

Artigo Técnico

Fitoplâncton da região central do Lago Paranoá (DF): uma abordagem ecológica e sanitária

*Phytoplankton in the central region of Paranoá Lake,
Federal District of Brazil: an ecological and sanitary approach*

Bruno Dias Batista¹, Bárbara Medeiros Fonseca^{2*}

RESUMO

Este estudo teve como objetivo analisar a estrutura, a dinâmica e a importância sanitária do fitoplâncton em um perfil vertical na região central do Lago Paranoá, Distrito Federal. As amostras foram coletadas mensalmente entre outubro de 2009 e setembro de 2010, na região pelágica, em seis profundidades. Foi possível identificar três fases em relação ao regime de mistura: estratificação (outubro de 2009 a maio de 2010), mistura (junho a agosto de 2010) e transição (setembro de 2010). As concentrações de fósforo total e fósforo solúvel reativo e a biomassa algal foram relativamente baixas, permitindo classificar o Lago Paranoá como um reservatório oligotrófico. Já as concentrações de nitrogênio total e os grupos funcionais do fitoplâncton foram típicos de ambientes mesotróficos. Foram encontrados 94 táxons, distribuídos em dez classes taxonômicas, com predomínio de diatomáceas centrais, clorofíceas e cianobactérias. Foram definidos 13 grupos funcionais fitoplanctônicos, com destaque para os grupos C, J, F, X2, K e S1. Durante os meses de mistura e transição houve aumento na biomassa de diatomáceas (grupo C), mas ao longo do perfil vertical, houve tendência dos grupos K e S1 (cianobactérias) se localizarem nas camadas mais superficiais nos meses quentes. Do ponto de vista sanitário, foram identificados táxons com potencial para promover sabor e odor na água (e.g., diatomáceas, criptofíceas e cianobactérias) ou que poderiam obstruir filtros em sistemas de tratamento (e.g., diatomáceas). Além disso, foram registradas cianobactérias (e.g., *Aphanocapsa* e *Planktolyngbya*) em densidades que já apontam a necessidade de intensificação do monitoramento e análise de cianotoxinas, de acordo com a Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914/2011.

Palavras-chave: cianobactérias; qualidade da água; reservatório de abastecimento público; Portaria MS Nº 2.914/2011.

ABSTRACT

This study aimed at analyzing the dynamic, the structure and the sanitary importance of phytoplankton in a vertical profile at Paranoá Lake central region, Federal District, Brazil. Sampling was carried out monthly from October 2009 to September 2010, in six depths. Three distinct phases were identified, concerning mixing pattern: stratification (October 2009 to May 2010), mixing in (June to September 2010), transition (September 2010). Total phosphorus and soluble reactive phosphorus concentrations and algal biomass were relatively low, classifying Paranoá Lake as an oligotrophic reservoir. In opposite, total nitrogen and functional groups were typical of mesotrophic environments. Altogether, 94 phytoplanktonic taxa were found, among 10 taxonomic classes, especially centric diatoms, chlorophytes and cyanobacteria. Thirteen functional groups were identified, with emphasis on C, J, F, X2, K and S1. During mixing and transition months there was an increase in diatom biomass (group C). On the vertical profile, there was a trend of K and S1 groups to locate at surface layers during warmer months. Considering the sanitary approach, this study reported algal taxa that can potentially promote odor and taste in the water (e.g., diatoms, cryptophytes, cyanobacteria) or cause filter clogging at water treatment plants (e.g., diatoms). Moreover, cyanobacterial taxa (e.g., *Aphanocapsa* and *Planktolyngbya*) were reported under densities that already point out the need of monitoring intensification and cyanotoxin analysis, according to the MS Ordinance number 2,914/2011.

Keywords: cyanobacteria; water quality; water supply reservoir; MS Ordinance Nº 2,914/2011.

INTRODUÇÃO

Reservatórios ou represas são lagos artificiais construídos pelo homem para atender demandas específicas de uso da água (STRAŠKRABA; TUNDISI, 1999). Dentre os componentes biológicos desses ambientes,

o fitoplâncton vem sendo utilizado como ferramenta de gestão, pois seu curto tempo de geração o transformou em um ótimo instrumento para avaliação de mudanças antrópicas ou naturais (KRUK *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2016).

¹Universidade Católica de Brasília (UCB) – Brasília (DF), Brasil.

²Universidade de São Paulo (USP) – São Paulo (SP), Brasil.

*Autor correspondente: barbara.fonseca0603@gmail.com

Recebido: 11/09/16 – Aceito: 07/02/17 – Reg. ABES: 169124

Nas últimas décadas, foram sugeridas abordagens ecológicas que utilizam atributos morfofuncionais do fitoplâncton para descrever as condições ambientais de ecossistemas aquáticos, estando independente das relações filogenéticas, com destaque para os grupos funcionais (FG) de Reynolds *et al.* (2002) e, mais recentemente, os chamados grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG) propostos por Kruk *et al.* (2010). Em ambos os casos, o principal objetivo é tentar resumir a informação contida na comunidade fitoplanctônica, normalmente representada por dezenas ou até mesmo centenas de espécies. Vários trabalhos no Brasil e no mundo têm confirmado o potencial preditivo de tais abordagens e sua eficácia como ferramenta ecológica de caracterização de reservatórios (e.g., CAPUTO *et al.*, 2008; GEMELGO; MUCCI; NAVAS-PEREIRA, 2009).

Sob o aspecto sanitário, as algas do plâncton têm sido reportadas por promover sabor e odor à água de reservatórios para consumo humano (DAVIES; ROXBOROUGH; MAZUMDER, 2004; DZIALOWSKI *et al.*, 2009; LIU *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2005; WATSON, 2004) e por causar inconvenientes nos sistemas de tratamento, como obstrução de filtros, corrosão de estruturas de concreto e crescimento em sistemas de reserva e distribuição (DI BERNARDO, 1995), o que consequentemente eleva os custos de tratamento (DUNLAP; SKLENAR; BLAKE, 2015). Mais recentemente, pelo efeito dos processos de eutrofização artificial desenvolvidos em corpos hídricos no mundo todo, as cianobactérias — um grupo particular dessa comunidade — vêm despertando interesse de diversos segmentos da sociedade por seu potencial tóxico (BRASIL, 2003; CHORUS; BARTRAM, 1999).

Apesar dos vários estudos realizados sobre a comunidade fitoplanctônica do Lago Paranoá entre as décadas de 1970 e 1990 (e.g., BRANCO; SENNA, 1994; 1996a, 1996b; CRONBERG, 1977; GIANI; PINTO-COELHO, 1986), os últimos trabalhos sobre o tema para esse reservatório estão, em geral, restritos a teses e dissertações não publicadas (e.g., MENDONÇA-GALVÃO, 2005). Assim, o presente estudo é inédito ao permitir a divulgação de dados relativamente recentes do fitoplâncton referentes à região central do Lago Paranoá e por apresentar uma análise vertical da comunidade fitoplanctônica.

O Lago Paranoá, um reservatório de múltiplos usos situado na parte central da área urbana de Brasília, tem se configurado como promissora fonte para o abastecimento público do Distrito Federal (MENEZES-JUNIOR; NETTO; SARAIVA, 2001). Em 2008, uma avaliação preliminar atestou a possibilidade de captação da água do Lago Paranoá para abastecimento humano, com a ressalva de que eram necessárias análises complementares e ensaios de qualidade da água (THEMAG ENGENHARIA, 2008). A empresa de saneamento do Distrito Federal (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB) recebeu a outorga para captação de 2,8 m³.s⁻¹ de água, por meio da Resolução nº 158, de 30 de março de 2009, da Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2009).

Embora a CAESB faça o monitoramento limnológico sistemático do reservatório (inclusive do fitoplâncton), não há uma abordagem

científica das relações entre essa comunidade e as variáveis ambientais. Não obstante, com a iminência do uso do reservatório para abastecimento, os aspectos sanitários relativos ao fitoplâncton precisam ser discutidos. É importante mencionar ainda a deterioração da qualidade da água que vem acontecendo nos últimos cinco anos no Lago Paranoá, a qual culminou, em novembro de 2016, com um evento de floração de cianobactérias em proporção a tempos ausentes nesse reservatório (ALVES, 2016).

Nesse contexto, os dados de diferentes períodos nos permitem o acompanhamento da evolução das condições limnológicas do Lago Paranoá e são preciosos ao fornecer subsídios para tomada de decisão pelos gerentes do tratamento da água. Assim, o presente trabalho tem como objetivo analisar a estrutura, a dinâmica e a importância sanitária do fitoplâncton em um perfil vertical ao longo de um ano (2009–2010) na região central do Lago Paranoá, discutindo fatores físicos e químicos que condicionam essa comunidade. Parte-se da hipótese de que há diferenças na composição e abundância da comunidade fitoplanctônica ao longo do perfil vertical e ao longo do ano no ambiente em questão, em resposta às variações nos fatores abióticos.

METODOLOGIA

Área de estudo

O Lago Paranoá está situado no Distrito Federal, na região Centro-Oeste do Brasil, a uma altitude aproximada de 1.000 m. O clima na região caracteriza-se como tropical de savana, de acordo com a classificação de Köppen, e apresenta duas estações definidas: verão quente e chuvoso e inverno seco e frio. Apresenta precipitação média interanual entre 1.200 e 1.700 mm; a temperatura média anual varia entre 18 e 22°C, com temperaturas absolutas de até 2°C para a mínima e 33°C para a máxima, tendo junho e julho como os meses mais frios (FERRANTE; RANCAN; NETTO, 2001).

O ambiente em questão possui profundidades máxima e média de 38 e 12,4 m (aproximadamente), área superficial de 38 km² e um volume de cerca de 498 milhões de metros cúbicos. O tempo de retenção é de 299 dias. A bacia de drenagem do Lago Paranoá corresponde a 18% do território do Distrito Federal, com 1.034 km², e possui como principais tributários: Riacho Fundo, Ribeirão do Gama, Ribeirão Bananal, Ribeirão do Torto e Ribeirão Cabeça de Veado, além de receber os efluentes de estações de tratamento de esgoto e águas de drenagens pluviais de Brasília.

Amostragem

As amostras foram coletadas na região pelágica do reservatório, a aproximadamente 1.500 m da barragem (15°47'31"S; 47°48'01"W) (Figura 1). O local de amostragem não correspondeu exatamente ao ponto onde será instalada a futura captação de água (15°47'43"S; 47°47'24"W), embora estejam relativamente próximos (cerca de 1.200 m) e pertençam à região

central do reservatório, de acordo com a compartimentalização descrita em Altafin *et al.* (1995). Esse ponto de amostragem foi adotado em função do monitoramento mensal já existente no local, realizado pela CAESB.

Dessa forma, os dados climatológicos foram cedidos pela CAESB e a precipitação foi obtida na Estação da Barragem do Paranoá (15°47'00"S; 47°43'43"W), que é operada pela Companhia Energética de Brasília (CEB). Os dados de temperatura do ar foram obtidos na Estação CAESB-Hidrologia (15°46'32"S; 47°54'20"W), que está localizada em uma região central do plano piloto, próxima ao reservatório.

As coletas ocorreram mensalmente ao longo de 12 meses, de outubro de 2009 a setembro de 2010. Foi utilizada uma garrafa de amostragem vertical (garrafa de Ruttner) para a coleta de água em seis profundidades diferentes (subsuperfície a cerca de 10 cm de profundidade, 5, 10, 15, 20 m e 1 m do fundo). A profundidade máxima aproximada do local de amostragem é de 32 m.

As amostras de água foram acondicionadas em frascos de polietileno de 2 L e levadas ao laboratório da CAESB para análise de turbidez, sólidos dissolvidos totais (SDT), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e nitrogênio nitrato (N-NO₃). Os métodos de análise estão descritos em APHA; AWWA; WEF, 2005.

As variáveis de temperatura da água, de oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e pH foram medidas diretamente em campo, por meio de uma sonda multiparamétrica YSI (*Yellow Springs*) a partir da subsuperfície, seguindo intervalos de 1m até 15 m de profundidade, e a partir daí intervalos de 5 m até o fundo. A transparência da água foi aferida por meio do disco de Secchi, enquanto a zona de mistura (Z_{mix}) foi determinada com base nos perfis de temperatura e oxigênio, conforme Reynolds (2006).

As amostras para análise de clorofila *a* corrigida pela feofitina foram acondicionadas em frascos de cor âmbar e mantidas sob refrigeração, até a chegada ao laboratório. Os pigmentos foram obtidos por método espectrofotométrico e o solvente empregado na extração foi acetona a 90% (APHA; AWWA; WEF, 2005).

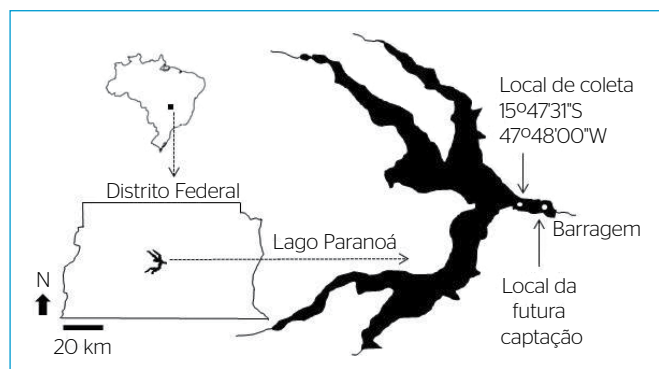


Figura 1 - Mapa de localização do local de coleta e da futura captação do Lago Paranoá.

Fitoplâncton

Amostras para análise qualitativa foram obtidas com rede de plâncton com abertura de malha de 15 μ m e preservadas em formalina a 4% (BICUDO; MENEZES, 2006). Para uma análise quantitativa, amostras de água bruta (100 mL) foram coletadas e imediatamente preservadas com lugol acético. A contagem dos indivíduos seguiu o método clássico de Utermöhl, em microscópio invertido marca Leitz, em cubetas de sedimentação de 5 ou 10 mL, sob aumento de 400 vezes. O tempo de sedimentação foi de três horas para cada centímetro da cubeta. Os organismos (células, cenóbios, colônias e filamentos) foram contados sistematicamente em, no mínimo, 30 campos aleatórios até atingirem 100 organismos do táxon mais abundante, de modo que o erro da contagem fosse inferior a 20%, em um intervalo de confiança de 95% (WETZEL; LIKENS, 2000). Além disso, nos casos em que não foi possível adotar esse procedimento, foram contados quantos campos fossem necessários para que se estabilizasse o número de espécies, ou seja, até que não fossem mais adicionadas espécies por campo.

A biomassa foi apresentada em peso fresco (mg.L^{-1}), a partir do biovolume de cada espécie, assumindo que $1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ mg.L}^{-1}$ (WETZEL; LIKENS, 2000). Dessa forma, o biovolume foi obtido pela média dos volumes de 20 a 30 organismos, conforme o método de modelos geométricos de Hillebrand *et al.* (1999) e de Sun e Liu (2003). Já a identificação dos organismos foi realizada pelo menor nível taxonômico possível.

Além disso, o fitoplâncton foi classificado de acordo com os grupos funcionais de Reynolds *et al.* (2002) e Padišák, Crossetti e Naselli-Flores (2009), tendo em vista as espécies que contribuíram com mais de 5% do biovolume total em cada amostra. A estrutura da comunidade fitoplanctônica foi analisada por meio da riqueza de espécies (S) do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') e da equitabilidade (J') (MAGURRAN, 1988).

Sob o aspecto sanitário, foram investigados os potenciais riscos (já relatados em bibliografia) que os grupos fitoplanctônicos encontrados podem causar no âmbito do tratamento da água e na saúde da população que será abastecida com a água do Lago Paranoá. Os dados de cianobactérias foram confrontados com os valores estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde (MS) nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011), legislação vigente que trata da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Tratamento dos dados

Foi aplicada estatística descritiva aos dados bióticos e abióticos, por meio do cálculo da média aritmética, como medida de tendência central, e do desvio-padrão e do coeficiente de variação, como medidas de dispersão. Já a análise exploratória dos dados foi feita por meio de análise de componentes principais (PCA), utilizando 11 variáveis limnológicas, a partir de matrizes de covariância, utilizando os dados transformados pela sua amplitude de variação (*ranging*). A análise integrada

de variáveis bióticas e abióticas foi realizada por meio de análise de correspondência canônica (CCA), com os dados biológicos (grupos funcionais) transformados por $\log(x+1)$. Na CCA foram usadas cinco variáveis abióticas, selecionadas dentre aquelas com maior coeficiente de correlação com os dois primeiros eixos da PCA. As análises multivariadas foram realizadas no Programa PC-ORD 5.0 (MCCUNE; MEFFORD, 1997). Os resultados de todas as análises foram considerados significativos quando $p < 0,05$.

RESULTADOS

Ambiente físico e químico

Os dados de pluviosidade e temperatura do ar confirmaram a formação de dois períodos bem definidos: um chuvoso e quente (outubro

de 2009 a abril de 2010) e outro seco e frio (maio a agosto de 2010). A máxima temperatura ocorreu em setembro de 2010 (32°C) e a mínima, em agosto de 2010 (9,5°C). Para o mês de abril de 2010, a pluviosidade mensal foi relativamente alta para aquele mês (220 mm), que é normalmente considerado um mês de transição para seca, superando a marca de meses chuvosos, como janeiro e fevereiro. A precipitação total do período foi de 1.301 mm.

Os perfis de temperatura e OD permitiram identificar um curto período de total mistura vertical no reservatório (junho a agosto de 2010), correspondendo ao período de estiagem (Figura 2). Nos meses do período chuvoso (outubro de 2009 a abril de 2010) e no mês de maio (seca), a coluna d'água apresentou tendências de estratificação térmica e química. As demais variáveis químicas seguiram a mesma tendência à estratificação sazonal, principalmente $N-NO_3$, $N-NH_3$ e NT. Maiores concentrações de $N-NO_3$ foram observadas na superfície.

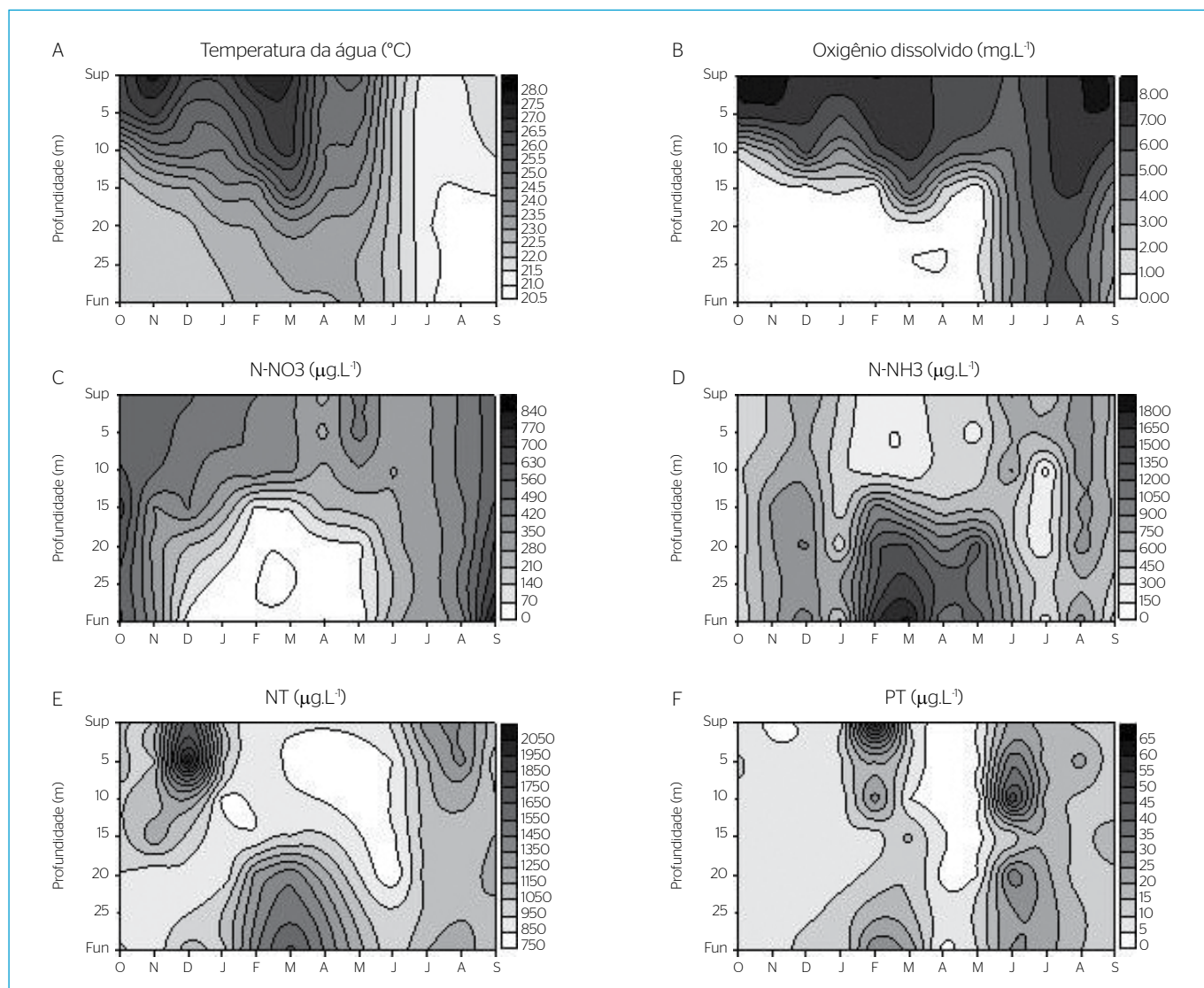


Figura 2 - Diagramas de profundidade e tempo de (A) temperatura da água (°C); (B) oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹); (C) nitrogênio nitrato (µg.L⁻¹); (D) nitrogênio amoniacal (µg.L⁻¹); (E) nitrogênio total (µg.L⁻¹); e (F) fósforo total (µg.L⁻¹) no Lago Paranoá, entre outubro de 2009 e setembro de 2010.

Em contrapartida, os maiores valores de $N-NH_3$ foram encontrados no fundo anóxico (Figura 3). Os meses de mescla da coluna d'água (junho a agosto de 2010) apresentaram valores homogêneos desses nutrientes ao longo do perfil.

Os valores de PT encontrados foram relativamente baixos (média de $13 \mu g.L^{-1}$), com alguns valores abaixo do limite de detecção do método, de $<2 \mu g.L^{-1}$. Além disso, a variável PSR também apresentou valores abaixo do limite de detecção do método ($<1 \mu g.L^{-1}$) na maior parte do ano (Tabela 1).

A razão molar NT/PT apresentou todos os valores >16 , com média de 228. Vale ressaltar que essa medida não foi determinada para os meses de abril e maio de 2010, uma vez que não houve resultados para a variável NT nesse período (falha no equipamento de detecção do laboratório da CAESB).

As variáveis mais importantes para a ordenação das unidades amostrais na PCA (Figura 3) foram pH ($r=-0,89$), OD ($r=-0,95$) e clorofila *a* ($r=-0,70$), em relação ao eixo 1, e SDT ($r=-0,77$) e NT

($r=-0,66$), em relação ao eixo 2. Observou-se um nítido gradiente de profundidade representado pelo eixo 1, pois as unidades amostrais correspondentes às camadas superficiais (superfície, 5 m e 10 m) se situaram, geralmente, na porção negativa do eixo 1, associadas a maiores valores de OD, pH, clorofila *a* e $N-NO_3$, enquanto as unidades amostrais de meses com forte estratificação (outubro de 2009 a maio de 2010) e mais próximas do fundo (15 m, 20 m e fundo) se situaram na porção positiva do eixo 1. Essas últimas estiveram associadas a altos valores de $N-NH_3$ e turbidez, e a baixos valores de OD e pH. As unidades amostrais de fundo, associadas a altas concentrações de SDT e NT, estiveram localizadas no lado negativo do eixo 2.

O fitoplâncton respondeu ao regime de circulação das massas de água do sistema, apresentando, de modo geral, maiores valores de densidade e biomassa nas camadas superficiais da coluna d'água em meses com estratificação e distribuição homogênea ao longo do perfil vertical nos meses de mistura. O mesmo ocorreu com a clorofila *a*.

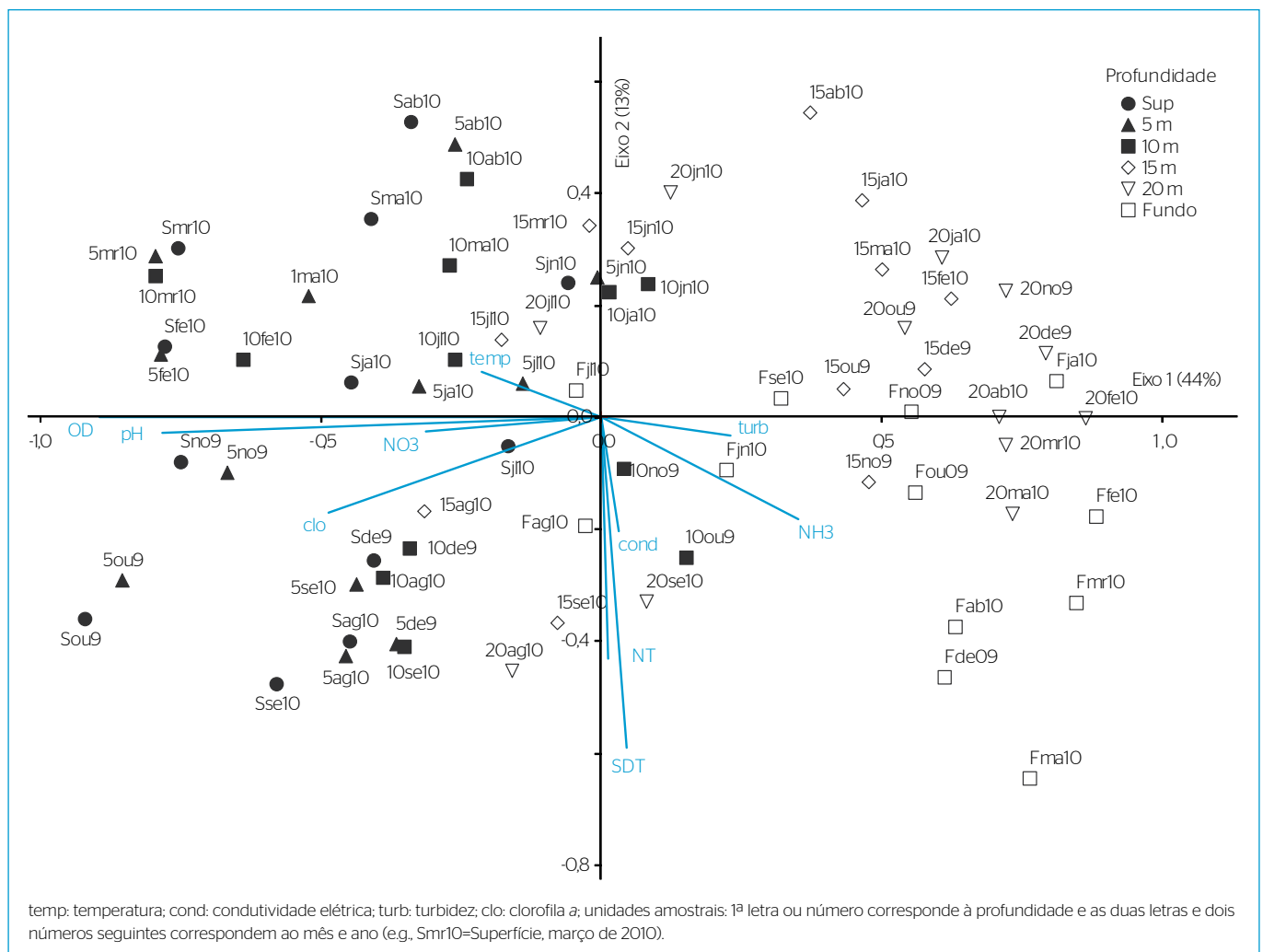


Figura 3 - Análise de componentes principais aplicada a 11 variáveis limnológicas do Lago Paranoá e nas profundidades e meses de outubro de 2009 e setembro de 2010 (n=72).

Ao todo, foram registrados na região central do Lago Paranoá 94 táxons, distribuídos em 10 classes taxonômicas, das quais as mais representativas foram *Chlorophyceae* (44,7%) e *Cyanobacteria* (16,0%). A média da riqueza nas unidades amostrais foi de 30 táxons. Com exceção dos meses de mistura e transição (junho a setembro de 2010), a riqueza tendeu ao decréscimo da superfície (média=35 táxons) para o fundo (média=20 táxons).

O valor médio do H', baseado na densidade, foi de 2,09 bits.indivíduo⁻¹. Baseando-se na biomassa, no entanto, encontrou-se um valor cerca de 1,5 vez maior que o índice baseado na densidade. A J' média baseada na densidade e na biomassa foi, respectivamente, de 0,45 e 0,67.

Nesse sentido, em termos de densidade, a classe dominante foi *Cyanobacteria*, com mais de 85% do total de indivíduos da grande maioria das unidades amostrais (Figura 4). A dominância desse grupo foi maior no epilimnio, tendendo a menores densidades próximas ao fundo, que mostrou maior representação de outras classes.

Em contrapartida, se tomados os valores de biomassa, as classes *Bacillariophyceae* (36%) e *Chlorophyceae* (29%) ganharam destaque, enquanto *Cyanobacteria* ficou em terceira posição (20%). Os baixos biovolumes das espécies de *Cyanobacteria*, a despeito da grande densidade, não foram capazes de sobrepor a biomassa das espécies de outras classes, tornando seu grupo menos expressivo. As demais classes, além das três citadas, contribuíram com apenas 15% da biomassa total.

Tabela 1 – Média, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis limnológicas do Lago Paranoá entre outubro de 2009 e setembro de 2010 (n=72).

Variáveis	Média	DP	CV (%)
Transparência da água (m)*	2,890	0,830	29
Temperatura da água (°C)	23,390	1,940	8
pH	7,270	0,390	5
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	99,000	8,000	8
NTU	2,700	2,200	84
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	4,410	3,080	70
SDT (mg.L ⁻¹)	65,200	3,800	6
N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	598,000	359,000	60
N-NO ₃ (µg.L ⁻¹)	344,000	182,000	53
NT (µg.L ⁻¹)**	1.088,000	242,000	22
PT (µg.L ⁻¹)	13,000	11,000	82
PSR (µg.L ⁻¹)	2,000	4,000	216
Razão molar NT/PT**	228,000	138,000	60
Clorofila a (µg.L ⁻¹)	3,200	1,900	58
Densidade (ind.mL ⁻¹)	5.883,000	6.553,000	110
Biomassa (mg.L ⁻¹)	0,309	0,277	89

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; *n=12; NTU: turbidez; SDT: sólidos dissolvidos totais; NT: nitrogênio total; **n=60; PT: fósforo total; PSR: fósforo solúvel reativo.

As espécies que contribuíram com pelo menos 5% da biomassa foram consideradas descritoras da comunidade fitoplanctônica (Tabela 2). As 27 espécies selecionadas pertencem a 9 classes taxonômicas e foram incluídas em 13 grupos funcionais, segundo os critérios de Reynolds *et al.* (2002) e Padišák, Crossetti e Naselli-Flores (2009). Houve destaque para os grupos funcionais C, J e F, que foram representados, respectivamente, pelas diatomáceas, clorococales sem bainha mucilagínosa e clorococales coloniais. É importante ressaltar que os grupos funcionais K (cianobactérias picoplanctônicas) e S1 (cianobactérias filamentosas), contribuíram, quando juntos, apenas com 15,4% da biomassa, embora tenham dominado o lago em termos de densidade.

A CCA (Figura 5) revelou que houve relação significativa entre variáveis abióticas e grupos funcionais do fitoplâncton ($p=0,001$; 998 permutações — Teste de Monte Carlo), rejeitando a hipótese de não relação entre as variáveis ambientais e os grupos funcionais. Os dois primeiros eixos canônicos explicaram juntos 28,6% da variância e apresentaram altos valores de correlação de Pearson espécie-ambiente (0,840 e 0,781, respectivamente).

As variáveis ambientais mais importantes para a ordenação do eixo 1 foram temperatura e pH, enquanto as variáveis que explicaram a ordenação do eixo 2 foram SDT e N-NO₃. Entre os grupos funcionais, os que mais se correlacionaram ao eixo 1 foram K ($r=0,58$) e S1 ($r=0,74$). Os grupos C ($r=0,58$), F ($r=0,64$) e X1 ($r=0,52$) estiveram mais correlacionados ao eixo 2. De modo geral, os grupos S1, K e L0 estiveram associados às camadas superficiais, principalmente em meses quentes e de estratificação, posicionando-se do lado direito do gráfico. Do lado esquerdo da CCA, posicionou-se a maior parte das unidades amostrais de fundo e as unidades amostrais de superfície, nas quais se encontraram os grupos C, X2, Y, P e W2.

Em cerca de 76% das unidades amostrais, principalmente nas camadas de superfície, os valores de células de cianobactérias estiveram acima do limite da Portaria do MS nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011), que é de 10.000 células.mL⁻¹, intensificando o monitoramento desses organismos com frequência semanal (Tabela 3). Por sua vez, as unidades amostrais que estiveram acima de 20.000 células.mL⁻¹, a partir da legislação que exige o monitoramento de cianotoxinas em amostras de água na saída do tratamento, corresponderam a aproximadamente 68% do total.

DISCUSSÃO

Ambiente físico e químico

O padrão sazonal observado neste estudo, com período de mistura entre junho e agosto e estratificação entre outubro e maio, discorda dos dados de outros autores que foram obtidos em pontos diferentes do Lago Paranoá com menores profundidades. Por exemplo, segundo

Mendonça-Galvão (2005), esse reservatório apresenta mistura o ano todo, porém, com microestratificações não duradouras que se formam em determinados horários do período diurno.

Por outro lado, o estudo de Alves, Cavalcanti e Mattos (1988), em escala nictemeral no mês de outubro em um ponto na porção central do reservatório, demonstrou que a estratificação formada durante o dia foi estável o suficiente para não ser interrompida mesmo durante a noite. Além disso, os padrões de distribuição de outras variáveis limnológicas da presente investigação, principalmente OD, pH, N-NO₃, N-NH₃, clorofila *a* e biomassa fitoplanctônica, observados ao longo do ano e da coluna d'água, corroboram a sazonalidade observada para o regime de mistura no reservatório.

Em contrapartida, dados qualitativos da biota do Lago Paranoá colhidos no presente estudo, como a presença de diatomáceas centrais que não são esperadas no epilímnio de ambientes estratificados, sugerem

um ambiente dinâmico e instável (REYNOLDS, 2006). Portanto, a partir do conjunto de informações e dados coletados até aqui, infere-se que o Lago Paranoá, na sua região central, é um sistema dinâmico que possui processos de circulação recorrentes em intervalos irregulares mesmo estando sujeito à sazonalidade climática, apresentando características de lagos e reservatórios polimíticos quentes e descontínuos (WETZEL, 2001).

Em relação aos nutrientes, as baixas concentrações de PT encontradas na maior parte das unidades amostrais (tanto na superfície quanto no fundo) classificaram o Lago Paranoá como oligomesotrófico durante o período de estudo (SALAS; MARTINO, 1991). Além do mais, os altos valores da razão molar NT/PT corroboraram a escassez de fósforo no sistema, demonstrando que esse nutriente é um fator limitante ao crescimento da comunidade fitoplanctônica do reservatório, de acordo com as razões de Redfield, amplamente usadas em

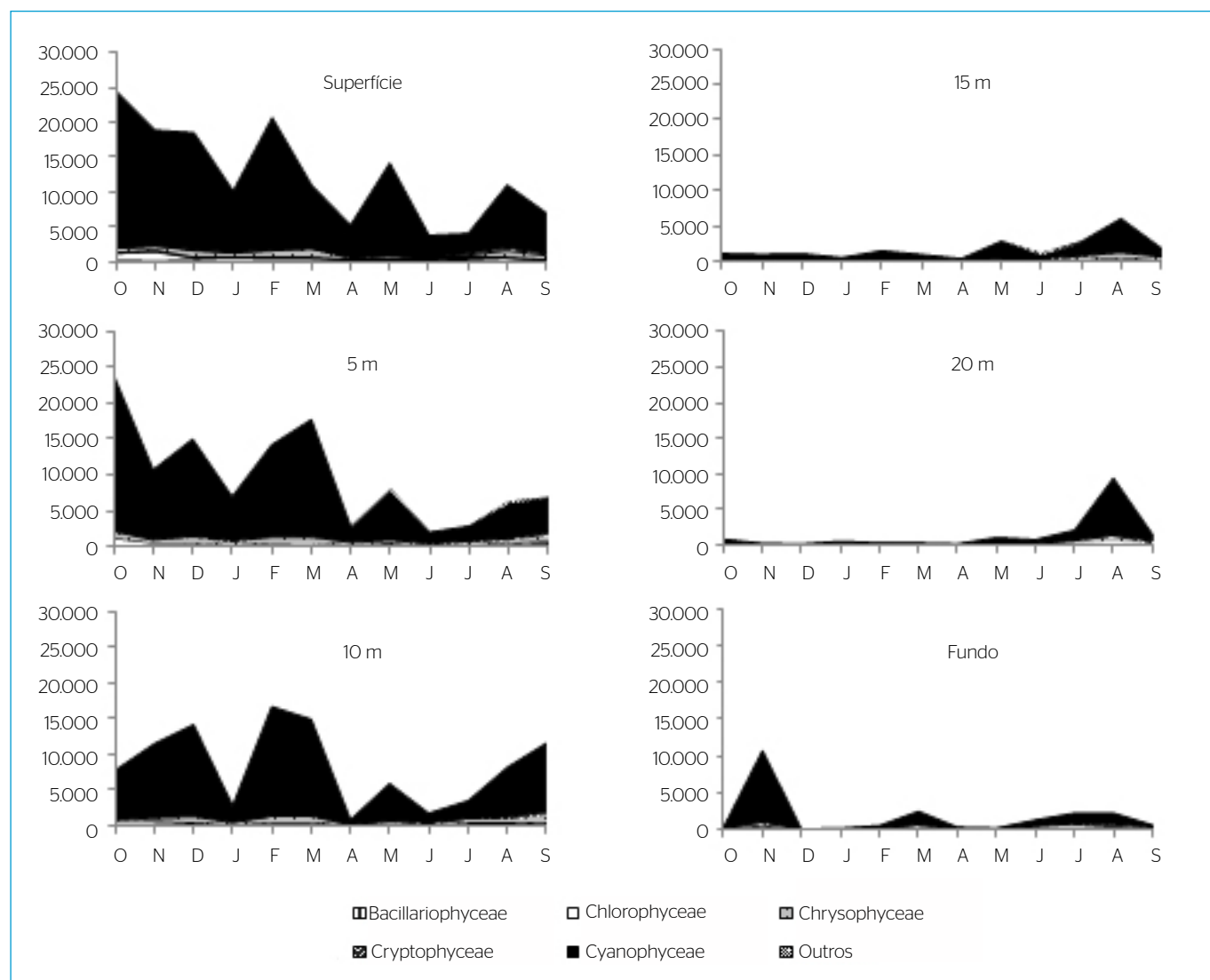


Figura 4 - Variação sazonal e vertical das classes do fitoplâncton em termos de densidade (indivíduos.mL⁻¹) no Lago Paranoá entre outubro de 2009 e setembro de 2010.

águas continentais (HUSZAR *et al.*, 2005). No entanto, é importante notar que o Lago Paranoá possui regiões que ainda recebem os esgotos tratados de Brasília e que conservam características mesoeutróficas,

Tabela 2 - Espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica do Lago Paranoá e seus respectivos grupos funcionais (GF) e taxonômicos (CT), e a contribuição relativa de cada grupo funcional entre outubro de 2009 e setembro de 2010.

GF	CT	Espécies	Característica do habitat/grupo*	%
C	BACI	<i>Aulacoseira cf. granulata</i>	Eutrófico/espécies sensíveis à estratificação	29,7
	BACI	<i>Discostella sp.</i>		
J	CHLO	<i>Coelastrum pulchrum</i>	Ambiente raso, misturado e rico em nutrientes	12,4
	CHLO	<i>Coelastrum reticulatum</i>		
	CHLO	<i>Tetraedron regulare</i>		
F	CHLO	<i>Eutetramorus fottii</i>	Mesotrófico, misturado e claro	11,1
	CHLO	<i>Eutetramorus tetrasporus</i>		
	CHLO	<i>Oocystis pusilla</i>		
	CHLO	<i>Willea sp.</i>		
X2	CRYP	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	Mesotrófico e raso	9,2
	CRYP	<i>Cryptomonas cf. phaseolus</i>		
	CRYP	<i>Cryptomonas tetrapirenoidosa</i>		
	CRYP	<i>Rhodomonas lacustris</i>		
K	CYAN	<i>Aphanocapsa holsatica</i>	Raso; rico em nutrientes	8,6
	CYAN	<i>Radiocystis geminata</i>		
S1	CYAN	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	Misturado e turbido (baixa luminosidade)	6,8
	CYAN	<i>Planktolyngbya sp. 1</i>		
B	BACI	<i>Discostella pseudostelligera</i>	Mesotrófico; misturado	4,6
X3	CRYS	<i>Chromulina sp.</i>	Oligotrófico; raso; misturado	3,5
L ₀	DINO	Dynophyceae sp. 1	Oligo a eutrófico; profundo e raso; ambientes de médio a grande porte	1,8
	DINO	Dynophyceae sp. 2		
	DINO	<i>Peridinium umbonatum</i>		
P	BACI	<i>Aulacoseira cf. ambigua</i>	Semimisturado ou misturado; enriquecido	1,2
	ZYGN	<i>Staurastrum sp.</i>		
X1	CHLO	<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	Eu-hipereutrófico; raso	0,8
Y	CRYP	<i>Cryptomonas erosa</i>	Grandes criptomonados	0,5
W2	EUGL	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	Mesotrófico; raso	0,4

(BACI=Bacillariophyceae, CHLO=Chlorophyceae, CRYP=Cryptophyceae, CYAN=Cyanobacteria, CHRY=Chrysophyceae, DINO=Dinophyceae, ZYGN=Zygnematophyceae, EUGL=Euglenophyceae).

mais especificamente os braços do Riacho Fundo e Bananal (MAR DA COSTA *et al.*, 2016).

Pela PCA, foi possível notar que o reservatório no local amostrado tende a apresentar um gradiente vertical muito mais acentuado do que o gradiente sazonal. Assim, esses resultados demonstram a importância dos estudos em escala vertical, já que o regime de circulação nesse ecossistema tem se mostrado como fator chave para a disponibilidade dos recursos e, conseqüentemente, da dinâmica e estrutura da comunidade fitoplanctônica.

Fitoplâncton: abordagem ecológica

Foi possível observar uma redução na riqueza, se comparada à região central do Lago Paranoá (S=94) nos estudos prévios realizados em outras regiões, como no braço do Torto (S=153), por exemplo (MENDONÇA-GALVÃO, 2005). Em geral, a zona mais próxima à barragem apresenta caráter mais oligotrófico que as demais áreas de um reservatório (STRAŠKRABA; TUNDISI, 1999), explicando tais resultados. Porém, a riqueza ainda foi mais alta que a dos estudos de períodos em que o reservatório apresentou condições eutróficas. Por exemplo, Branco e Senna (1996a) registraram 30 táxons.

Ainda sobre esse aspecto, algumas espécies de cianobactérias outrora dominantes no Lago Paranoá (*Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*) não foram sequer encontradas nas amostras do ensaio qualitativo do atual estudo. No entanto, dados recentes não publicados da CAESB registram a presença desses táxons, principalmente nos braços que ainda abrigam condições eutróficas, servindo, portanto, de inóculos dessas espécies para o reservatório.

Em termos quali e quantitativos, houve discrepância entre os grupos taxonômicos dominantes quando considerados os dados de densidade e biomassa. Carneiro, Bini e Rodrigues (2010) sugerem que os dados de densidade podem substituir satisfatoriamente os dados de biomassa em estudos de monitoramento da comunidade fitoplanctônica, pelo processo de obtenção do biovolume das espécies ser oneroso.

Os dados de densidade da espécie *Aphanocapsa holsatica* sugerem dominância de cianobactérias, enquanto os dados de biovolume, convertidos em biomassa, mostraram que *Bacillariophyceae* e *Chlorophyceae* foram os grupos taxonômicos dominantes, sendo *Cyanobacteria* apenas a terceira classe em termos de contribuição relativa à biomassa da comunidade fitoplanctônica. Tendo isso em vista, foi observada uma composição semelhante por Mendonça-Galvão (2005) no braço do Torto.

Além do mais, os valores do H' apresentaram tendências completamente opostas, se baseado em densidade ou em biomassa. Como os valores de densidade de *Aphanocapsa holsatica* foram muito altos ao longo da grande maioria das unidades amostrais (em algumas, acima de 80% da densidade total), a diversidade tendeu a ser mais baixa (quando comparada aos valores obtidos com o biovolume) e a apresentar valores crescentes da superfície para o fundo do reservatório.

O H' obtido a partir dos dados de biomassa apresentou valores mais altos e tendência de decréscimo das camadas superficiais para as camadas mais profundas (exceto nos períodos de mistura de junho a agosto de 2010 e transição em setembro de 2010). Isso porque a contribuição relativa dos táxons dominantes foi menor em comparação

à contribuição de *Aphanocapsa holsatica* à densidade total. O mesmo padrão foi observado para a J' .

Em relação aos grupos funcionais, os que mais se destacaram foram: C (diatomáceas), J (clorococais sem bainha) e F (clorococais coloniais mucilaginosas). O fato do grupo C (*Discostella* sp.)

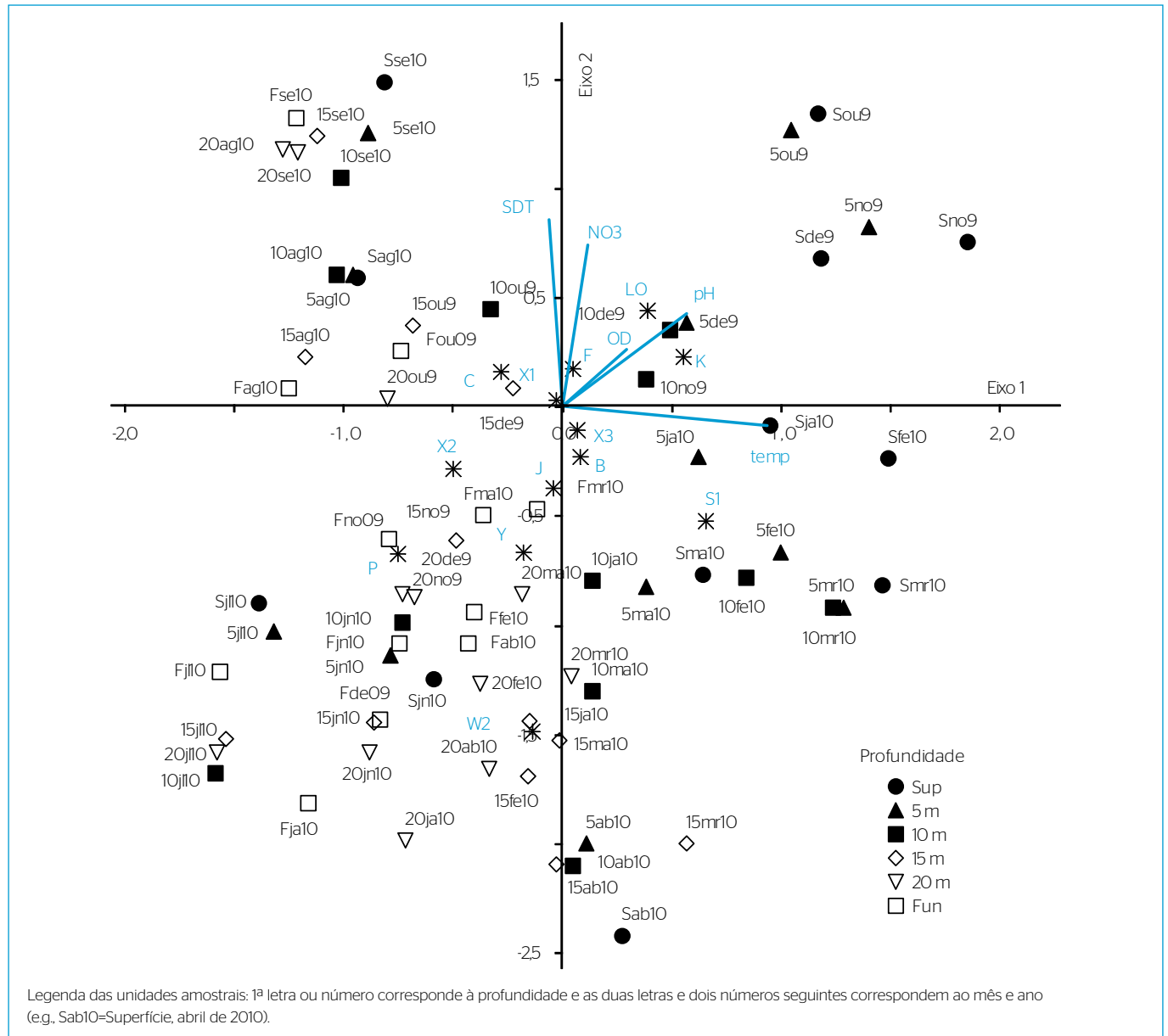


Figura 5 - Análise de correspondência canônica de cinco variáveis ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido, nitrogênio nitrato, sólidos dissolvidos totais e pH) e dos grupos funcionais do fitoplâncton ao longo da coluna d'água do Lago Paranoá entre outubro de 2009 e setembro de 2010 (n=72).

Tabela 3 - Valores de mínimo, máximo, média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação de cianobactérias do Lago Paranoá entre outubro de 2009 e setembro de 2010 (n=72). O limite da Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011) também é apresentado.

Cyanobacteria	Mín	Máx	Média	Mediana	DP	CV (%)	LP*
Células.mL ⁻¹	243	1.064.114	118.421	34.945	187.477	158	10.000

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; LP: limite da Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914/2011; *art. 40, anexos XI e XII.

se sobressair pode ser explicado pela mistura ocorrer intensamente no lago (grande área para ação dos ventos), como havia discutido Mendonça-Galvão (2005). Esse gênero apresenta biovolume relativamente alto, com tendência a afundar na coluna d'água. Assim, a permanência de diatomáceas ao longo do perfil vertical em geral é função da turbulência do sistema (FONSECA; BICUDO, 2008). O teste de Monte Carlo (CCA) rejeitou a hipótese nula de não relação entre as matrizes de dados bióticos e abióticos, revelando que a dinâmica do fitoplâncton no reservatório do Paranoá é determinada por fatores ambientais.

Ainda em relação à CCA, observou-se alta correspondência entre temperatura e os grupos funcionais formados por cianobactérias (K e S1). Essa observação corrobora os achados de Kosten *et al.* (2012) de dominância de cianobactérias em lagos rasos com condições de aumento de temperatura. Tendo em vista as mudanças climáticas ocorridas em escala global, é crucial o entendimento da ecologia desses organismos, dada sua importância, tanto do ponto de vista ecológico quanto sanitário.

Fitoplâncton: abordagem sanitária

A presença de organismos que promovem sabor e odor em reservatórios de abastecimento tem sido motivo de reclamação de usuários e preocupação para as empresas e agências responsáveis pelo tratamento de água (WATSON, 2004; LIU *et al.*, 2016). Alguns estudos têm demonstrado que compostos orgânicos voláteis (VOCs) que conferem sabor e odor (e.g., geosmina) nas águas são comumente produzidos por diatomáceas, dentre elas algumas cianobactérias (WATSON, 2004; WATSON; RIDAL; BOYER, 2008) e criptofíceas (BRANCO, 1986). Davies, Roxborough e Mazumder (2004), no entanto, observaram que raramente tais problemas em águas de abastecimento ocorrem em mananciais oligotróficos, os quais costumam apresentar baixa biomassa e alta diversidade de espécies. Nessas condições, ainda que subprodutos organolépticos sejam produzidos pelas algas, suas concentrações são relativamente baixas. Logo, o Lago Paranoá, apesar de ter sido classificado como oligomesotrófico, apresentou no presente estudo algas que podem potencialmente provocar gosto ou cheiro na água do reservatório (e.g., B — diatomáceas; Y — criptofíceas, K — cianobactérias picoplantônicas).

Outro problema indesejável produzido pelas algas no âmbito do tratamento da água é a obstrução de filtros (BRANCO, 1986). Por serem as diatomáceas dos grupos B e C (*Aulacoseira* e *Discostella*), com envoltório rígido formado por compostos de sílica, algas que correspondem em média a cerca de 34% da biomassa no Lago Paranoá, a potencial obstrução de filtros deve ser levada em consideração para o projeto da estação de tratamento. Algas do grupo F (em média, 11% da biomassa total) são caracterizadas por apresentar envoltórios de gelatina, o que as tornam também agentes de obstrução de filtros (BEYRUTH, 1996) e,

ainda, organismos resistentes à ação do cloro residual ao longo do sistema de distribuição. A massa gelatinosa pode, além disso, servir para proteção de bactérias e patógenos contra a ação do cloro (BRANCO, 1986), o qual é o desinfetante de uso comum nas estações de tratamento de água do Brasil.

Ainda em relação aos aspectos sanitários, as cianobactérias certamente são o principal grupo fitoplantônico a gerar esse tipo de discussão. Na literatura, as espécies reportadas com maior frequência em florações tóxicas em reservatórios brasileiros são as formadoras de grandes colônias, como as do gênero *Microcystis* (grupo funcional M), ou filamentosas heterocitadas, como *Cylindrospermopsis raciborskii* (grupo funcional S_N) (SANT'ANNA *et al.*, 2008). Na região central do Lago Paranoá, por outro lado, a espécie predominante neste estudo (*Aphanocapsa holsatica*) é classificada como picoplantônica, ou seja, possui diâmetros celulares <2 µm.

Gomes *et al.* (2012) também registraram o gênero *Aphanocapsa* (sem identificar a espécie) em elevadas densidades (>10⁵ células.mL⁻¹) em um reservatório de Minas Gerais, alternando-se entre florações dos gêneros *Microcystis* e *Sphaerocavum*. Nesse caso, a presença de toxinas foi detectada apenas nestes dois últimos gêneros. Importante mencionar, porém, que embora não haja registros de toxicidade especificamente para *Aphanocapsa holsatica*, outra espécie do mesmo gênero, também picoplantônica (*A. cumulus*), já foi citada como produtora de microcistinas em um reservatório de abastecimento da região Nordeste do Brasil (DOMINGOS *et al.*, 1999).

Dados não publicados já demonstram a presença de microcistina em concentrações abaixo do limite da Portaria MS nº 2.914/2011 (<1,0 µg.L⁻¹) (BRASIL, 2011) no Lago Paranoá. Há também o registro dessa hepatotoxina em concentrações de até 1,0 µg.L⁻¹ em amostras de água do Braço do Riacho Fundo (STARLING, 2010). Recentemente, Abbt-Braun *et al.* (2014), em estudo sobre a presença de micropoluentes orgânicos e outros compostos no lago (incluindo o ponto amostrado no presente estudo) apresentaram, em contrapartida, valores das principais variantes de microcistinas abaixo do limite de detecção (entre <2 e 5 ng.L⁻¹), utilizando técnicas de cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas sequencial (LC-MS/MS). Também foram investigadas as concentrações de cilindrospermopsinas que ficaram abaixo do limite de detecção do método.

Apesar desses registros acima, não se sabe ao certo a identidade da(s) espécie(s) produtoras dessas toxinas. Além de *Aphanocapsa holsatica*, o presente estudo também encontrou espécies de *Planktolyngbya* e *Radiocystis* em números relativamente expressivos na porção central do Lago Paranoá. Esses gêneros também foram reportados como produtores de toxinas por Sant'Anna *et al.* (2008).

Independentemente da espécie, porém, ao se confrontar a concentração de células de cianobactérias registrada neste estudo com

a Portaria MS nº 2.914/2011, os valores superiores a 10.000 células.mL⁻¹ já recomendam que o monitoramento passe de frequência mensal para semanal (BRASIL, 2011). Além disso, a maior parte das amostras (~68%) apresentou valores acima de 20.000 células.mL⁻¹, o que também obrigaria a empresa de saneamento do DF a monitorar as cianotoxinas no ponto de tomada d'água e na saída do tratamento.

CONCLUSÕES

O fitoplâncton da região central do Lago Paranoá nos anos de 2009–2010 apresentou-se como típico de um ambiente mesotrófico, embora os dados de nutrientes e clorofila *a* apontem condições oligomesotróficas. A dinâmica dessa comunidade foi determinada pelo regime sazonal de mistura e estratificação do reservatório. Durante os meses de mistura e transição houve aumento na biomassa de diatomáceas (grupo C), enquanto ao longo do perfil vertical houve tendência dos grupos K e S1 (cianobactérias) se localizarem nas camadas mais superficiais nos meses quentes.

Tendo em vista a presença de grupos funcionais de diatomáceas centrais, clorococales com envoltório gelatinoso, cianobactérias picoplanctônicas e criptofíceas e a possibilidade do uso do Lago Paranoá como fonte de abastecimento público, a influência desses organismos nos sistemas de tratamento de água e de distribuição e na qualidade organoléptica e toxicológica da água não deve ser subestimada.

Pela legislação vigente (Portaria MS nº 2.914/2011), as densidades de cianobactérias registradas já obrigariam o monitoramento semanal desses organismos, incluindo análise de cianotoxinas. Por já haver evidências de cianotoxinas no Lago Paranoá, ainda que em baixas concentrações, recomenda-se que maiores investigações sejam realizadas para descobrir se a espécie dominante no período deste estudo (*Aphanocapsa holsatica*) pode ser produtora de microcistinas, assim como o real impacto desses organismos para o tratamento da água do Lago Paranoá. Por fim, espera-se que os dados apresentados aqui sirvam como referência para o entendimento das mudanças recentes pelas quais o Lago Paranoá vem passando, principalmente em relação às espécies fitoplanctônicas dominantes e também em relação à qualidade da água.

REFERÊNCIAS

- ABBT-BRAUN, G.; BÖRNICK, H.; BRANDÃO, C.C.; CAVALCANTI, C.B.G.; CAVALCANTI, C.P.; FRIMMEL, F.H.; MAJEWSKY, M.; STEINIGER, B.; TRÖSTER, M.; WORCH, E. (2014) Water quality of tropical reservoirs in a changing world - the case of Lake Paranoa, Brasília, Brazil. *In*: LORZ, C.; MAKESCHIN, F.; WEISS, H. (Eds.). *Integrated Water Resource Management in Brazil*. Londres: IWA Publishing. p. 73-95.
- ALTAFIN, I.G.; MATTOS, S.P.; CAVALCANTI, C.G.B.; ESTUQUI, V.R. (1995) Paranoá Lake: Limnology and Recovery Program. *In*: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL. p. 325-349.
- ALVES, P. (2016) Lago Paranoá está contaminado e população não deve nadar nem pescar. *Metrópoles*. Disponível em: <<http://www.metropoles.com/distrito-federal/meio-ambiente/lago-paranoa-esta-contaminado-e-populacao-nao-deve-nadar-nem-pescar>>. Acesso em: 11 jan. 2017.
- ALVES, V.R.E.; CAVALCANTI, C.G.B.; MATTOS, S.P. (1988) Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos, em um período de 24 horas, no Lago Paranoá, Brasília-DF, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 2, p. 119-218.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (2005) *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Nova York: APHA. 1268 p.
- BEYRUTH, Z. (1996) *Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-1992. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental*. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. (2006) *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. 2. ed. São Carlos: RiMa. 502 p.
- BRANCO, C.W.C.; SENNA, P.A.C. (1994) Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Algological Studies*, v. 75, p. 85-96.
- BRANCO, C.W.C.; SENNA, P.A.C. (1996a) Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoá Reservoir, Brazil). *Algological Studies*, v. 81, p. 69-84.
- BRANCO, C.W.C.; SENNA, P.A.C. (1996b) Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-*a*, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in Paranoá reservoir, Brasília, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 337, p. 171-181.
- BRANCO, S.M. (1986) *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB. 640 p.
- BRASIL. Agência Nacional de Águas. (2009) Resolução nº 158, de 30, de março de 2009. Outorga dada à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal para captação de água no reservatório da Usina Hidrelétrica do Paranoá. *Diário Oficial da União*, Brasília, n. 65, p. 118, Seção 1.

_____. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. (2003) Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. *Diário Oficial da União*, Brasília, p. 56.

_____. Ministério da Saúde. (2011) Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, Brasília. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 27 jun. 2016.

CAPUTO, L.; NASELLI-FLORES, L.; ORDOÑEZ, J.; ARMENGOL, J.P. (2008) Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). *Freshwater Biology*, v. 53, p. 2543-2556. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02082.x

CARNEIRO, F.M.; BINI, L.M.; RODRIGUES, L.C. (2010) Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicators*, v. 10, p. 249-255. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.05.004>

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (1999) *Toxic cyanobacteria in water: guide to their public health consequences*. Londres: WHO. 400 p.

CRONBERG, G. (1977) *The Paranoa Reservoir Restoration Project: phytoplankton ecology and taxonomy*. Final report to CAESB. Brasília: Project PAHO/WHO. 76 p.

DAVIES, J.M.; ROXBOROUGH, M.; MAZUMDER, A. (2004) Origins and implications of drinking water odors in lakes and reservoirs of British Columbia, Canada. *Water Research*, v. 38, p. 1900-1910. DOI: 10.1016/j.watres.2004.01.008

DI BERNARDO, L. (1995) *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: ABES. 127 p.

DOMINGOS, P.; RUBIM, T.K.; MOLICA, R.J.R.; AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W. (1999) First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a Northeast Brazilian drinking water supply. *Environmental Toxicology*, v. 14, p. 31-35. DOI: 10.1002/(SICI)1522-7278(199902)14:1<31::AID-TOX6>3.0.CO;2-B

DUNLAP, C.R.; SKLENAR, K.S.; BLAKE, L.J. (2015) A Costly Endeavor: Addressing Algae Problems in a Water Supply. *Journal American Water Works Association*, v. 107, n. 5, p. E255-E262. <http://dx.doi.org/10.5942/jawwa.2015.107.0055>

DZIALOWSKI, A.R.; SMITH, V.H.; HUGGINS, D.G.; DENOYELLES, F.; LIM, N.-C.; BAKER, D.S.; BEURY, J.H. (2009) Development of predictive models for geosmin-related taste and odor in Kansas, USA, drinking water reservoirs. *Water Research*, v. 43, p. 2829-2840. DOI: 10.1016/j.watres.2009.04.001

FERRANTE, J.E.T.; RANCAN, L.; NETTO, P.B. (2001) Meio Físico. In: FONSECA, F.O. (Ed.) *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: SEMARH. p. 45-79.

FONSECA, B.M.; BICUDO, C.E.M. (2008) Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 600, p. 267-282. DOI: 10.1007/s10750-007-9240-9

GEMELGO, M.C.P.; MUCCI, J.L.N.; NAVAS-PEREIRA, D. (2009) Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 4, p. 1001-1013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000500004>

GIANI, A.; PINTO-COELHO, R.M. (1986) Contribuição ao conhecimento das algas fitoplanctônicas do reservatório do Paranoá, Brasília, Brasil: Chlorophyta, Euglenophyta, Pirrophyta e Schizophyta. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 9, p. 45-62.

GOMES, L.N.L.; OLIVEIRA, S.M.A.C.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. (2012) Association between biotic and abiotic parameters and the occurrence of cyanobacteria in a Brazilian reservoir. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, p. 4635-4645. DOI: 10.1007/s10661-011-2291-4

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.-D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, v. 35, p. 403-424. DOI: 10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x

HUSZAR, V.L.M.; BICUDO, D.C.; GIANI, A.; FERRAGUT, C.; MARTINELLI, L.A.; HENRY, R. (2005) Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e perífiton em ecossistemas continentais lênticos no Brasil. In: ROLDAM, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (Eds.) *Lições em limnologia: fronteiras conceituais*. São Carlos: RiMa. p. 243-260.

KOSTEN, S.; HUSZAR, V.L.M.; BÉCARES, E.; COSTA, L.S.; VAN DONK, E.; HANSSON, L.-A.; JEPPESEN, E.; KRUK, C.; LACEROT, G.; MAZZEO, N.; DE MEESTER, L.; MOSS, B.; LÜRLING, M.; NÖGES, T.; ROMO, S.; SCHEFFER, M. (2012) Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, v. 18, p. 118-126. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02488.x

KRUK, C.; HUSZAR, V.L.M.; PEETERS, E.T.H.M.; BONILLA, S.; COSTA, L.S.; LÜRLING, M.; REYNOLDS, C.; SCHEFFER, M. (2010) A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, v. 55, p. 614-627. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x

KRUK, C.; SEGURA, A.M.; PEETERS, E.T.H.M.; HUSZAR, V.L.M.; COSTA, L.S.; KOSTEN, S.; LACEROT, G.; SCHEFFER, M. (2012) Phytoplankton species predictability increases towards warmer regions. *Limnology and Oceanography*, v. 57, n. 4, p. 1126-1135. DOI: 10.4319/lo.2012.57.4.1126

LIU, H.; PAN, D.; ZHU, M.; ZHANG, D. (2016) Occurrence and Emergency Response of 2-Methylisoborneol and Geosmin in a Large Shallow Drinking Water Reservoir. *Clean Soil, Air, Water*, v. 44, n. 1, p. 63-71. DOI: 10.1002/clen.201500077

MAGURRAN, A.E. (1988) *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton, Nova Jersey: Princeton University Press. 192 p.

MAR DA COSTA, N.Y.; BOAVENTURA, G.R.; MULHOLLAND, D.S.; ARAÚJO, D.F.; MOREIRA, R.C.A.; FAIAL, K.C.F.; BOMFIM, E.O. (2016) Biogeochemical mechanisms controlling trophic state and micropollutant concentrations in a tropical artificial lake. *Environmental Earth Sciences*, v. 75, p. 854. DOI: 10.1007/s12665-016-5629-y

- MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. (1997) *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 3.0. Oregon: MjMSotware, Gleneden Beach.
- MENDONÇA-GALVÃO, L. (2005) *Comunidade planctônica e o processo de restauração do Lago Paranoá*. 251f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília.
- MENEZES-JUNIOR, A.; NETTO, P.B.; SARAIVA, R.C.F. (2001) O lago na paisagem urbana. *In: FONSECA, F.O. (Org.). Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília: SEMARH. p. 282-291.
- PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, v. 621, p. 119.
- REYNOLDS, C.S. (2006) *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 535 p.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v. 24, n. 5, p. 417-428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>
- SALAS, H.J.; MARTINO, P. (1991) A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, v. 25, n. 3, p. 341-350. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90015-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90015-1)
- SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; WERNER, V.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R. CARVALHO, L.R. (2008) Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies*, v. 126, p. 251-255. DOI: 10.1127/1864-1318/2008/0126-0251
- SILVA, T.F.G.; VINÇON-LEITE, B.; GIANI, A.; FIGUEREDO, C.C.; PETRUCCI, G.; LEMAIRE, B.; VON SPERLING, E.; TASSIN, B.; SEIDL, M.; KHAC, V.T.; VIANA, P.S.; VIANA, V.F.L.; TOSCANO, R.A.; RODRIGUES, B.H.M.; NASCIMENTO, N.O. (2016) Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, p. 95-108. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41520201600100125692>
- STARLING, J.E.M.O. (2010) *Avaliação de bioacumulação de microcistina-LR em tilápias do Nilo (Oreochromis niloticus) exploradas comercialmente no lago Paranoá (Brasília-DF)*. 90f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J.G. (1999) Reservoir ecosystem functioning: theory and application. *In: TUNDISI, J.G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: IIE, Backhuys Publishers. p. 565-597.
- SUN, J.; LIU, D. (2003) Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v. 25, n. 11, p. 1331-1346. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbg096>
- THEMAG ENGENHARIA. (2008) *Estudos de pré-viabilidade para ampliação dos sistemas de abastecimento de água do Distrito Federal utilizando como manancial o Lago Paranoá*. Relatório Técnico. Brasília: Themag Engenharia.
- WANG, S.-H.; DZIALOWSKI, A.R.; MEYER, J.O.; DENOYELLES JR., F.; LIM, N.-C.; SPOTTS, W.W.; HUGGINS, D.G. (2005) Relationships between cyanobacterial production and the physical and chemical properties of a Midwestern Reservoir, USA. *Hydrobiologia*, v. 541, p. 29-43.
- WATSON, S.B. (2004) Aquatic taste and odor: a primary signal of drinking-water integrity. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, v. 67, p. 1779-1795. DOI: 10.1080/15287390490492377
- WATSON, S.B.; RIDAL, J.; BOYER, G.L. (2008) Taste and odour and cyanobacterial toxins: impairment, prediction, and management in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 65, p. 1779-1796. <https://doi.org/10.1139/F08-084>
- WETZEL, R.G. (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*. 3. ed. Nova York: Elsevier Academic Press. 1006 p.
- WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. (2000) *Limnological Analyses*. 3. ed. Nova York: Springer Verlag. 429 p.