Santana, v. 27, n. 3, p. 526-536, set. 2013.
- ANDRADE, Rodrigo da Rocha; GIROLDO, Danilo. Limnological characterization and phytoplankton seasonal variation in a subtropical shallow lake (Guaba Lake, Brazil): a long-term study. **Acta Limnol. Bras.**, Rio Claro, v. 26, n. 4, p. 442-456, dez. 2014.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: Byrd Prepress Springfield, 2005.
- APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22^a ed. Washington: APHA, 2012.
- ASTM. Manual on Industrial Water and Industrial Wastewater. STP 70B. Philadelphia: American Society of Testing and Materials (ASTM), 1981.
- AVARI, Ricardo. **Represa Billings: aspectos de poluição em locais de pesca considerando seus múltiplos usos**. 2013. 100 f.. Dissertação (Mestrado em Aquicultura e Pesca) - Instituto de Pesca de São Paulo - Secretaria de Agricultura e Abastecimento, São Paulo, 2013.
- BASSOLI, F.; ROLAND, F. **Caminhos da Produção Fitoplanctônica em Ecossistemas Aquáticos Continentais**. In: ROLAND C. F.; MARINHO, O. M. Lições de Limnologia. São Carlos: Rima, 2005. 532 p.
- BONILLA, S. et al. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria Planktothrix agardhii and Cyndrospermopsis raciborskii?. **Microbiology Ecology**, v. 79, p. 594-607, mar. 2012.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de Algas de águas Continentais do Brasil. Chave para identificação e descrição**. 2^a Ed. São Carlos: Rima, 2006. 497p.
- BRANDÃO C. J. *et al.* **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p.
- BUTUSOV, M.; JERNELOV, A. **Eutrophication**. In: Phosphorus: An Element that could have been called Lucifer. Springer, 2013.
- CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP - Brazil). **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 7, p. 617-634, 2002.
- CARDOSO, L. S.; MOTTA-MARQUES, D. Hydrodynamics-driven plankton community in a shallow lake. **Aquatic Ecology**, v. 43, n.1, p. 73-84, mar. 2009.
- CARVALHO, L. R. et al. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. **Rev. bras. Bot.**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 141-148, mar. 2007.
- CARVALHO, Luciana Retz de et al. A toxic cyanobacterial bloom in an urban coastal lake, Rio Grande do Sul state, Southern Brazil. **Braz. J. Microbiol.**, São Paulo, v. 39, n. 4, p. 761-769, dez. 2008.
- CHELLAPPA, N. T., CÂMARA, F. R. A.; ROCHA, O. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, **Brazil Braz. J. Biol.**, v. 69, n. 2, p. 241-251, maio 2009.

CIANELLI, D.; SABIA, L.; RI, M. An individual-based analysis of the dynamics of two coexisting phytoplankton species in the mixed layer. **Ecological Modelling**, v. 220, p. 2380-2392, out. 2009.

COLE, G. A. **Textbook of Limnology**. Saint Louis: Mosby Company, 1975. 427 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Norma Técnica L5.303: **Fitoplâncton de água doce - Métodos qualitativos e quantitativos (Método de Ensaio)**. São Paulo: CETESB, 2012.

_____. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais**. São Paulo: CETESB, 2013. 59p.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014**. São Paulo: CETESB, 2015. 520 p. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/agua-doce-parte1-corrigido.pdf>> Acesso em: 05 nov. 2015.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015 (Parte 1 – Águas Doces)**. São Paulo: CETESB, 2016. 406 p. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasSuperficiais2015_ParteI_Final.pdf> Acesso em: maio 2016.

COSTA, I. A. S. et al. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecol. Bras.**, v. 13, n.2, p. 382-401, jun. 2009.

CROSSETTI, L.O. et al. The influence of environmental variables on spatial and temporal phytoplankton dissimilarity in a large shallow subtropical lake (Lake Mangueira, southern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 111-118, jun.2014.

CUNHA, D. G.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{sr}). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, ago. 2013.

DEMBOWSKA, E. A. et al. Planktonic indices in the evaluation of the ecological status and the trophic state of the longest lake in Poland. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 15–22, set. 2015.

DODDS, W. K. What controls levels of dissolved phosphate and ammonium in surface waters? **Aquatic Sciences**, v. 55, n.2, p. 132-142, jun. 1993.

_____. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. **Journal of Phycology**, v. 39, p. 840–849, out. 2003.

_____. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. **Trend in Ecology & Evolution**, v. 22, n. 12, p. 669-676, dez.2007.

DODDS, W. K.; PERKIN, J. S.; GERKEN, J. E. Human Impact on Freshwater Ecosystem Services: A Global Perspective. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n.16, p. 9061–9068, jul. 2013.

ESTEVEZ, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FONSECA, B. M.; FERRAGUT, C.; TUCCI, A.; CROSSETTI, L. O.; FERRARI, F.; BICUDO, D. C.; SANT'ANNA, C. L.; BICUDO, C. E. M. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. **Hoehnea**, v. 41, p. 9-30, mar. 2014.

FRIAS, H. V. et al. Use of electrospray tandem mass spectrometry for identification of microcystins during a cyanobacterial bloom event. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v. 344, n. 3, p. 741-746, jun. 2006.

GEMELGO, MCP.; MUCCI, JLN.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 69, n. 4, p. 1001-1013, nov. 2009.

- GIANI, A. et al. Ciclo sazonal de parâmetros físicos e químicos da água e distribuição de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG, Brasil). **Ciência e Cultura**, v.40, n.1, p.69-77, 1988.
- GIANI A.; FIGUEREDO, C. C.; ETEROVICK, P. C. Algas planctônicas do reservatório da Pampulha (MG): Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta, Cyanobacteria. **Revista Brasil. Bot.**, São Paulo, v.22, n.2, p.107-116, ago. 1999.
- GIL, C. B. et al. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24 n.2, p. 207-219, out. 2012.
- GRABOWSKA, M.; WOŁOWSKI, K. Development of *Trachelomonas* species (Euglenophyta) during blooming of *Planktothrix agardhii* (Cyanoprokaryota). **Ann. Limnol. - Int. J. Lim.**, v. 50, p. 49–57, 2014.
- GUIRY, M. D.; GUIRY, G. M. **AlgaeBase**. World-wide electronic publication. National University of Ireland: Galway, 2016. Disponível em: < <http://www.algaebase.org/>> Acesso em: 10 jan. 2016.
- HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M. et al. Variação Espacial e Temporal da Produtividade Primária pelo Fitoplâncton na Represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n.4, p. 571-590, nov. 1998.
- HILLEBRAND H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403 – 424, 1999.
- HU, R. et al. Tracking management-related water quality alterations by phytoplankton assemblages in a tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 763, n. 1, p. 109-124, jan. 2016.
- JAKOBSEN, H et al. Development of phytoplankton communities: Implications of nutrient injections on phytoplankton composition, pH and ecosystem production. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 473, p. 81-89, dez. 2015.
- KANOSHINAA, I.; LIPSB, U.; LEPPÄNENC, J. The influence of weather conditions (temperature and wind) on cyanobacterial bloom development in the Gulf of Finland (Baltic Sea). **Harmful Algae**, v. 2, p. 29–41, mar. 2003.
- KHAN, M. N; MOHAMMAD, F. **Eutrophication: challenges and solutions**. In: ANSARI, A.; GILL, S. Eutrophication: causes, consequences and control. New York: Springer International Publishing, 2014. p. 1-10.
- KOMÁREK J.; HAUER T. **CyanoDB.cz - On-line database of cyanobacterial genera**. Univ. of South Bohemia & Inst. of Botany AS CR, 2013. Disponível em: <<http://www.cyanodb.cz>> Acesso em: 20 dez. 2014.
- KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Taxonomic review of the cyanoprokaryotic genera *Planktothrix* and *Planktothricoides*. **Czech Phycology**, Olomouc, v. 4, p. 1-18, 2004.
- KOMÁREK, J. Review of the cyanobacterial genera implying planktic species after recent taxonomic revisions according to polyphasic methods: state as of 2014. **Hydrobiologia**, v. 764, n. 1, p. 259 -270, jan. 2016.
- LAMPARELLI, M. et al. **Atlas de cianobactérias da bacia do Alto Tietê**. São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/atlas-ciano-mar-2014.pdf>>. Acessado em 27 de dez. 2014.
- LEE, S. J. et al. Variation of microcystin content of *Microcystis aeruginosa* relative to medium N:P ratio and growth stage. **J Appl Microbiol.**, v. 89, n. 2, p. 323-9, ago. 2000.
- LEWIS, W. M. Jr. Tropical Limnology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 159-184, nov. 1987.
- LIU, Y.; LI, L.; RUIBAO, J. The Optimum Resource Ratio (N:P) for the Growth of *Microcystis Aeruginosa* with Abundant Nutrients. **Procedia Environmental Sciences**, v. 10, p. 2134 – 2140, dez. 2011.

- LOBO, E. A.; G. LEIGHTON. Estruturas comunitárias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biología Marina**, v. 22, p. 1–29, jul. 1986.
- LOISELLE, S. et al. Light limitations to algal growth in tropical ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 305-312, dez. 2007.
- LUND, J. W. G. Eutrophication. **Proceedings of the Royal Society of London**, v. 180, p. 371-382, mar. 1972.
- LV, H. YANG, J.; LIU, L. Temporal pattern prevails over spatial variability in phytoplankton communities from a subtropical water supply reservoir. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 42, n. 4, p. 420-430, dez. 2013.
- MACKERETH, J. F. H.; HERON, J. & TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater Biological Association, v. 36, 1978. 121 p.
- MARIANI et al. Biota and water quality in the Riacho Grande reservoir, Billings Complex (São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v. 18, n.3, p.267-280, 2006.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 70, n. 3, p. 825-829, out. 2010.
- MARQUES, A. K. **Análise da diversidade fitoplanctônica no reservatório da usina hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, no médio Tocantins – TO: estrutura da comunidade e flutuações temporais**. 2005. 157 f.. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2005.
- MCCORMICK, Paul V.; CAIRNS JR, John. Algae as indicators of environment change. **Journal of Applied Phycology**, v. 6, n.5, p. 509-526, dez. 1994.
- MOSCHINI-CARLOS et al. Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnética**, v. 28, n. 2, p. 273-282, 2009.
- MORAIS, M. A.; CASTRO, W. A. C.; TUNDISI, J. G. Climatologia de frentes frias sobre a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), e sua influência na limnologia dos reservatórios de abastecimento de água. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 2, p. 205-217, 2010.
- MUNAWAR, M. Ecological studies of Euglenineae in certain polluted and unpolluted environments. **Hydrobiologia**, v. 39 n. 3, p. 307-320, maio 1972.
- NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. Blowing in the wind: how many roads can a phytoplankton walk down? A synthesis on phytoplankton biogeography and spatial processes. **Hydrobiologia**, v. 764, p. 303-314, jan. 2016.
- NISHIMURA, Paula Y. **Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia**. 2008. 148 f.. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MARICATTO, F. E. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil - M.G. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 4, p. 107–120, set. 1999.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.
- PADOVESI-FONSECA, C.; PHILOMENO, M. G. Effects of algicide (Copper Sulfate) application on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, Central Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 64, n. 4, p. 819-826, nov. 2004.
- PALMER, C.M. Algas e suprimento de água na área de São Paulo. **Revista DAE**, v. 21, n. 37, p. 11-15, 1960.

- PADISÁK, J. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary) - a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. **Journal of Ecology**, v. 80, n.2, p. 217-230, jun. 1992.
- PHILIPS, E.J. et al. Relationships between phytoplankton dynamics and the availability of light and nutrients in a shallow sub-tropical lake. **Journal of Plankton Research**, v. 19, n.3, p.319-342, 1997.
- RANGEL L. M. et al. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 693, p. 13-28, set. 2012.
- REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?. **Hydrobiologia**, v.369, p. 11–26, maio1998.
- ROLLAND, D. C. et al. Extreme variability of cyanobacterial blooms in an urban drinking water supply. **Journal of Plankton Research**, v.35, n. 4, p. 744–758, 2013.
- RODRIGUES, L. **Biodiversidade de cianobactérias e algas das Represas Billings e Guarapiranga, SP, Brasil**. 2008. 197f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Botânica, São Paulo, 2008.
- RODRIGUES, L. L.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorophyceae das represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. **Rev. bras. Bot.**, São Paulo, v. 33, n. 2, p. 247-264, Jun. 2010.
- RYCHTECKÝ, P.; ZNACHOR, P. Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v. 663, p. 175 -186, mar. 2011.
- SANT'ANNA, Célia Leite, et al. **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2012. 175 p.
- SANTOS, A. M.C.; CARNEIRO, F. M.; Predicting productivity in tropical reservoirs: The roles of phytoplankton taxonomic and functional diversity. **Ecological Indicators**, v.48, p. 428-435, jan. 2015.
- SILVA, D. **Dinâmica de populações de *Microcystis* (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil**. 2005. 144 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica, São Paulo, 2005.
- SILVA, L. H. S. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. **Rev. Bras. Biol.**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 281-303, maio 1999.
- SILVA, L. C. et al. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotrop.**, Campinas, v. 12, n. 2, p. 93-100, jun. 2012.
- SITOKI, L.; KURMAYER, R.; ROTT, E. Spatial variation of phytoplankton composition, biovolume, and resulting microcystin concentrations in the Nyanza Gulf (Lake Victoria, Kenya). **Hydrobiologia**, v. 685, abr. 2012.
- SOARES, M. C. et al. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia**, v. 717, p. 1–12, out. 2013.
- SOARES, M. C. et al. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. **Limnologia**, v. 42, p. 197–203, 2012.
- SOARES, M. C. S. et al. Limnology of two tropical reservoirs The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 13, p. 257-269, 2008.
- SOLÓRZANO, G. et al. *Trachelomonas* (Euglenophyta) from a eutrophic reservoir in Central Mexico. **Journal of Environmental Biology**, v.32 n. 4, p.463-471, jul. 2011.

- SOARES, M. C. et al. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 13, n.4, p. 257-269, dez.2008.
- SOARES, M. C. et al. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia**, v. 717, n. 1, p. 1-12, out.2013.
- STEVENSON, J. Ecological assessments with algae: a review and synthesis. **Journal of Phycology**, v. 50, n. 3, p. 437-461, jun. 2014.
- STRICKLAND, J. D.; PARSONS, T. R. **A manual of seawater analysis**. 2ª Ed. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin, v. 125, 1965. 203 p.
- TIAN, C. et al. Phytoplankton variation and its relationship with the environmental factors in Nansi Lake, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 295-310, jan. 2013.
- TUNDISI, J. Mixing patterns in Amazon lakes. **Hydrobiologia**, v. 108, n. 1, p. 3 -15 jan. 1984.
- VADRUCI, M. R.; CABRINI, M.; BASSET, A. Biovolume determination of phytoplankton guilds in transitional water ecosystems of Mediterranean Eco-region. **Transitional Waters Bulletin**, v. 1, n. 2, p. 83-102, 2007.
- VILLENA, M. J.; ROMO, S. Phytoplankton changes in a shallow Mediterranean lake (Albufera of Valencia, Spain) after sewage diversion. **Hydrobiologia**, v. 506, p. 281-287, nov. 2003.
- VINER, A.B. Thermal stability and phytoplankton distribution. **Hydrobiologia**, v. 125, p. 47-69, jun. 1985.
- WENGRAT, S.; BICUDO, D. C. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, Rio Claro, v. 23, n. 2, p. 200-216, jun. 2011.
- WETZEL, R. G. Concluding remarks I. Limnology now and in the future. **Hydrobiologia**, v. 243/244, p. 481-485, out. 1992.
- WETZEL, R. G. Freshwater ecology: changes, requirements, and future demands. **Limnology**, v. 1, p. 3-9, abr. 2000.
- WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological Analyses**. 3ª ed. New York: Springer-Verlag, 2000. 432 p.
- WINDER, M.; HUNTER, D. A. Temporal organization of phytoplankton communities linked to physical forcing. **Oecologia**, v. 156, p. 179-192, maio 2008.
- XAVIER, M. B. Euglenaceae Pigmentadas (Euglenophyceae) do Rio Grande, Represa Billings, São Paulo, Brasil: Estudos Limnológicos. **Acta Limnol. Bras.**, Rio Claro, v. 11, p 303-321, 1988.
- XAVIER, M.B. Fitoplâncton e características físicas da água. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.8, p. 23-46, 1981.
- YANG, J. et al. Algae community and trophic state of subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. **Environmental Science Pollution Research**, v. 19, p. 1432–1442, jun. 2012.
- YUNES, J. S. et al. Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. **Journal of Aquatic Ecosystem Health**, v. 5, p. 223-229, nov. 1996.
- ZOHARY, T.; PADISÁK, J.; NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. **Hydrobiologia**, v. 639, p. 261-269, fev. 2010.

4. Capítulo 2: Flutuações dos Grupos Funcionais de um Reservatório Raso Dominado por Cianobactérias

4.1- Introdução

O entendimento da dinâmica de um ecossistema aquático no que concerne à produção primária e disponibilidade de alimento aos consumidores aquáticos é possível mediante a identificação da constituição da comunidade fitoplanctônica (CETINIC et al., 2015). No entanto, o reconhecimento das restrições de informações ecológicas em estudos de fitoplâncton baseados apenas em classificações filogenéticas culminou em diferentes métodos que visam a identificação de agrupamentos de populações que reagem de forma semelhante frente às condições ambientais, levando-se em consideração a morfofisiologia e a ecologia destes organismos (SALMASO et al., 2015).

A abordagem de grupos funcionais consiste num tratamento amplamente empregado na tentativa de compreender o comportamento de assembleias coexistentes nos ecossistemas, partindo do pressuposto de que as variações se dão em função das preferências (CROSSETTI et al., 2013), e da seleção imposta pelo ambiente por espécies mais aptas a resistir ao conjunto de interações bióticas e abióticas, bem como seus efeitos (KRUK et al., 2002; MUTSHINDA et al., 2016). Após diversas análises e reformulações (NISHIMURA et al., 2015), Reynolds et al. (2002) publicaram 31 associações, cada qual com suas combinações de táxons e os possíveis ambientes, com o intuito de simplificar e estabelecer predições acerca dos ecossistemas. Aberto a sugestões propostas pelos próprios autores, este documento foi analisado e atualizado por Padisák (2009), resultando em 38 grupos funcionais. Bortolini et al. (2014) resumizam que este método estabelece a relação da ecologia, fisiologia e a taxonomia de cada agrupamento.

A análise de comunidades fitoplanctônicas com base em agrupamentos funcionais pode ser complementada com êxito por meio da aplicação do índice Q (ABONYI et al., 2012), uma ferramenta proposta por Padisák et al. (2006), que tem por finalidade a classificação ecológica de um corpo de água por meio de indicadores de qualidade, abrangendo cinco níveis em uma escala de 0 a 5, na qual quanto maior o valor, melhor a qualidade da água. Apesar de desenvolvido para lagos húngaros, a simplicidade da aplicação deste índice abriu margem para o teste deste método de classificação em lagos temperados e tropicais. Ressalta-se, entretanto, que Salmaso et al. (2015) enfatizam cautela quanto a inclusão de abordagens em estudos de fitoplâncton, a fim de se evitar falsas interpretações.

Apesar de inicialmente ter sido delineado para caracterizar lagos de clima temperado (KRUK et al., 2002), estudos que visaram a caracterização do fitoplâncton em reservatórios por meio de associações funcionais *sensu* Reynolds et al. (2002) foram reportados em ecossistemas brasileiros (RANGEL et al., 2009; CUNHA & CALIJURI, 2011; MORETI et al., 2013; SANTOS et al., 2015) e outros que, adicionalmente, empregaram o índice Q *sensu* Padisák (2006), como os trabalhos de Crossetti & Bicudo (2008), Silva & Costa (2015), Vieira et al. (2015).

Dessa maneira, este estudo visou a identificação e flutuação temporal dos grupos funcionais da comunidade fitoplanctônica, com a finalidade de verificar a adequabilidade deste método na avaliação qualitativa de um compartimento da Represa Billings, um reservatório raso e de morfologia dendrítica.

4.2- Métodos

Para o reconhecimento dos grupos funcionais foram tomadas amostras de três profundidades da zona eufótica em três unidades amostrais (figura 4.1) nos meses de novembro de 2014, março e agosto de 2015. Utilizou-se um amostrador do tipo Van Dorn, cujas frações foram distribuídas entre frascos âmbar com adição de formalina 4% ou lugol acético para amostras biológicas, e frascos de polietileno para os nutrientes Fósforo Total (APHA, 2005), Ortofosfato (STRICKLAND & PARSONS, 1960), Nitrogênio Total Kjeldahl (APHA, 2012), Nitrogênio Amoniacal (APHA, 2012), Nitrito (MACKERETH et al., 1978) e Nitrato (ASTM, 2011). A definição do estado trófico ocorreu com base nos critérios de Cunha et al. (2013). As demais variáveis abióticas (temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica) foram verificadas *in situ* por meio da sonda OAKTON PCD 650 e pelo Disco de Secchi para medição da transparência e determinação das profundidades de coleta. O cenário climatológico foi descrito a partir de dados concedidos pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) e pelo Centro de Gerenciamento de Emergências da Prefeitura de São Paulo (CGE).

O reconhecimento dos grupos funcionais ocorreu a partir da seleção das espécies que contribuíram com >5% da biomassa total ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) em ao menos uma das amostras, estimada a partir do biovolume de cada organismo (HILLEBRAND et al., 1999; VADRUCCI et al., 2007; FONSECA et al., 2014), cuja quantificação foi realizada em microscópio invertido, por meio de transectos (WETZEL, 2000; APHA, 2005; CETESB, 2012). A identificação dos táxons foi feita em microscópio óptico em amostras vivas e preservadas, com auxílio de material especializado. Adicionalmente, foi calculado o Índice Q *sensu* Padisák et al. (2006)

com a finalidade de verificar conformidades entre seus valores e a avaliação qualitativa das assembléias fitoplanctônicas.

Com a finalidade de detectar a influência das variáveis ambientais envolvidas na modulação e variação dos grupos funcionais, procedeu-se com a análise de correspondência canônica (ACC) a partir dos valores totais da biomassa dos grupos funcionais e das variáveis físicas e químicas extraídas a partir do conjunto das 27 amostras coletadas, e ordenadas pela análise das componentes principais (ACP). Utilizou-se os softwares SAS e PC-ORD, versão 5.15.

4.3- Resultados

A descrição do cenário meteorológico está apresentada na seção 3.3.1 do capítulo 1.

As médias dos resultados das variáveis limnológicas (tabela 4.1) revelam um manancial antropicamente impactado, dado os valores de condutividade elétrica e de baixa profundidade da zona eufótica. Os elevados teores dos componentes fosfatados caracterizam este ambiente como hipereutrófico.

Tabela 4.1- Médias e desvios-padrão (entre parênteses) das variáveis limnológicas registradas na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.

Variável	Estação Amostral		
	PIN	INT	LAV
Transparência (Disco de Secchi)	0,5 (0,1)	0,7 (0,3)	0,7 (0,2)
pH	7,2 (0,3)	8,1 (1,1)	7,7 (1,0)
Temperatura da água (°C)	23,2 (2,2)	23,2 (2,1)	22,9 (1,9)
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	3,1 (1,7)	3,3 (1,5)	3,9 (2,9)
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	244,8 (25,1)	230,1 (13,6)	235,1 (21,4)
Fósforo Total (µg.L ⁻¹)	447,8 (158,1)	344,4 (211,4)	375,6 (214,2)
Ortofosfato (µg.L ⁻¹)	196,1 (171,3)	45,0 (19,6)	69,6 (80,7)
Nitrogênio Total Kjeldahl (µg.L ⁻¹)	4837,8 (1045,8)	4288,9 (1751,5)	3850 (1246,0)
Nitrogênio Amoniacal (µg.L ⁻¹)	1751,1 (335,9)	1157,8 (1010,2)	1622,2 (1262,4)
Nitrito (µg.L ⁻¹)	137,5 (68,9)	117,9 (68,9)	119 (48,8)
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0	133,3 (266,3)	0

Dentre o total de 125 táxons reconhecidos neste reservatório, dezenove contribuíram com no mínimo, 5% da totalidade do biovolume em ao menos uma das amostras. Dezoito táxons descritores enquadraram-se em doze grupos funcionais *sensu* Reynolds et al. (2002) e Padišák et al. (2009), sendo quatro pertencentes à divisão Cyanobacteria (S_n, L_o, M, S₁), três

Bacillariophyta (P, C, MP), dois Chlorophyta (J, X1), Euglenophyta (W1 e W2) e um Miozoa (L_m), conforme tabela 4.2. O gênero remanescente, *Pyrobotrys*, não foi acomodado em nenhum grupo funcional.

Tabela 4.2 – Táxons descritores da comunidade fitoplanctônica da região do braço Alvarenga da Represa Billings e seus respectivos grupos funcionais sensu Reynolds et al. (2002) e Padišák et al. (2009).

Grupo Funcional	Táxons Representantes	Ambientes comumente encontrados
J	<i>Coelastrum microporum</i> , <i>Pediastrum duplex</i>	Lagos rasos e ricos em nutrientes
X1	<i>Crucigeniella crucifera</i>	Lagos rasos eutróficos a hipereutróficos
S _n	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Águas quentes, misturadas
L _o	<i>Merismopedia tenuissima</i>	Lagos mesotróficos
M	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Microcystis protocystis</i>	Lagos eutróficos em baixas altitudes
S1	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Planktothrix isothrix</i>	Águas misturadas com déficit de luz
P	<i>Aulacoseira granulata</i>	Ambientes eutróficos e pouco estratificados
C	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Águas misturadas e enriquecidas por nutrientes
MP	<i>Achnanthydium</i> sp.	Lagos rasos e com baixo requerimento por luz
L _m	<i>Ceratium furcoides</i>	Ambientes eutróficos a hipereutróficos
W1	<i>Euglena variabilis</i> , <i>Euglena texta</i> var. <i>salina</i>	Sistemas lacustres rasos e poluídos por matéria orgânica
W2	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> , <i>Trachelomonas hispida</i> , <i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>duplex</i>	Lagos mesotróficos

À exceção de X1, que não integrou o ponto PIN, todos os demais agrupamentos funcionais estiveram presentes em todas as estações amostrais, porém com padrões distintos de distribuição espaço-temporal.

Os totais de biomassa a partir do biovolume registrados para cada grupo funcional apresentaram distinções entre as estações amostrais, (figura 4.1) mas que, de todo modo, todas tiveram os maiores picos de biomassa oriundos dos grupos M, S1 e L_m, em algum momento em todas as estações amostrais, com valores que chegaram a superar $35,0 \times 10^6 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ na unidade amostral PIN durante o período chuvoso. Os demais grupos não registraram valores de biovolume superiores a $10,0 \times 10^6 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$

A presença e variabilidade espaço-temporal do grupo M foram notórias por configurar dominância em grande parte da temporada de campanha amostral. Constituído pelas espécies *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis protocystis*, foi a associação mais representativa nos meses de nov./14 e mar./15 em ao menos duas das estações amostrais.

A análise temporal da biomassa relativa (figura 4.2) por estação amostral demonstra que o trecho LAV obteve a maior variedade de grupos funcionais observada no período chuvoso (mar./15), com uma considerável contribuição de W1 em decorrência da forte

representação de três espécies do gênero *Euglena*. Em proporção semelhante apareceu o grupo M, seguido de contribuições menores dos grupos W2, S1, C, X1, S_n, L_o, J.

O ponto de coleta intermediário (INT) foi o que apresentou dominância pelo grupo M em duas séries temporais consecutivas, ou seja, ao final do período seco (nov./14), e durante a estação chuvosa (mar./15), ao mesmo tempo em que recebeu escassas contribuições de grupos constituídos por Euglenophyta (W1 e W2) e Chlorophyta (J e X1). Todavia, esta estação apresentou maiores contribuições de Bacillariophyta (P, C e MP) em comparação aos demais pontos amostrais.

A estação amostral PIN apresentou a maior riqueza de grupos funcionais da campanha de nov./14, com proporções bem distribuídas entre dez associações. Neste mesmo período, o maior contribuinte foi o grupo W2, devido a presença massiva do gênero *Trachelomonas*, seguido dos grupos P e S1 e em contribuições mais modestas, de W1, J, C, M, MP, S_n e L_o. Em contrapartida, na coleta do período chuvoso (mar./15) este foi o trecho que apresentou a menor variedade de grupos funcionais.

E de modo geral, a campanha amostral de ago./15 exibiu maior semelhança na distribuição dos grupos funcionais entre as estações amostrais no que se refere aos dois agrupamentos mais importantes para a constituição da biomassa: S1 e L_m. As demais contribuições se apresentaram da seguinte forma: M foi a terceira associação mais importante nas estações LAV e INT, e dos grupos W2 e J em PIN. Em suma, maiores variações entre os pontos amostrais foram verificadas entre os grupos que contribuíram em menor proporção para a biomassa dos grupos funcionais.

Figura 4.1 – Variação temporal do biovolume dos grupos funcionais fitoplanctônicos da região do braço Alvarenga da Represa Billings, por estação amostral e em três períodos climatológicos. A: Estação PIN; B: Estação INT; C: Estação LAV.

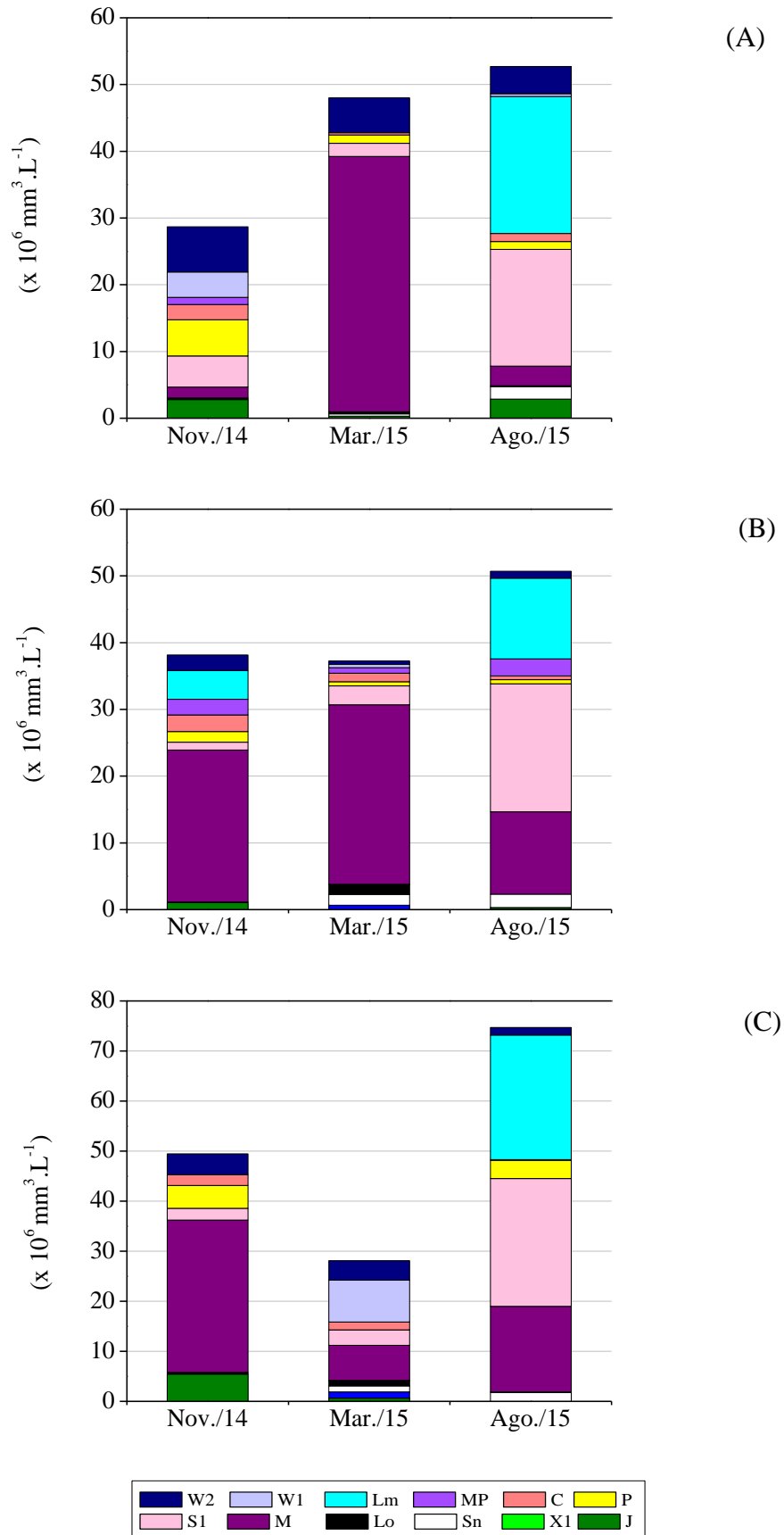
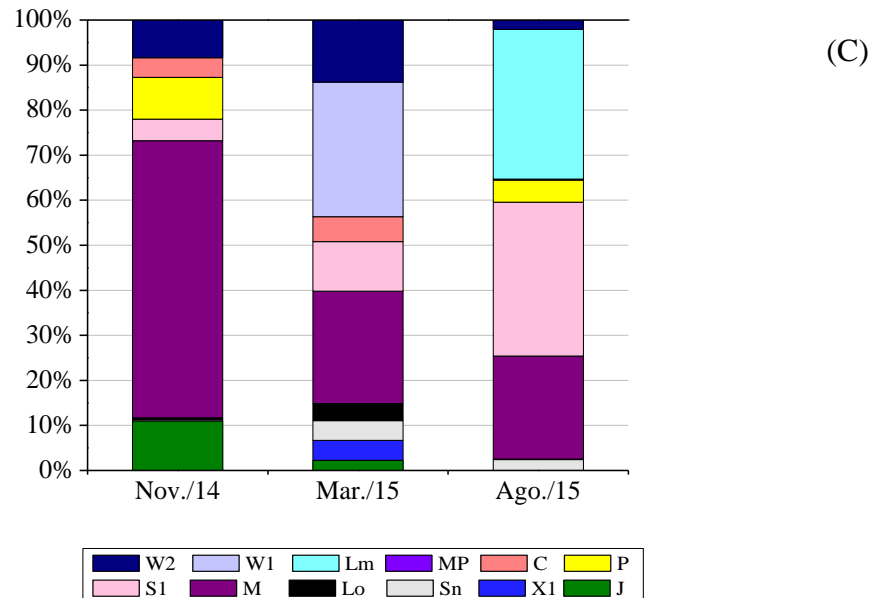
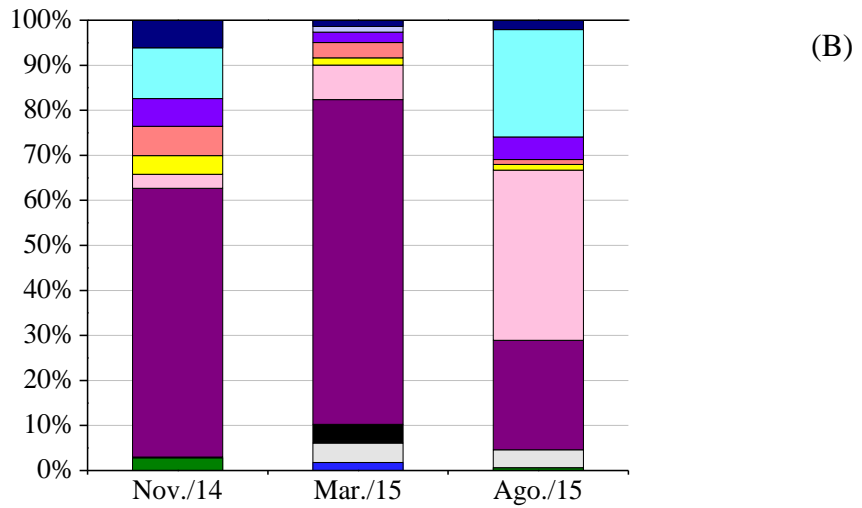
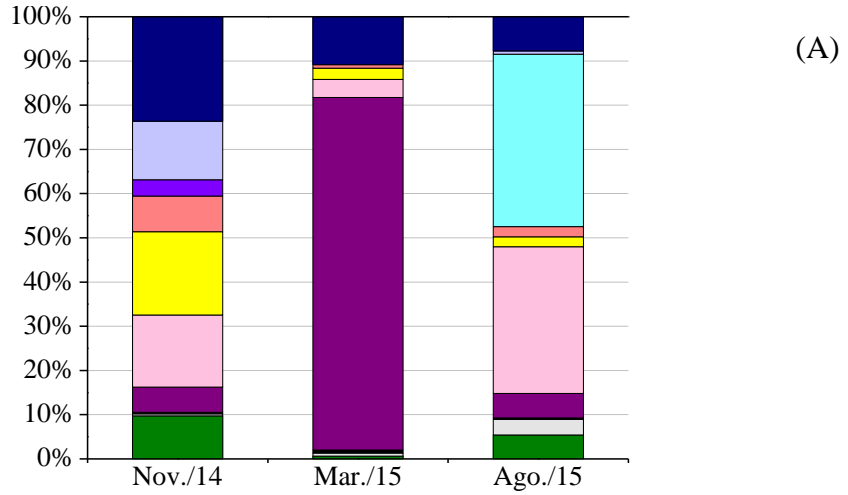


Figura 4.2 – Biomassa Relativa dos Grupos Funcionais do fitoplâncton por estação amostral da região do braço Alvarenga da Represa Billings. A: Estação PIN; B: Estação INT; C: Estação LAV.

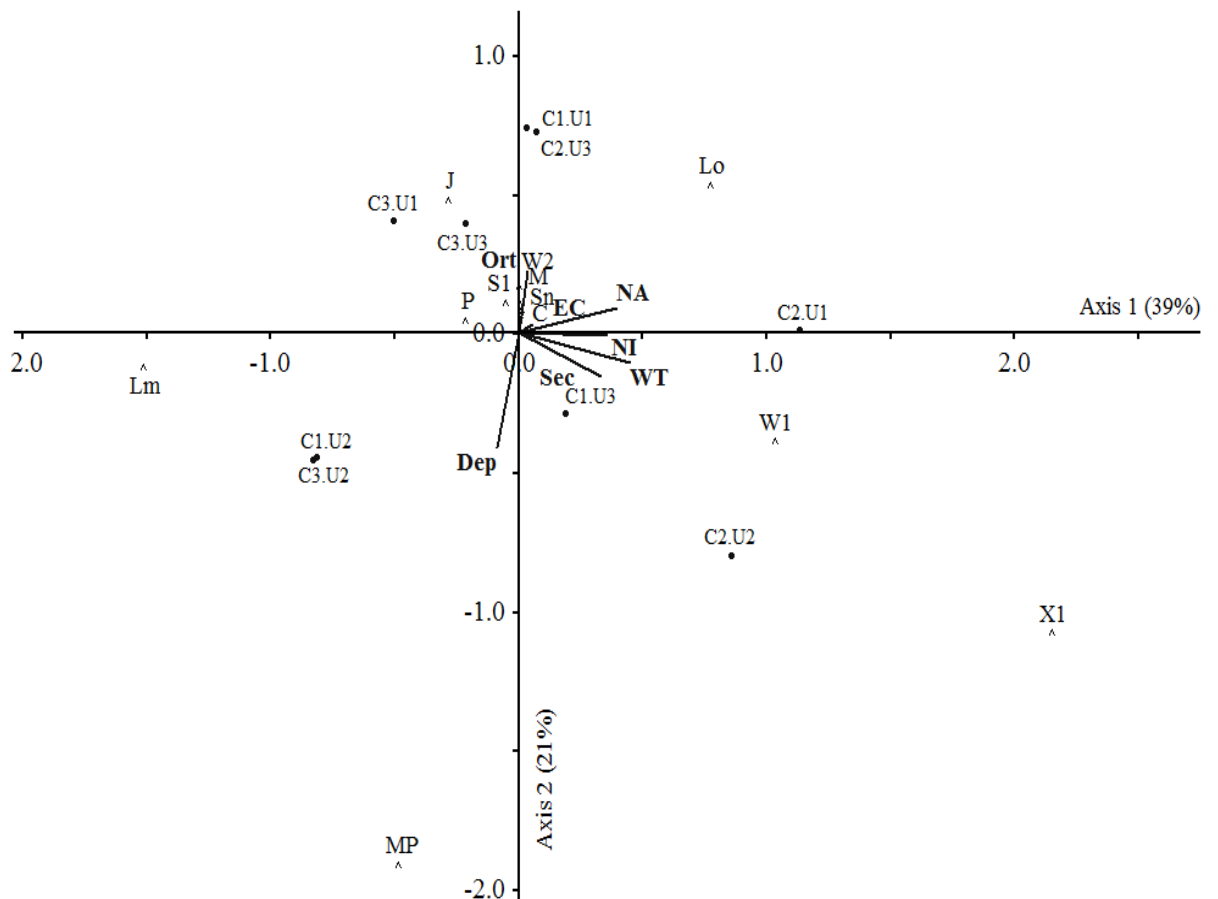


A análise de correspondência canônica (figura 4.3) demonstrou que as correlações foram relevantes, de acordo com os testes de Monte Carlo. As variáveis selecionadas foram ortofosfato, condutividade elétrica, nitrito, nitrogênio amoniacal, temperatura da água, transparência e profundidade.

Os dois primeiros coeficientes canônicos acumularam 60% da variância total, com 30% de explicabilidade pelo eixo 1 e 21% pelo eixo 2.

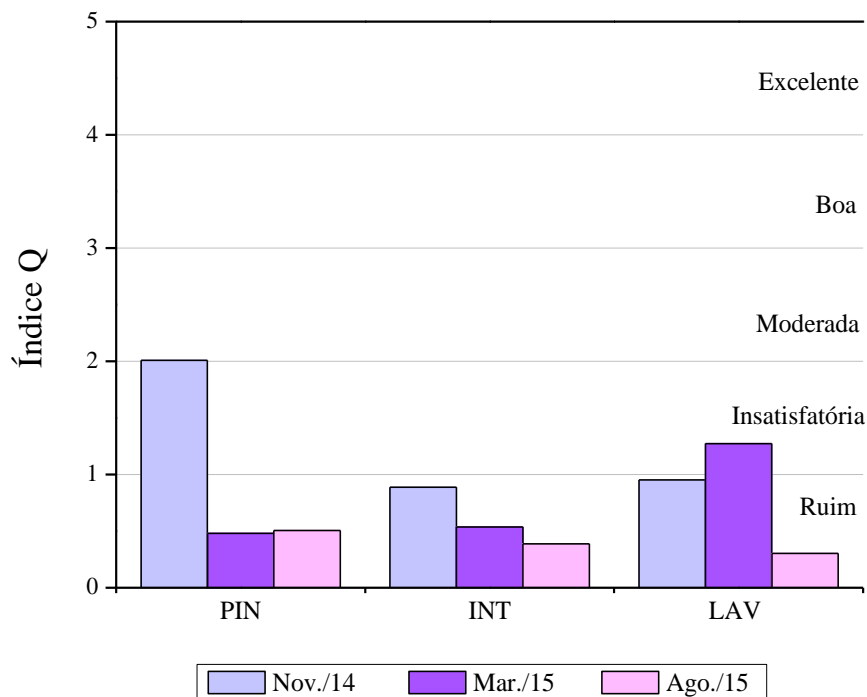
Na ordenação do eixo 1 estão as variáveis nitrogênio amoniacal, nitrito, temperatura da água e transparência, e condutividade, onde estão agrupadas as estações LAV e INT na coleta de verão, associadas aos grupos W1, X1 e L_o. No lado negativo deste mesmo eixo estão as estações correspondentes à coleta de inverno (ago./15), associadas, principalmente, aos grupos L_m e MP. Nota-se neste mesmo eixo a proximidade entre as coletas realizadas na estação INT, influenciadas pela profundidade. Os grupos M, S_n e C apresentaram baixa dispersão em seus escores.

Figura 4.3 – Ordenação pela análise de correspondência canônica dos Grupos Funcionais do fitoplâncton por estação amostral na região do braço Alvarenga da Represa Billings. C1= nov./15; C2= mar./15; C3=ago./15; U1= LAV; U2= INT; U3= PIN



O Índice Q de Padisák et al. (2006) registrou valores mais inferiores na coleta de inverno (ago./15) partindo de 0,30 na estação LAV, ao passo que os maiores na coleta de nov./14, atingindo o índice 2,0 na estação PIN. Contudo, estes valores são baixos e direcionam para uma qualidade entre ruim e insatisfatória (figura 4.4).

Figura 4.4 – Valores do Índice Q de Padisák et al. (2006) aplicado às unidades amostrais da região do braço Alvarenga da Represa Billings, no período entre nov./14 a ago./15.



4.4- Discussão

Em análise geral, o braço Alvarenga da Represa Billings esteve representado por grupos funcionais usualmente típicos de lagos rasos e enriquecidos por nutrientes em sua maioria, caracterizando um ambiente eutrofizado. A descrição destes agrupamentos reúne características adaptativas que refletem as condições ambientais apresentadas neste estudo no que se refere à profundidade, bem como a incidência de luz e ao estado de trofia.

A despeito de apenas quatro dentre os doze grupos funcionais pertencerem à Divisão Cyanobacteria, estas apresentaram significativas proporções na composição da biomassa relativa, sobretudo os grupos M e S1, que obtiveram maior representatividade em relação aos agrupamentos S_n e L_o .

As contribuições para a biomassa relativa demonstraram que o grupo M foi o único a apresentar flutuações que atingiram o estado de dominância em ao menos um período de

coleta em cada unidade amostral, entre nov./14 e mar./15, salientando a ocorrência de heterogeneidade longitudinal. Estudos realizados por Bortolini et al. (2014) no Alto Rio Paraná apontaram contribuições significativas por M em períodos sazonais similares (primavera e verão).

Comumente encontrado em ecossistemas aquáticos rasos eutróficos a hipereutróficos (DI MAGGIO et al., 2016), o êxito da dominância pelo grupo M decorre de sua capacidade de formação de colônias e amplas bainhas mucilaginosas que, conforme Salmaso et al. (2015), este arranjo estrutural confere grande resistência à herbivoria e boa flutuabilidade, podendo predominar a lâmina d'água em sua superfície.

A associação S1, composta por filamentosas que neste estudo estiveram representadas pelo gênero *Planktothrix*, foram encontradas em maiores proporções nas estações onde foram observadas as maiores concentrações de fósforo total e reduzidos valores da transparência, responsável pela limitação da zona eufótica. Padisák et al. (2009) descrevem este grupo como exclusivo de cianobactérias capazes de resistir a condições extremas de baixa luminosidade. Gemelgo et al. (2009) relataram dominância por esta associação durante quase todo o período de estudo no braço Taquacetuba da Represa Billings, diferentemente do observado neste presente trabalho, no qual detectou-se a maior prevalência destes organismos durante a coleta de inverno, momento em que a coluna d'água encontrava-se em isoterмия, e assim, concordando com a constatação de Pinto & Becker (2014), de que S1 tem afinidade por ambientes desestratificados e carentes de energia luminosa.

As contribuições dos demais grupos de Cyanobacteria, S_n e L_o, foram mais modestas, e Reynolds et al. (2002) os caracterizam de modo distinto. A associação S_n, típica de ambientes eutrofizados, foi encontrada em abundância nos estudos de Gemelgo et al. (2009). Representada pela espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* na Represa Billings, estes autores observaram nestes organismos uma característica semelhante à qual foi encontrada neste presente estudo, isto é, de poucos espécimes formadores de estruturas fixadoras de nitrogênio (heterócitos), concomitante a altas concentrações deste elemento. Tal constatação é confirmada pela análise de correspondência canônica, que demonstrou a afinidade deste grupo por certos compostos nitrogenados. Dantas et al. (2012) acrescentam que esta espécie usualmente mantém uma relação de coexistência com o grupo S1, sobretudo por sua resistência a ambientes pouco iluminados.

Já o grupo L_o, bem como o de Euglenophyta W2, estão geralmente associados a ambiente mesotróficos (REYNOLDS et al., 2002), de forma contrária às condições encontradas neste manancial. No entanto, há concordância no que se refere sensibilidade à

circulação da coluna d'água, ao compor uma ínfima fração da biomassa relativa de uma das estações da amostragem de inverno, e maior ocorrência nos períodos de estabilidade da coluna d'água. Moreti et al. (2013) analisaram os fatores determinantes da ocorrência de agrupamentos funcionais num reservatório tropical (Mourão – PR), e associaram a ocorrência de L_o, dentre outros fatores, a estabilidade da estrutura física da coluna d'água. Martinet et al. (2014) estudaram um reservatório subtropical raso em Laos, e observaram a ocorrência de L_o também durante o período chuvoso, e a associaram a sua presença ao pH acima de 7,0, conforme também verificado neste estudo.

A presença da associação W1, composta pelo gênero *Euglena*, tende a estar associada a sistemas lacustres rasos e enriquecidos (REYNOLDS et al., 2002). Para Borics et al. (2012), estas euglenófitas tem sua proliferação intensificada à luz da elevada carga de compostos orgânicos, o que pode explicar a significativa representatividade deste grupo nas estações mais vulneráveis ao aporte de estótos. Devercelli & O'Farrel (2013) assinalaram que, além da presença de matéria orgânica, o baixo fluxo registrado em Salado River (Argentina) propiciou a ampla ocorrência de W1 e W2. Diante desta afirmação, convém considerar o elevado tempo de residência da água como um dos fatores controladores do desenvolvimento destes agrupamentos.

Os grupos de Bacillariophyta P e C são tipicamente resistentes a condições de baixa luminosidade e tem afinidade por águas misturadas e eutrofizadas, ou seja, ambas são sensíveis a estabilidade na coluna d'água (REYNOLDS et al., 2002). Entretanto, a maior biomassa de P foi detectada na amostragem de nov./14, período de acentuada microestratificação. O grupo MP, introduzido por Padisák et al. (2006) tende a ser detectado em águas turvas e rasas.

A presença destas mesmas associações de Bacillariophyta foi reportada por Tian et al. (2015), em Hongze Lake (China), um lago raso e eutrófico. Estes autores consideraram importantes ao desenvolvimento destes organismos os teores de nutrientes como a amônia, temperatura da água, e déficit de luz. Além do que, encontraram outros grupos em comum a este estudo, como J, M, S1, W1 e X1, contudo, com divergências quanto à composição específica. Assim, este estudo constitui um exemplo de como estas abordagens podem interferir na interpretação do perfil de um ecossistema aquático, que segundo a classificação funcional os resultados se apresentam semelhantes, e completamente distintos quanto a classificação taxonômica. E salientando, desta forma, a cautela necessária quanto à inclusão desta forma de análise.

Neste seguimento, apesar de ser a abordagem mais utilizada em estudos de fitoplâncton (MARTINET et al., 2014), autores divergem quanto ao reconhecimento da relevância de sua inserção. Santos et al. (2015) consideram que as limitações impostas por esta simplificação se superpõem aos seus benefícios, enquanto que Beamud et al. (2015) compreendem que as informações fundamentais acerca do ambiente são mantidas. De todo modo, por requerer conhecimento taxonômico, acaba por não ser tão menos trabalhosa em relação à classificação taxonômica, podendo, contudo, sobressair-se a outras abordagens mais grosseiras, como a de grupos morfo-funcionais (GALLEGO et al., 2012).

Em síntese, neste estudo os grupos funcionais descreveram o perfil da região do braço Alvarenga da Represa Billings de forma satisfatória, pois os grupos que apresentaram baixa dispersão nos escores gerados pela análise de correspondência canônica conferem descrições semelhantes, tendo em consideração as adaptações e requerimentos que permitem sua coexistência num ecossistema aquático limitado por luz, temperatura e nutrientes.

Referências

- ABONYI, A. et al. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). **Hydrobiologia**, v. 698, p. 233-249, nov. 2012.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: Byrd Prepress Springfield, 2005.
- APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22^a ed. Washington: APHA, 2012.
- ASTM. Manual on Industrial Water and Industrial Wastewater. STP 70B. Philadelphia: American Society of Testing and Materials (ASTM), 1981.
- BEAMUD, S. G. et al. Using trait-based approaches to study phytoplankton seasonal succession in a subtropical reservoir in arid central western Argentina. **Environmental Monitoring and Assessment**, p. 187-271, maio 2015.
- BORICS, G. et al. Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. **Hydrobiologia**, v. 698, p. 251–262, nov. 2012.
- BORTOLLINI, J. C.; Rodrigues, L. C., JATI, S.; TRAIN, S. Phytoplankton functional and morphological groups as indicators of environmental variability in a lateral channel of the Upper Paraná River floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, p.98-108, 2014.
- CETINIC, M. J. et al. A simple optical index shows spatial and temporal heterogeneity in phytoplankton community composition during the 2008 North Atlantic Bloom Experiment. **Biogeosciences**, v.12, p. 2179–2194, abr. 2015.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Norma Técnica L5.303: **Fitoplâncton de água doce - Métodos qualitativos e quantitativos (Método de Ensaio)**. São Paulo: CETESB, 2012.
- CROSSETTI L.O.; BICUDO, C.E.M. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. **Hydrobiologia**, V. 614, p. 91-105, nov. 2008.
- CROSSETTI, L.O et al. Is phytoplankton functional classification a suitable tool to investigate spatial heterogeneity in a subtropical shallow lake?. **Limnologia**, v. 43, n. 3, p. 157-163, maio 2013.
- CUNHA, Davi Gasparini Fernandes; CALIJURI, Maria do Carmo. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplantônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). **Acta Bot. Bras.**, Feira de Santana, v. 25, n. 4, dez. 2011.
- CUNHA, D. G.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, ago. 2013.
- DANTAS, E. W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. **Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters**, v. 42, p.72-80, fev. 2012.
- DEVERCELLI, M.; O'FARRELL, I. Factors affecting the structure and maintenance of phytoplankton functional groups in a nutrient rich lowland river. **Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters**, v. 43, n. 2, p. 67-78, mar. 2013.
- DI MAGGIO, J. et al. Modeling phytoplankton community in reservoirs. A comparison between taxonomic and functional groups-based models. **Journal of Environmental Management**, v. 165, p. 31-52, jan. 2016.
- FONSECA, B. M. et al. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. **Hoehnea**, v. 41, p. 9-30, mar. 2014.

- GALLEGO, I. et al. Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 575-585, 2012.
- GEMELGO, MCP.; MUCCI, JLN.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 69, n. 4, p. 1001-1013, nov. 2009.
- HILLEBRAND H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403 – 424, 1999.
- KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G.; REYNOLDS, C. S. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 901-912, 2002.
- MARTINET, J. et al. Phytoplankton functional groups for ecological assessment in young sub-tropical reservoirs: case study of the Nam-Theun 2 Reservoir, Laos, South-East Asia. **J. Limnology**, v. 73, n. 3, p. 536-550, maio 2014.
- MORETI, L. O. R. et al. Spatial and temporal fluctuation of phytoplankton functional groups in a tropical reservoir. **Acta Scientiarum**, v. 35, n. 3, p.359-366. 2013.
- MUTSHINDA, C. M. et al. Ecological equivalence of species within phytoplankton functional groups. **Functional Ecology**, p. 1-9, fev 2016.
- NISHIMURA, P.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. **O estudo do fitoplâncton com base nos Grupos Funcionais: origens e um vislumbre sobre seu futuro.** In: POMPÊO et al. (Orgs.) Ecologia de reservatórios e interfaces, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.
- PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, mar. 2009.
- PADISÁK, J.; GRIGORSZKY, I.; BORICS, G.; SOROCZKI-PINTER, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, v. 553, n. 1, p. 1-14, jan. 2006.
- PINTO, T. S.; BECKER, V. Diel dynamic of phytoplankton functional groups in a tropical water supply, Extremoz Lake, northeastern Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, Rio Claro, v. 26, n. 4, p. 356-366, dez. 2014.
- RANGEL, LM. et al . Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 69, n. 1, p. 75-85, fev. 2009.
- REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the fresh- water phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417– 428, 2002.
- SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. **Freshwater Biology**, v. 60, p. 603–619, dez. 2015.
- SANTOS, A. M.C. et al. Predicting productivity in tropical reservoirs: The roles of phytoplankton taxonomic and functional diversity. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 428-435, jan. 2015.
- SILVA, A. P. C.; COSTA, I. A. S. Biomonitoring ecological status of two reservoirs of the Brazilian semi-arid using phytoplankton assemblages (Q índice). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 1-14, mar. 2015.
- STRICKLAND, J. D.; PARSONS, T. R. **A manual of seawater analysis.** 2ª Ed. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin, v. 125, 1965. 203 p.
- TIAN, C. et al. Variation of phytoplankton functional groups modulated by hydraulic controls in Hongze Lake, China. **Environmental Science Pollution Research**, v. 22, n. 22, p. 18163–18175, nov. 2015.

VADRUCCI, M. R.; CABRINI, M.; BASSET, A. Biovolume determination of phytoplankton guilds in transitional water ecosystems of Mediterranean Eco-region. **Transitional Waters Bulletin**, v. 1, n. 2, p. 83-102, 2007.

VIEIRA, P. C.; CARDOSO, M. M. L.; COSTA, I. A. S. Vertical and temporal dynamics of phytoplanktonic associations and the application of index assembly in tropical semi-arid eutrophic reservoir, northeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 130-144, mar. 2015.

WETZEL, R. G. Freshwater ecology: changes, requirements, and future demands. **Limnology**, v. 1, p. 3-9, abr. 2000.

5- Conclusão

O estudo realizado na região do braço Alvarenga do Reservatório Billings demonstrou que diferenças nos atributos físicos, químicos e biológicos podem ser encontradas em um mesmo compartimento e numa pequena extensão de um manancial, salientando a importância de estudos mais detalhados em reservatórios de morfologia dendrítica.

Os valores de biovolume revelaram o predomínio da Divisão Cyanobacteria neste ambiente, inclusive de táxons potencialmente tóxicos como *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis protocystis*, *Planktothrix agardhii* e *Planktothrix isothrix*, e assim, caracterizando um ambiente eutrofizado.

A prevalência dessas espécies foi detectada em todas as unidades e campanhas amostrais, contudo, com flutuações espaciais e temporais na distribuição da biomassa. *Microcystis aeruginosa* marcou presença massiva em INT e LAV na coleta de nov./14, enquanto PIN apresentou dominância por esta espécie apenas no período de verão, momento no qual as demais estações tiveram um notável desenvolvimento de *Microcystis protocystis*. Ambos os períodos foram marcados por estratificação térmica na zona eufótica. E no inverno, os principais contribuintes foram *Ceratium furcoides* e o gênero *Planktothrix*, sem figurar dominância e distribuídos de maneira mais uniforme entre as estações amostrais.

Sugere-se que a eutrofização tenha sido responsável pelas baixas profundidades da zona eufótica, que constituiu um dos fatores mais importantes na estruturação da comunidade fitoplanctônica, em associação à temperatura da água e nutrientes como fósforo e nitrogênio, entre outros fatores.

Os resultados apresentados pelas análises exploratórias demonstraram que o trecho PIN apresentou-se mais heterogêneo em relação às demais unidades amostrais no que se refere aos parâmetros físicos e químicos, possivelmente influenciadas pelo aporte de material de origem alóctone, como os efluentes domésticos.

As assembléias fitoplanctônicas encontradas neste manancial, à luz da abordagem dos agrupamentos funcionais, fidelizaram-se aos dados obtidos neste estudo em sua maioria, à exceção dos grupos W2 e L_o, que não são comumente encontrados em ambientes hipereutróficos. No mais, neste estudo revelou bastante semelhança com o tratamento por classificações taxonômicas, conforme demonstrado pela pequena diferença nos totais da variância explicada pela análise de correspondência canônica em ambas as análises.

Tendo em consideração que o ecossistema estudado apresentou características de eutrofização, o índice Q correspondeu de modo adequado ao revelar uma variação da qualidade da água de regular a ruim.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Dados das variáveis limnológicas registrados na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15

Coleta	Unidade amostral	Profundidade	Profundidade total (m)	Transparência (m)	pH	Temperatura água (°C)	O. Dissolvido (mg.L ⁻¹)	C. Elétrica (µS.cm ⁻¹)	Fósforo Total (µg.L ⁻¹)	Ortofosfato (µg.L ⁻¹)	N total (µg.L ⁻¹)	N. Amônia (µg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Nitrito (µg.L ⁻¹)
Nov./14	PIN	S	2,3	0,47	6,9	24,7	1,39	307	350	34	5080	1990	0	106,65
		M			6,7	23,5	2,21	253	320	182	5320	2100	0	99,77
		F			6,6	23,2	0	253	340	220	6730	1730	0	103,89
	INT	S	11,1	0,7	9,0	25,4	2,78	232	100	64	5430	620	0	41,97
		M			7,0	23,6	2,12	257	160	58	7090	1310	0	51,6
		F			6,8	21,6	0	247	260	65	7320	2360	0	39,22
	LAV	S	2	0,8	7,1	24,4	0,66	242	160	13	4490	1820	0	58,86
		M			7,0	22,5	1,08	242	210	123	5080	2200	0	61,24
		F			6,6	22,4	0,01	287	340	262	6380	1920	0	58,86
Mar./15	PIN	S	3,45	0,58	7,1	25,5	4,1	231,6	660	184	5100	1840	0	123
		M			7,4	25,5	3,65	231,6	230	48	3740	1460	0	212
		F			7,3	25,0	2,87	231,4	370	56	3140	2030	0	214
	INT	S	12,9	0,97	7,1	25,4	4,63	225,6	230	16	3260	2090	660	142
		M			7,4	25,0	3,81	227,1	170	61	2370	1900	540	208
		F			7,4	24,9	4,35	228	370	57	2910	2140	0	221
	LAV	S	3,8	0,67	7,2	25,0	3,51	230,6	190	39	3560	2530	0	150
		M			7,2	25,0	3,63	227,6	190	25	3320	3060	0	161
		F			7,3	24,7	5,21	229,1	380	83	3420	2970	0	167
Ago./15	PIN	S	3,14	0,37	7,5	20,5	4,48	233,5	640	468	4210	1710	0	130
		M			7,5	20,5	4,62	232,1	590	481	4810	1880	0	137
		F			7,6	20,5	5,02	229,8	530	92	5410	1020	0	111
	INT	S	10,3	0,45	9,4	21,0	4,31	217,3	550	23	3000	0	0	98
		M			9,3	20,9	4,08	218,3	690	30	3610	0	0	101
		F			9,4	20,9	3,6	218,3	570	31	3610	0	0	158
	LAV	S	2,85	0,48	8,8	20,7	7,16	219	740	23	3000	0	0	99
		M			9,2	20,7	7,31	219,2	620	13	2400	0	0	150
		F			9,1	20,6	6,94	219,5	550	45	3000	100	0	165

APÊNDICE B – Lista de táxons observados na região do braço Alvarenga da Represa Billings entre nov./14 a ago./15.

	nov/14			mar/15			ago/15		
	PIN	INT	LAV	PIN	INT	LAV	PIN	INT	LAV
CHLOROPHYTA									
<i>Acanthosphaera zachariasii</i> Lemmermann	X		X		X	X		X	X
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	X			X	X	X	X	X	X
<i>Actinastrum aciculare</i> Playfair	X	X	X		X				
<i>Ankistrodesmus</i> sp. Corda	X		X						
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reinsch) Korshikov						X	X	X	
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs							X		
<i>Chlamydomonas</i> sp. Ehrenberg	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck [Beijerinck]	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn							X	X	X
<i>Coelastrum</i> sp. Nägeli	X	X	X						
<i>Coronastrum</i> sp. R.H.Thompson				X	X	X			
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle				X	X	X			
<i>Crucigeniella crucifera</i> (Wolle) Komárek				X	X	X			
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E.Hegewald	X		X	X	X	X	X		
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielmetti) E.Hegewald	X		X		X	X	X	X	X
<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E.Hegewald			X			X			
<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald	X			X		X	X		X
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald	X		X				X	X	X
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald								X	
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli					X	X			
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood					X	X	X		
<i>Eremosphaera</i> sp. De Bary	X		X			X	X	X	X
<i>Eudorina</i> sp. Ehrenberg	X		X		X	X	X		X
<i>Eutetramorus fotti</i> (Hindák) Komárek				X	X				

	nov/14			mar/15			ago/15		
	PIN	INT	LAV	PIN	INT	LAV	PIN	INT	LAV
<i>Eutetramorus</i> sp. Walton	X			X	X	X	X	X	X
<i>Franceia droescheri</i> (Lemmermann) G.S.Smith				X	X	X	X	X	X
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat					X	X	X		
<i>Golenkinia</i> sp. Chodat					X	X	X		X
<i>Micractinium bornhemiense</i> (W. Conrad) Korshikov				X	X	X	X		X
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius				X	X	X	X		
<i>Monoraphidium</i> sp. Komárková-Legnerová	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Nephrochlamys</i> sp. Korshikov	X				X	X			
<i>Oocystis</i> sp. Nägeli ex A.Braun	X			X	X	X	X	X	X
<i>Pandorina</i> sp. Bory, 1824	X		X		X	X	X		X
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i> West & G.S. West	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pediastrum</i> sp. Meyen	X								
<i>Pyrobotrys</i> sp. Arnoldi				X	X	X			
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat									X
<i>Scenedesmus acutus</i> f. <i>alternans</i> Hortobagyi					X				
<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chodat) Fott & Komárek	X					X		X	X
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat						X			
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing					X				X
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen									X
<i>Scenedesmus</i> sp. 5 Meyen					X		X		
<i>Scenedesmus</i> sp. 6 Meyen						X			
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	X							X	X
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald								X	X
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat					X	X			
<i>Treubaria</i> sp. C.Bernard	X		X		X		X		

	nov/14			mar/15			ago/15		
	PIN	INT	LAV	PIN	INT	LAV	PIN	INT	LAV
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	X	X		X	X				X
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	X			X			X		
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sphaerocavum brasiliense</i> De Azevedo & C.L.Sant' Anna		X			X		X	X	X
<i>Spirulina</i> sp. P.J.F.Turpin ex M.Gomont	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsheim) Komárek	X	X		X	X				X
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin	X						X	X	X
BACILLARIOPHYTA									
<i>Achnantheidium</i> sp. Kützing	X	X	X		X	X		X	X
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	X	X	X		X	X			X
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.F.Müller) Simonsen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Urosolenia</i> sp. Round & R.M.Crawford	X	X	X		X		X	X	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Fragilaria</i> sp. Lyngbye									X
<i>Synedra</i> sp. Ehrenberg	X	X	X						
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Bacillariophyta sp.		X	X			X			
MIOZOA									
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans		X	X	X	X		X	X	X
<i>Peridinium</i> Ehrenberg	X								
CHAROPHYTA									
<i>Closterium aciculare</i> T.West	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	X		X			X	X	X	X
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg					X	X		X	X

	nov/14			mar/15			ago/15		
	PIN	INT	LAV	PIN	INT	LAV	PIN	INT	LAV
<i>Tetraëdriella spinigera</i> Skuja				X		X			
<i>Pseudostaurastrum</i> sp. Chodat	X	X		X	X	X	X	X	X