
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA VEGETAL)**

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NO
PERÍODO DE CINCO ANOS EM AMBIENTE MESOTRÓFICO (LAGO DAS
NINFEIAS), PARQUE ESTADUAL DAS FONTES DO IPIRANGA, SÃO
PAULO**

JENIFFER SATI PEREIRA

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Área de Concentração Biologia Vegetal).

Julho - 2013

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
NO PERÍODO DE CINCO ANOS EM AMBIENTE MESOTRÓFICO
(LAGO DAS NINFEIAS), PARQUE ESTADUAL DAS FONTES DO
IPIRANGA, SÃO PAULO**

JENIFFER SATI PEREIRA

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Câmpus de Rio Claro, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Área de Concentração Biologia Vegetal).

**Rio Claro, SP
2013**

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
NO PERÍODO DE CINCO ANOS EM AMBIENTE MESOTRÓFICO
(LAGO DAS NINFEIAS), PARQUE ESTADUAL DAS FONTES DO
IPIRANGA, SÃO PAULO**

JENIFFER SATI PEREIRA

ORIENTADOR: Prof. Dr. Carlos E. de M. Bicudo

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Câmpus de Rio Claro, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Área de Concentração Biologia Vegetal).

**Rio Claro, SP
2013**

574.5263 Pereira, Jeniffer Sati
P436e

Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no período de cinco anos em ambiente mesotrófico (Lago das Ninfeias), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo /Jeniffer Sati Pereira. - Rio Claro, 2013

94 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro

Orientador: Carlos Eduardo de M. Bicudo

1. Ecologia aquática. 2. Estratificação. 3. Mistura. 4. Fitoplâncton. 5. Heterogeneidade espacial. 6. Diversidade. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

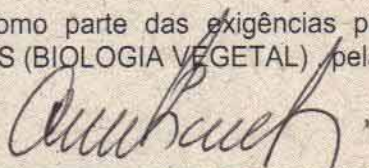
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NO PERÍODO DE CINCO ANOS EM AMBIENTE MESOTRÓFICO (LAGO DAS NINFEIAS), PARQUE ESTADUAL DAS FONTES DO IPIRANGA, SÃO PAULO

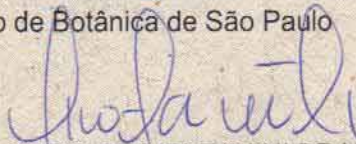
AUTORA: JENIFFER SATI PEREIRA

ORIENTADOR: Prof. Dr. CARLOS EDUARDO DE MATTOS BICUDO

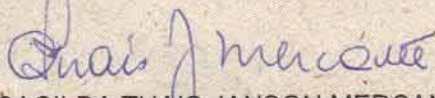
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGIA VEGETAL) pela Comissão Examinadora:



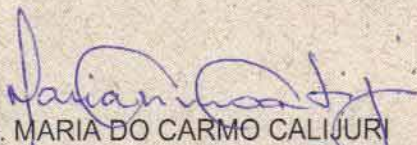
Prof. Dr. CARLOS EDUARDO DE MATTOS BICUDO
Instituto de Botânica de São Paulo



Prof. Dr. CIRO CESAR ZANINI BRANCO
Departamento de Ciências Biológicas / Faculdade de Ciências e Letras de Assis/UNESP



Profa. Dra. CACILDA THAIS JANSON MERCANTE
Instituto de Pesca de São Paulo/ Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo



Profa. Dra. MARIA DO CARMO CALIJURI
Depto de Hidráulica e Saneamento/ Escola de Engenharia/USP/São Carlos



Profa. Dra. MARIA DO CARMO CARVALHO
Companhia Estadual de Saneamento Ambiental/CETESB

“Uma libra de coragem vale mais que uma tonelada de sorte.”

(Provérbio chinês)

*Dedico este trabalho
aos meus pais, Adilson e Margaret, que sempre me incentivam a crescer e a
lutar pelos sonhos;
e aos meus avós, Leni, Jair, Keiko e Shigeru, que me apoiaram e apoiam em
todos os momentos de minha vida.*

AGRADECIMENTOS

Neste espaço, gostaria de expressar meus sinceros e profundos agradecimentos a todos que colaboraram para a concretização desta etapa.

* **Prof. Dr. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo**, pela confiança depositada em mim e por acreditar na minha capacidade de concluir este trabalho. Obrigada “ori” pela paciência, por todos os ensinamentos, pelas conversas e pelos conselhos.

* **Profª Drª Denise de Campos Bicudo**, especialmente por me “socorrer” em meus momentos de desespero. Dê, obrigada também pelos ensinamentos não só profissionais, mas também para a minha vida.

* **Profª Drª Carla Ferragut**, pelas grandes contribuições para o desenvolvimento deste trabalho. Carla, obrigada por ter me ajudado sempre que precisei, desde a minha primeira experiência em identificar algas.

* **Prof. Dr. Luís Maurício Bini**, da Universidade Federal de Goiás, agradeço de forma muito especial pela acolhida em Goiânia e pela importante contribuição ao capítulo 3 desta tese.

* **Amariles, Dorinha, Marly Bataglia, Marly dos Santos e Valdenice**, pela alegria do convívio e pelas conversas descontraídas.

* **Yukio** por me salvar dos “enrosocos” da informática

* **Povo das águas**, os “antigos” que me receberam com tanto carinho no Instituto de Botânica, sempre dispostos a ajudar e compartilhar conhecimentos: Angélica, Bárbara, Cati, Débora, Fernanda, LuFont, Lumãe, Lumineira, Majoi, Murilo, Samantha, Sandra, Sidney, Simone e Thiago. E os “novos” também dispostos a colaborar e trocar conhecimentos: Ana, Gabriela, Gabrielle, Gisele, Karine, Laís, Larissa, Livia, Lucineide, Mariane, Mayara, Priscilla, Simone, Stefania, Stefano e Vanessa.

* **Angélica e LuFont**, um agradecimento especial para as minhas amigas e companheiras de doutorado. Obrigada por ouvirem meus desabafos, minhas angústias, meus lamentos e por dividirem as alegrias e as tensões que o doutorado nos trouxe.

- * **Bárbara**, obrigada pela doçura com que você me ajudou desde minha fase de aprendizado na identificação até os inúmeros cálculos e planilhas decorrentes das contagens do fitoplâncton.
- * **Simone**, agradeço pelo companheirismo e amizade que se iniciou na sala de microscopia nas infinitas manhãs e tardes compartilhadas nas nossas contagens.
- * **Pesquisadores, alunos e funcionários do Núcleo de Pesquisa em Ecologia**, por todos os momentos de descontração, pelas festas, pelas risadas e pelos bate-papos que deixaram essa grande responsabilidade em ser uma doutoranda um pouco mais leve.
- * **Cleyton, Ester, Leonardo, Monaly e Patrícia**, simplesmente pela amizade. Obrigada. Sem vocês minha vida seria muito sem graça.
- * **Coral Universitário Mackenzie**, que pela música me trouxe a paz e o equilíbrio necessários para realização desta etapa. Maestro Parcival Módolo, obrigada por me manter integrante desse coro maravilhoso.
- * **Direção do Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo**, por possibilitar a utilização irrestrita de todas as facilidades do Instituto.
- * **Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)**, pela concessão de bolsa de doutorado.
- * **Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) da Universidade Estadual Paulista (UNESP, “campus” Rio Claro)**, pela oportunidade oferecida.
- * **Família**, pelo incentivo e força. Obrigada pela paciência infinita nesse meu momento de conclusão da tese em que estive tão ausente.
- * **Pai e mãe**, pela compreensão, pelo carinho, pelos momentos de conforto nas minhas dúvidas. Obrigada. Sou o que sou hoje por tudo que me ensinaram e ensinam.

*“I’ve heard it said that people come into our lives for a reason
bringing something we must learn and we are led to those who help us most grow
if we let them and we help them in return”*

(Stephen Schwartz – Wicked)

RESUMO GERAL

A pesquisa foi realizada sobre o Lago das Ninfeias (23°38'18,9"S, 46°37'16,3"W), um reservatório situado no PEFI, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (798 m altitude, 526,38 ha superfície), região sudeste do Município de São Paulo, Brasil. As amostragens foram realizadas mensalmente, em quatro profundidades (subsuperfície, 1 m, 2 m de profundidade e 0,25-0,30 m acima do fundo) da região pelágica do sistema, durante cinco anos consecutivos (1997-2001). Teve como objetivos: (1) avaliar a influência da sazonalidade nos padrões de mistura e estratificação térmica, química e biológica do reservatório, um ecossistema tropical, raso, mesotrófico no período de cinco anos consecutivos (1997-2001); (2) conhecer a variação sazonal e vertical da comunidade fitoplanctônica no mesmo período; (3) analisar a β -diversidade na região pelágica do sistema. As variáveis analisadas foram temperatura do ar e da água, precipitação pluvial, pH, concentrações de OD, CO₂ livre, NO₃⁻, NH₄⁺, NT, PO₄⁻, PT e biomassa fitoplanctônica estimada pela clorofila *a*. Foram identificados 479 táxons de algas repartidos em 13 classes taxonômicas. O reservatório apresentou menor profundidade da Z_{mis} e estratificações térmica e química de dezembro a março detectando-se, no fundo, as maiores concentrações de clorofila *a*, PO₄³⁻, NH₄⁺ e CO₂ livre, além de anoxia sugerindo, por conseguinte, um intenso processo de decomposição e produção fotossintética nesse estrato do reservatório. O período maio-julho foi caracterizado por um perfil isotérmico e pela mistura total da coluna d'água, além de altas concentrações de OD, especialmente na superfície, e químicas menores, com distribuição homogênea ao longo da coluna d'água. O reservatório não exibiu uma característica definida durante o restante dos meses do estudo, apresentando-se ora estratificado ora parcial ou totalmente misturado. Durante o período chuvoso (coluna d'água estratificada) destacaram-se os flagelados *Cryptomonas platyuris* e *Anisonema platysonum*. Uma maior β -diversidade foi também observada durante esse período, diretamente influenciada pela heterogeneidade ambiental. Quando a Z_{mis} foi mais profunda e atingiu o fundo do sistema durante o período seco (coluna d'água misturada), destacou-se *Chrysochromulina breviturrita* (crisofícea) e a completa mistura da coluna d'água ocorrida de maio a julho gerou um decréscimo da β -diversidade. *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* (dinofícea) relacionou-se com os meses

de transição. Assim, as alterações químicas e físicas desempenharam papel determinante no Lago das Ninfas, tanto sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica quanto sobre a variação da β -diversidade.

Palavras chave: β -diversidade, estratificação, fitoplâncton, heterogeneidade espacial, mistura.

GENERAL “ABSTRACT”

Research was carried out at the Ninfeias Pond (23°38'18.9"S, 46°37'16.3"W), a reservoir located in the PEFI, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (798 m altitude, 526.38 ha surface), southeastern region of the Municipality of São Paulo, Brazil. Samplings were gathered monthly at four depths (subsurface, 1 m, 2 m and 0.25-0.30 m from the bottom) of the pelagic region of the system, during five consecutive years (1997-2001). Investigation aimed at (1) evaluating the influence of seasonality on the mixing and thermal, chemical and biological stratification patterns of the reservoir, a tropical, shallow mesotrophic ecosystem, during five consecutive years (1997-2001); (2) knowing the phytoplankton community seasonal and vertical variation during the same period; (3) knowing the β -diversity among layers of the pelagic portion of the reservoir. Variables studied were: air and water temperature, rain precipitation, DO, pH, free CO₂, NO₃⁻, NH₄⁺, NT, PO₄³⁻, TP and the phytoplankton biomass estimated by the chlorophyll *a*. Four hundred and seventy nine algal taxa were identified and classified in 13 taxonomic classes. Reservoir showed less Z_{mix} depth and thermal and chemical stratification from December to March, the greatest chlorophyll *a*, PO₄⁻, NH₄⁺ and free CO₂ concentrations as well as anoxia being detected at the bottom of reservoir, suggesting an intensive decomposition process and photosynthetic production in this layer of reservoir. Period May-July was characteristic by an isothermal profile and the total mixing of the water column, as well as high DO concentrations especially at the reservoir surface, and smaller and homogeneous chemical concentrations along the water column. The reservoir did not show a definite pattern during the remaining months, being sometimes stratified, some other times partial or entirely mixed. During the rainy period (water column stratified) stood out the flagellates *Cryptomonas platyuris* and *Anisonema platysonum*. Greater β -diversity was also observed during this period, which was directly affected by the environmental heterogeneity of the reservoir. When Z_{mix} was deepest as to reach the reservoir bottom during the dry period (water column mixed), *Chrysochromulina breviturrita* (Chrysophyceae) stood out, and a complete water column mixing occurring from May to July causing a decrease of β -diversity. *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* (Dinophyceae) was present during the transition months. Therefore, chemical and physical

changes in the reservoir played a determinant role, both in the structure of the phytoplankton community and in the variation of β -diversity.

Key words: β -diversity, stratification, phytoplankton, spatial heterogeneity, mixing

CONTEÚDO

Introdução Geral	1
1. Fitoplâncton como organismo para estudo	1
2. Os reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga	2
3. Área de estudo	4
3.1. Local de Amostragem	7
3.2. Clima	8
4. Referências citadas	8
Capítulo 1: Thermal, chemical, biological stratification and mixing patterns during five years in a shallow mesotrophic reservoir of southeast Brazil	16
Abstract	16
Resumo	17
1. Introduction	18
2. Material and Methods	19
2.1. Study Area	19
2.2. Methods	20
2.3. Statistic treatment	21
3. Results	21
4. Discussion	30
Acknowledgements	34
References	34
Capítulo 2: Variação sazonal e vertical da comunidade fitoplanctônica do Lago das Ninféias no período de 5 anos	38
Abstract	38

Resumo	39
1. Introdução	40
2. Área de estudo	41
3. Material e Métodos	41
3.1. Fitoplâncton	41
3.1.1 Índices de diversidade biológica	42
3.2. Tratamento estatístico	43
4. Resultados	44
4.1. Composição do fitoplâncton	44
4.2. Biovolume	53
4.3. Análise integrada das variáveis biológicas	58
4.4. Análise integrada das variáveis bióticas e abióticas	59
4.5. Índices de diversidade de Simpson e de Shannon	63
5. Discussão	63
6. Literatura citada	67
Capítulo 3: A variação da estrutura da comunidade fitoplanctônica é controlada pela heterogeneidade ambiental: evidências de um estudo de longa duração.....		71
Abstract	71
Resumo	72
1. Introdução	73
2. Área de estudo	74
3. Material e Métodos	74
3.1. Comunidade Fitoplânctonica	74
3.2. Variáveis abióticas e clorofila <i>a</i>	74
3.3. Análise de dados	75

3.3.1. β -diversidade e heterogeneidade ambiental	75
entre as profundidades	75
3.3.2. Modelos	75
4. Resultados	75
5. Discussão	84
6. Literatura citada	87
Capítulo 4: Considerações finais	90

1. Fitoplâncton como organismo para estudo

Bacias hidrográficas são as unidades naturais no estudo dos ecossistemas aquáticos continentais e terrestres. Suas características têm enorme influência nas condições químicas desses sistemas. Assim, por exemplo, litologia e declividade determinam a disponibilidade dos íons maiores; desenvolvimento da vegetação influencia, grandemente, junto com outros componentes bióticos e sob a ação do clima e do solo, a produção de matéria orgânica; e a interação destes fatores é fundamental para determinar a composição química dos sistemas aquáticos. Não são menos importantes, todavia, a ocupação e o uso da terra e as características morfológicas e métricas da bacia hidrográfica (Rios & Calijuri 1995).

Atualmente, o impacto do homem sobre as águas continentais é grande e vem crescendo de maneira assustadora desde que, tradicionalmente, os rios sempre foram utilizados para despejo dos efluentes resultantes das atividades humanas. Outras ações antropogênicas como, por exemplo, o corte e a queima das matas, o uso inadequado do solo provocando erosão, a agricultura, a construção e o uso de cidades e rodovias também vêm contribuindo, de maneira significativa, para aumentar a concentração de materiais nas águas de escoamento (Margalef 1991).

As represas funcionam, ao interceptar o fluxo de água de um rio, como um verdadeiro ‘coletor de eventos’, proporcionando informações fundamentais sobre as bacias hidrográficas. Constituem importantes pontos de convergência das várias atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica, inclusive de seus usos e de aspectos econômicos e sociais. É importante lembrar que as informações introduzidas no reservatório (entrada de material em suspensão, de nutrientes inorgânicos e orgânicos e de poluentes) interferem, por sua vez, nos processos de organização das comunidades planctônicas, perifíticas e de peixes, bem como na composição química da água e do sedimento. Assim, a qualidade das águas reflete, em grande parte, as atividades humanas no ar, no solo e na própria água de drenagem.

A comunidade fitoplanctônica está sujeita a fatores, entre outros, como nutrientes, luz, pH, temperatura e turbulência e às suas variações no ambiente. Possuem, dessa forma, a habilidade de reagir de maneira positiva ou negativa a essas mudanças, tanto em escala temporal quanto espacial (Stevenson *et al.* 1996, Reynolds 2006). Entretanto, a resposta das espécies da

comunidade é variável e reflete a reorganização da abundância e da composição específica relativa dos diferentes grupos de algas (Reynolds 2006). O fitoplâncton caracteriza-se por possuir um curto tempo de geração das espécies que o compõem. Consequentemente, as flutuações temporais e espaciais, principalmente em sua composição e densidade/biomassa, podem ser consideradas bons indicadores das alterações nos ecossistemas aquáticos (Margalef 1983, Padisák 1992).

O conhecimento das relações entre os grupos de algas, suas estruturas e dinâmicas associados a características limnológicas é, portanto, fundamental para o conhecimento do metabolismo do ecossistema aquático e imprescindível ao buscar estratégias para conservação e recuperação de lagos e reservatórios rasos (Rouf *et al.* 2008).

2. Os reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga

Especificamente sobre o PEFI, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, já foram realizados estudos sobre o clima da região, o tipo de solo, a fitossociologia do estrato arbóreo da floresta e o levantamento florístico fanerogâmico e encontra-se em andamento os levantamentos florísticos criptogâmico e polínico. Desde 1962, através da interpretação de fotografias aéreas pancromáticas, está se avaliando a evolução do uso da terra no PEFI.

Quanto aos ecossistemas aquáticos do Parque, grande parte dos estudos está concentrada no levantamento florístico das comunidades de algas planctônicas e perifíticas e no estudo de sua diversidade. Só muito recentemente foram iniciados os trabalhos ecológicos sobre estas duas comunidades.

Dos três principais reservatórios da reserva, o eutrofizado (Lago das Garças) vem sendo objeto do maior interesse. Foram diversos trabalhos que abordaram aspectos de sua ecologia e a comunidade fitoplanctônica (Ramírez 1996, Tucci 1996, Sant'Anna *et al.* 1997, C. Bicudo *et al.* 1999, Gentil 2000, Ramírez & Bicudo 2002, Tucci 2002, Tucci & Sant'Anna 2003, Ramírez & Bicudo 2005, Fonseca & Bicudo 2008, Crossetti *et al.* 2008a, 2008b); um (Nogueira 1997) abordou a ecologia de um complexo de espécies de *Microcystis*; outro (Nogueira & Ramírez 1998) avaliou a condição trófica do sistema; outro mais (Henry 1999) estudou o conteúdo de calor e a estrutura térmica de reservatórios brasileiros, dentre os quais o Lago das Garças; finalmente, D. Bicudo *et al.* (1999) abordaram a escala de amostragem e a variabilidade de fatores limnológicos. Foram também realizados trabalhos com abordagens abióticas (Mercante & Tucci-Moura 1996, Nogueira & Ramírez 1998, D. Bicudo *et al.* 1999, Henry 1999, Carmo 2000, Bicudo *et al.* 2002, Ramírez & Bicudo 2003, Henry *et al.* 2004, Bicudo *et al.* 2006, 2007); Bicudo *et al.* (2002) determinou a morfometria dos três principais reservatórios; estudos

experimentais foram realizados por Crossetti & Bicudo (2005a, 2005b); pesquisas sobre toxicidade foram desenvolvidos por Aguiar & Azevedo (1998) e Sant'Anna & Azevedo (2000); e, por fim, de produtividade primária por Gil-Gil (2004).

Há várias contribuições feitas para o sistema oligotrófico (Lago do IAG), duas das quais abordaram a ecologia do fitoplâncton (Lopes 1999, Lopes *et al.* 2009), outra a ecologia de duas espécies de Dinophyceae, *Peridinium gatunense* Nygaard e *P. umbonatum* Stein (Rosa 2001); outras, de cunho experimental, avaliaram o efeito do enriquecimento artificial de nitrogênio e fósforo sobre a comunidade de algas perifíticas (Ferragut 1999, 2004, Ferragut & Bicudo 2009, 2010); Vercellino (2001) e Vercellino & Bicudo (2006) abordaram, de forma comparativa, dois ambientes no PEFI, os lagos das Garças e do IAG, estudando a influência do estado trófico e do período climático sobre a sucessão da comunidade de algas perifíticas; finalmente, a caracterização limnológica do Lago do IAG foi providenciada por Bicudo *et al.* (2002).

Ramírez (1996) e Lopes (1999) são os únicos trabalhos dedicados ao estudo das variações vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica em ambientes do PEFI. O primeiro deles (Ramírez 1996) abordou o Lago das Garças, um ambiente eutrófico, trabalhando os dados oriundos de um dia de amostragem nictemeral realizada em cada uma das quatro estações climáticas de um ano. O segundo (Lopes 1999) abordou o Lago do IAG trabalhando os dados coletados em sete dias consecutivos de amostragem nictemeral realizada também durante um ano em cada um dos dois períodos climáticos (seco e chuvoso) que caracterizam a área.

O sistema mesotrófico (Lago das Ninfeias) foi o menos estudado dos três, com apenas cinco trabalhos, dos quais o de Nascimento-Moura (1997) visou ao estudo da taxa de acumulação e a estrutura da comunidade de algas do perifíton; o de Bueno (2000) a ecologia da carácea *Nitella furcata* subsp. *mucronata* var. *mucronata* f. *oligospira*; o de Fonseca (2005) estudou um ano da estrutura fitoplanctônica em quatro profundidades; o de Fonseca e Bicudo (2010) visou conhecer a influência de macrófitas nas estratégias do fitoplâncton; e o de Fonseca e Bicudo (2011) analisou a variação do fitoplâncton no período de um ano.

O presente trabalho teve por objetivo conhecer a composição florística e a estrutura da comunidade do fitoplâncton do Lago das Ninfeias, um ambiente mesotrófico, no período de cinco anos e sua variação ao longo do perfil vertical do reservatório. Tal informação possibilitará, de um lado, generalizações e a construção de teorias sobre a distribuição vertical e sazonal do fitoplâncton em reservatórios tropicais; e de outro lado, constituirá um subsídio absolutamente necessário e indispensável para monitorar, recuperar e modelar os corpos d'água da Reserva Biológica do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga.

Feitas essas considerações, os objetivos definidos para a realização deste trabalho foram:

OBJETIVO GERAL

Conhecer e interpretar a dinâmica da comunidade fitoplanctônica por meio das interações ambientais do sistema mesotrófico (Lago das Ninfeias).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (1) Determinar as interações existentes entre os fatores climáticos, hidrodinâmicos, físicos, químicos e a comunidade fitoplanctônica durante o período de cinco anos consecutivos (1997-2001) e suas variações sazonal e vertical.
- (2) Avaliar os efeitos da heterogeneidade espaço-temporal e de fatores hidrodinâmicos e climáticos na diversidade e na estrutura da comunidade fitoplanctônica.
- (3) Gerar informação adequada para iniciar uma fase de generalizações e formulação de teorias sobre a distribuição vertical e sazonal do fitoplâncton em reservatórios tropicais.

A tese foi organizada em três capítulos, como segue:

- (1) Capítulo 1: Thermal, chemical, biological stratification and mixing patterns during five years in a shallow mesotrophic reservoir of southeast Brazil.
- (2) Capítulo 2: Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica em reservatório tropical raso mesotrófico (Lago das Ninfeias), São Paulo, SP.
- (3) Capítulo 3: A variação vertical da estrutura da comunidade fitoplanctônica é controlada pela heterogeneidade ambiental: evidências de um estudo de longa duração.

3. Área de estudo

O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) situa-se na região sudeste do Município de São Paulo, entre os paralelos 23°38'08"S e 23°40'18"S e os meridianos 46°36'48"W e 46°38'00"W, com altitudes que variam entre 770 e 825 m e área total de 526,38 ha (Barbosa *et al.* 2002) (figura 1).

O PEFI existe como área física desde setembro de 1893. Originou-se da desapropriação de terrenos da Bacia do Ribeirão do Ipiranga (= riacho Ipiranga), que foram declarados como de utilidade pública, sobretudo com a função de manter o abastecimento de água para a região sudeste da capital do Estado. Em agosto de 1969, teve sua denominação mudada de Parque do Estado para Parque Estadual das Fontes do Ipiranga e definidos seus limites em função da natureza da cobertura vegetal e dos usos que, então, lhe tinham sido atribuídos. É administrado por diversos órgãos estaduais que ali, de maneira sucessiva, se instalaram. O Instituto de Botânica tem 162,69 ha (29,6% do total da área) sob sua jurisdição. O restante encontra-se sob a jurisdição das seguintes entidades: Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São

Paulo, Centro de Ciência e Tecnologia da Universidade de São Paulo, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Zôo Safari, 3º Batalhão de Polícia Militar, 97º Departamento da Polícia Civil e Hospital Psiquiátrico de São Paulo (Struffaldi-De-Vuono 1985, Barbosa 1993). Acrescente-se, atualmente, o Parque de Exposições da Água Funda.

As áreas preservadas de vegetação natural constituem um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica no meio de uma região densamente urbanizada da cidade de São Paulo e limítrofe com o maior parque industrial latino-americano, na região do chamado ABCD paulista. Constitui a terceira maior área verde situada em área metropolitana em toda a América Latina. Nas porções que estão sob a jurisdição do Instituto de Botânica, da Fundação Parque Zoológico e do Centro de Ciência e Tecnologia estão localizadas as nascentes do histórico riacho Ipiranga.

A partir de uma série climática de 67 anos (1933-1999) consecutivos e ininterruptos de dados de temperatura do ar e de precipitação, Marques-dos-Santos & Funari (2002) classificaram o clima do PEFI como $B_2 B'_3 r s_2 a$, isto é, úmido, mesotérmico, sem deficiência de água e com grande excesso de água durante o verão, conforme o método de Thornthwaite (1948). Conforme Conti & Furlan (2003), o clima do PEFI pode ser considerado tropical de altitude considerando três critérios: (1) altitude por volta de 800m a partir do Trópico de Capricórnio; (2) amplitude térmica (médias mensais e mínimas anuais) não ultrapassando 6-8°C e (3) média mensal de precipitação em dois meses do ano não ultrapassando 60mm.

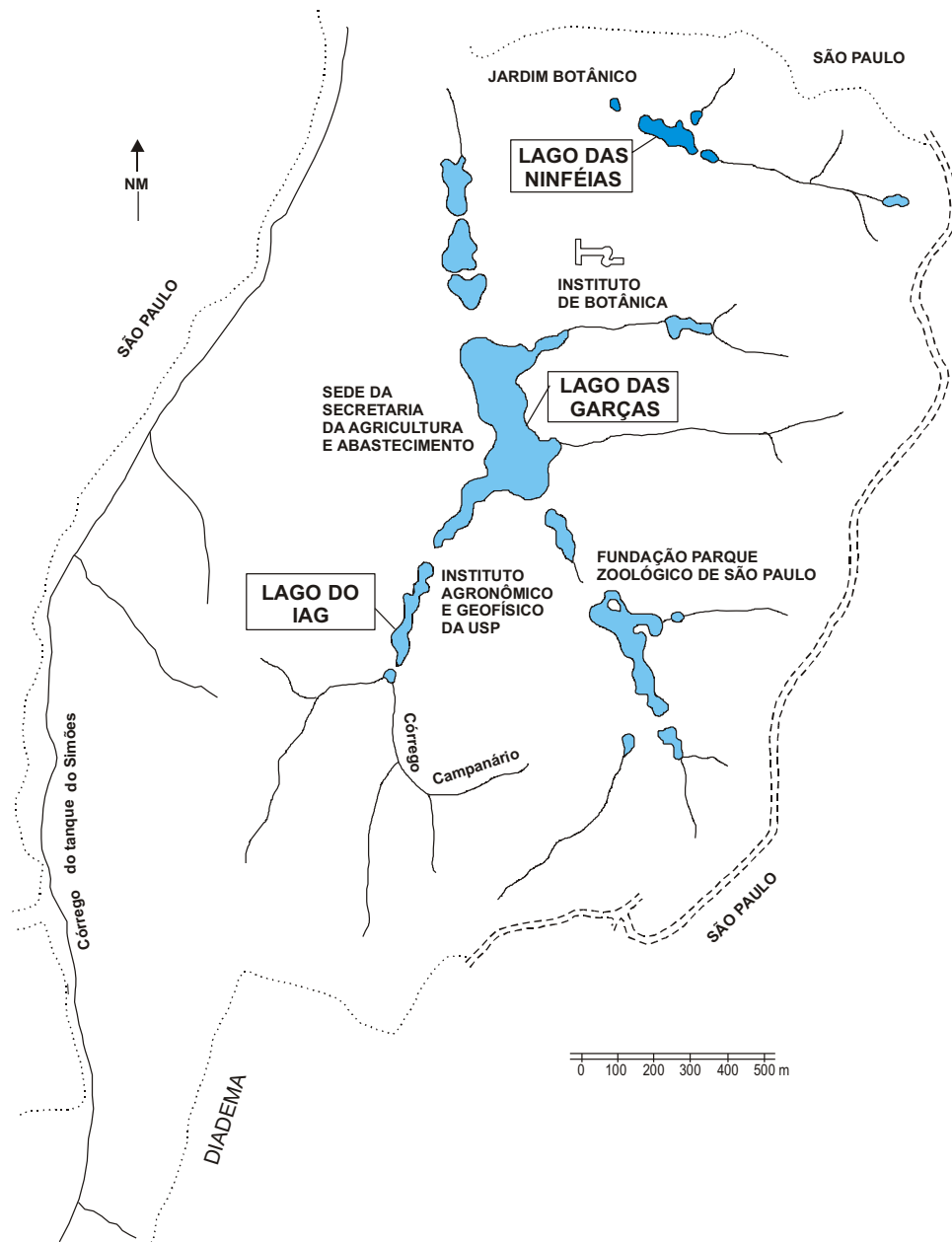


Figura 1. Mapa da Reserva Biológica do Parque do Estado de São Paulo mostrando no alto, à direita, o Lago das Ninféias (modificado de Struffaldi-De-Vuono 1985; elaborado em 1970 pela Seção de Urbanização e Paisagismo do Instituto de Botânica).

O relevo faz parte das colinas dos rebordos do espigão central da cidade de São Paulo (Ab'Sáber 1957). Quanto à geomorfologia, a área pertence à Província do Planalto Atlântico, Zona do Planalto Paulistano, Bacia Sedimentar de São Paulo, de origem flúvio-lacustre e, ao que parece, pliocênica (Ab'Sáber 1956, Almeida 1974).

O solo é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo fase rasa proveniente de transformações de filitos, xistos e rochas granito-gnáissicas (Comissão de Solos 1960). Análises químicas de

amostras coletadas em duas áreas florestadas demonstraram tratar de solos pobres em nutrientes, fortemente ácidos, com níveis tóxicos de alumínio e características potenciais para fixação de fósforo. A capacidade de troca catiônica, que reflete parte da fertilidade do solo, está na dependência, em maior grau, da matéria orgânica produzida pela biomassa florestal ali estabelecida (Struffaldi-De-Vuono 1985).

Estudos de fitossociologia realizados por Struffaldi-De-Vuono (1985) demonstraram que a floresta se encontra em estágio de sucessão de formação florestal climáxica da encosta atlântica, em que não existe predomínio de qualquer família e cada espécie tem importância reduzida e, conseqüentemente, um alto índice de diversidade. Struffaldi-De-Vuono (1985) indicou, ainda, que a vegetação se encontra em estágio de subclímax retrógrado, em que a redução da vitalidade dos indivíduos arbóreos vem permitindo proliferação de plantas mais agressivas e menos exigentes, como cipós e bambus, muito provavelmente pela constante emissão de poluentes atmosféricos oriundos das atividades urbana e industrial circundantes.

A reserva inclui quatro sub-bacias que fazem parte imediata da bacia hidrográfica do rio Tietê e, por fim, da grande bacia do rio Paraná. Nela localizam-se as 20 nascentes remanescentes (eram 24) que constituem as cabeceiras do riacho Ipiranga e abastecem, em seu trajeto, nove reservatórios localizados no PEFI (fig. 1). Após abastecer os reservatórios suas águas juntam-se sob a Rodovia dos Imigrantes para percorrer cerca de 7 km sob duas avenidas, aflorando em frente ao Museu do Ipiranga. O riacho Ipiranga deságua no rio Tamanduateí que é afluente do rio Tietê e, afinal, do rio Paraná.

Em função das missões próprias das entidades públicas nele instaladas, da extensa porção de vegetação natural ainda preservada e por constituir rota migratória de aves aquáticas, o PEFI configura-se como área de grande importância ambiental e social, destacando-se seu papel como repositório de diversidade biológica, laboratório natural para pesquisas básicas e aplicadas, fator moderador do microclima local, fator mantenedor do lençol freático, laboratório natural para desenvolvimento de programas de educação ambiental em diversos níveis e área de lazer essencial para a comunidade do entorno (Barbosa 1993).

3.1. Local de amostragem

Os materiais analisados foram coletados no período de janeiro de 1997 a dezembro de 2001 e as amostragens foram realizadas pelo projeto “Tipologia, monitoramento e recuperação dos corpos d’água da Reserva Biológica do PEFI (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga), São Paulo”.

Foram realizadas amostragens mensais no período da manhã utilizando o amostrador do tipo van Dorn em quatro profundidades, a saber: sub-superfície, 1 m, 2 m e aproximadamente 30 cm acima do fundo, na região pelágica do Lago das Ninfeias (fig. 2). A coleta de informação física, química e biológica foi providenciada simultaneamente e os dados abióticos brutos foram obtidos no mesmo dias de cada coleta.



Figura 2. Fotografia do Lago das Ninfeias obtida por satélite. A seta indica o local das coletas na região pelágica.

3.2. Clima

Os dados climáticos referentes a insolação, intensidade e sentido de propagação dos ventos, temperatura diária do ar máxima, média e mínima e precipitação pluvial total foram fornecidos pelo Observatório Alexander Postoiev (antigo Observatório de São Paulo), do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo), que está situado à distância de aproximadamente 800 m do local de amostragem.

4. Referências citadas

- AB'SÁBER, A. 1956. A Terra Paulista. *Boletim Paulista de Geografia* 23: 5-38.
- AB'SÁBER, A. 1957. Geomorfologia do sítio urbano de São Paulo. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo*, 219: 1-355. (Série Geografia 12).
- AGUIAR, D.G. & AZEVEDO, S.M.E.O. 1998. Effect of different nutrient concentrations on growth and hepatotoxin production by *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria). *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 26: 1657-1658

- ALMEIDA, F.F.M. 1974. Fundamentos geológicos do relevo paulista. Inst. Geogr. Univ. S Paulo: sér. teses monogr., 14: 5-99.
- BARBOSA, L.M. (ed.) 1993. Plano de ação para o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga - PEFI. São Paulo: relatório interno, Secretaria do Meio Ambiente. 26p.
- BARBOSA, L.M., POTOMATI, A. & PECCININI, A.A. 2002. O PEFI: histórico e legislação. In: Bicudo, D.C., Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (eds.) *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 13-26.
- BICUDO, C.E.M., CARMO, C.F., BICUDO, D.C., HENRY, R., PIÃO, A.C.S., SANTOS, C.M. & LOPES, M.R.M. 2002. Morfologia e morfometria de três reservatórios no PEFI. In: Bicudo, D.C., Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (eds.) *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 141-158.
- BICUDO, C.E.M., RAMÍREZ R., J.J., TUCCI, A. & BICUDO, D.C. 1999. A dinâmica de populações fitoplancônicas em ambiente eutrofizado: o lago das Garças, São Paulo. In: Henry, R. (ed.) *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais Botucatu*: FUNDIBIO/FAPESP. p. 449-508.
- BICUDO, D.C., TUCCI, A., RAMÍREZ R., J.J., CARMO, C.F., NOGUEIRA, N.M.C. & BICUDO, C.E.M. 1999. Escala de amostragem e variabilidade de fatores limnológicos em reservatórios eutrofizado (Lago das Garças, São Paulo). In: Henry, R. (ed.) *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais Botucatu*: FUNDIBIO/FAPESP. p. 409-448.
- BICUDO, D.C., FONSECA, B.M., BICUDO, C.E.M., BINI, L.M. & ARAÚJO-JESUS, T. 2006. Remoção de *Eichhornia crassipes* em um reservatório tropical raso e suas implicações na classificação trófica do sistema: estudo de longa duração no Lago das Garças, São Paulo, Brasil. In: Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. & Sidagis-Galli, C.V. (eds), *Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle*. Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos. p. 413-438.
- BICUDO, D.C., FONSECA, B.M., BINI, L.M., CROSSETTI, L.O., BICUDO, C.E.M. & ARAÚJO-JESUS, T. 2007. Undesirable side effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. *Freshwater Biology* 51: 1120-1133.
- BICUDO, D.C., FORTI, M.C., CARMO, C.F., BOUROTTE, C., BICUDO, C.E.M., MELFI, A.J. & LUCAS, Y. 2002. A atmosfera, as águas superficiais e os reservatórios no PEFI: caracterização química. In: Bicudo, D.C., Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (orgs), *Parque*

- Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo: 143-160.
- BUENO, N.C. 2000. Ecologia de *Nitella furcata* subsp. *mucronata* var. *mucronata* f. *oligospira* no Lago das Ninfeias, São Paulo. Tese de Doutorado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista.
- CARMO, C.F. 2000. Aporte de nutrientes, nitrogênio e fósforo, e sua relação com os impactos antropogênicos em um lago urbano, São Paulo, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Carlos. 138 p.
- Comissão de Solos. 1960. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo. *Bolm Serv. Nac. Pesq. Agron.* 12: 1-634.
- CHRISTOFOLETTI, A. 1969. Análise morfométrica das bacias hidrográficas. *Notulae Geomorfologicae* 9(18): 35-64.
- CONTI J.B. e FURLAN S.A. 2003 Geoecologia: o clima, os solos e a biota. In: *Geografia do Brasil*. (Ed J.L. Ross), Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. p. 67-207.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E.M. 2005a. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 541: 71-85.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E.M. 2005b. Effects of nutrient impoverishment on phytoplankton biomass: a mesocosms experimental approach in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 28(1): 95-108.
- CROSSETTI, L.O., BICUDO, D. C., BICUDO, C.E.M. & BINI, L.M. 2008a. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia* 614: 91-105.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E.M. 2008b. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1061-1067.
- DIGBY, P.G.N. & KEMPTON, R.A. 1987. *Multivariate analysis of ecological communities*. London: Chapman and Hall. 206 p.
- FERRAGUT, C. 1999. Efeito do enriquecimento por N e P sobre a colonização e sucessão da comunidade de algas perifíticas: biomanipulação em reservatório oligotrófico, São Paulo, SP. 196p. Dissertação de Mestrado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 196 p.

- FERRAGUT, C. 2004. Respostas das algas perifíticas e planctônicas à manipulação de nutrientes (N e P) em reservatório urbano (Lago do IAG, São Paulo). Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 184 p.
- FERRAGUT, C. & BICUDO, D.C. 2009. Efeito de diferentes níveis de enriquecimento por fósforo sobre a estrutura da comunidade perifítica em represa oligotrófica tropical (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 32: 573-585.
- FERRAGUT, C. & BICUDO, D.C. 2010. Periphytic algal community adaptive strategies in N and P enriched experiments in a tropical oligotrophic reservoir. *Hydrobiologia* 646: 295-309.
- FONSECA, B.M. 2005. Diversidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em dois reservatórios rasos com diferentes estados tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo-SP. Tese de doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, C.E.M. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600: 267-282.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, C.E.M. 2010. How importance can the presence/ absence of macrophytes be in determining phytoplankton strategies in two tropical shallow reservoirs with different trophic status. *Journal of Plankton Research* 32(1): 31-46.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, C.E.M. 2011 Phytoplankton seasonal and vertical variations in a tropical shallow reservoir with abundant macrophytes (Ninfeias Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 665: 229-245.
- FRANKLIN, J.F. 1989. Importance and justification of long term studies in ecology. *In: Likens, G.E. (ed.) Long term studies in ecology: approaches and perspectives*. New York: Springer-Verlag. p. 3-19.
- GENTIL, R.C. 2000. Variação sazonal do fitoplâncton de um lago subtropical eutrófico e aspectos sanitários, São Paulo, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 134 p.
- GIL-GIL, F. 2004. Fracionamento da produção primária em dois sistemas com diferentes níveis tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 149 p.
- HENRY, R. 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. *In: Tundisi, J.G. & Straškraba, M. (eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: Backhuys Publishers. p. 125-152.

- HENRY, R., CARMO, C.F. & BICUDO, D.C. 2004. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16(3): 251-262.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. *A treatise on limnology*. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1115 p.
- LOBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estructuras de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marina* 22(1): 1-29.
- LOPES, M.R. 1999. Eventos perturbatórios que afetam a biomassa, a composição e a diversidade de espécies do fitoplâncton em um lago tropical oligotrófico raso (Lago do Instituto Astronômico e Geofísico, São Paulo, SP). Tese de Doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 213 p.
- LOPES, M.R.M., FERRAGUT, C. & BICUDO, C.E.M. 2009. Phytoplankton diversity and strategies in regard to physical disturbances in a shallow, oligotrophic, tropical reservoir in Southeast Brazil. *Limnetica* 28(1): 159-174.
- MARGALEF, R. 1983. *Ecología*. Omega, Barcelona. 768 p.
- MARGALEF, R. 1991. *Teoria de los sistemas ecologicos*. Barcelona: Ed. Universidad de Barcelona. 290 p.
- MARQUES, J.S. & ARGENTO, M.S.F. 1988. O uso de flutuadores para a avaliação da vazão de canais fluviais. *Geociências* 7: 173-186.
- MARQUES-DOS-SANTOS, P. & FUNARI, F.L. 2002. Clima local. In: BICUDO, D.C., FORTI, M.C. & BICUDO, C.E.M. (eds.). *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 351p.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1997. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. Oregon: MjM Software Design. 47 p.
- MERCANTE, C.T.J. & TUCCI-MOURA, A. 1996. Comparação entre os índices de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia* 11(1): 1-14.
- NASCIMENTO-MOURA, A. 1997. Estrutura e produção primária da comunidade perifítica durante o processo de colonização em substrato artificial no lago das Ninfeias, SP: análise comparativa entre períodos chuvoso e seco. Tese de Doutorado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 263 p.

- NOGUEIRA, N.M.C. 1997. Dinâmica populacional de *Microcystis aeruginosa* Kützing (Cyanophyceae/Cyanobacteria) ao longo de um ano no Lago das Garças, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 150 p.
- NOGUEIRA, N.M.C. & RAMÍREZ R., J.J. 1998. Variação mensal da condição trófica do lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 10(2): 21-34.
- NUSCH, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. In: H. RAI (ed) Proc. of the workshop on the measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods. *Archiv für Hydrobiologie* 14: 14-36.
- PADISÁK, J. 1992. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary): a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. *Journal of Ecology* 80: 217-230.
- PARSONS, D.L. 1989. Evaluating National Parks as sites for long term studies. In: Likens, G.E. (ed.) *Long term studies in ecology: approaches and perspectives*. New York: Springer-Verlag. p. 171-173.
- RAMÍREZ R., J.J. 1996. Variações espacial vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de diferentes épocas do ano no Lago das Garças, São Paulo. Tese de Doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 283 p.
- RAMÍREZ R., J.J. & BICUDO, C.E.M. 2002. Variation of climatic and physical co-determinants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days in a shallow tropical reservoir, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62: 1-14.
- RAMÍREZ R., J.J. & BICUDO, C.E.M. 2005. Diurnal, vertical and among sampling days variation of dissolved O₂, CO₂, and pH in a shallow, tropical reservoir (Garças reservoir, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 15(3): 19-30.
- REYNOLDS, C. 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, New York. 51 p.
- RIOS, L. & CALIJURI, M.C. 1995. A bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão: uma proposta de ordenação das sub-bacias através de variáveis limnológicas. *Acta Limnologica Brasiliensia* 7: 151-161.
- ROSA, A.C. 2001. Ecologia de *Peridinium gatunense* e *Peridinium umbonatum* (Dinophyceae) em reservatório tropical, raso, oligotrófico (Lago do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas) situado no município de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 100 p.

- ROUF, A.J.M.A., AMBAK, M.A., SHAMSUDIN, L., PHANG, S. & HO, S.C. 2008. Temporal changes in the periphytic algal communities in a drowded tropical forest reservoir in Malaysia: Lake Kenyir. *Lakes and Reservoirs* 13: 271-287.
- SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T.P. 2000. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* 71(3-4): 359-385.
- SANT'ANNA, C.L., SORMUS, L., TUCCI, A .M. & AZEVEDO, M.T.P. 1997. Variação sazonal do fitoplâncton do lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil. *Hoehnea* 24(1): 67-86 (1998).
- SANTOS, P.M. & FUNARI, F.L. 2002. Clima local. In: Bicudo, D.C., Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (eds.) *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 27-46.
- STEVENSON, R.J., BOTHWELL, M.L. & LOWE, R.L. (eds) 1996. *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego. p. 57-76.
- STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica (São Paulo, SP). Tese de Doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 213 p.
- SULLIVAN, M.J. 1975. Diatom communities from a Delaware salt marsh. *Journal of Phycology* 11: 384-390.
- TUCCI, A. 1996. Variação temporal e espacial da estrutura da comunidade fitoplanctônica em uma lagoa eutrófica, São Paulo, SP, Brasil, em duas épocas do ano: chuva e seca. Dissertação de Mestrado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 186 p.
- TUCCI, A. 2002. Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. Tese de Doutorado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 274 p.
- TUCCI, A. & SANT'ANNA, C.L. 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszýnska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 26(1): 97-112.
- TUNDISI, J.G. 1999. Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia. 24p.
- VERCELLINO, I.S. 2001. Sucessão da comunidade de algas perifíticas em dois reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo: influência do estado trófico e período climatológico. Dissertação de Mestrado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 176 p.

- VERCELLINO, I.S & BICUDO, D.C. 2006sucessão da comunidade de algas perifíticas em reservatório oligotrófico tropical (São Paulo, Brasil): comparação entre período seco e chuvoso. *Revista Brasileira de Botânica* 29: 363-377.
- WASHINGTON, H.G. 1984. Review: diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18(2): 653-694.

Thermal, chemical, biological stratification and mixing patterns during five years in a shallow mesotrophic reservoir of southeast Brazil.

(Trabalho a ser submetido à publicação em “Acta Limnologica Brasiliensia” em 2013)

Abstract

Objectives: Study aimed at evaluating the influence of seasonality on the thermal, chemical and biological stratification and mixing patterns for a 5-year period (1997-2001) in a tropical, shallow and mesotrophic reservoir. **Methods:** Ninfeias Pond is located in the Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Municipality of São Paulo (23°38'18.95"S, 46°37'16.3"W), southeast Brazil. Sampling was carried out monthly for 5 consecutive years at 4 depths of the pelagic region of the reservoir (subsurface, 1 m, 2 m and 25-30 cm from the bottom). Abiotic and biotic variables studied are: air and water temperature, rain precipitation, DO, pH, free CO₂, NO₃⁻, TN, TP, NH₄⁺, PO₄³⁻ and Chlorophyll *a*. Z_{mix} was calculated using the RTR and Z_{euph} using the transparency values obtained with Secchi disk. **Results:** The reservoir showed a shallow Z_{mix} and thermal and chemical stratification from December to March, the greatest chlorophyll *a*, PO₄³⁻, NH₄⁺ and free CO₂ values at the bottom of reservoir, and anoxia during December, January, February and March suggesting an intense decomposition process and photosynthetic production at the bottom of reservoir. Period May-July was characterized by an isothermal profile with total mixing of the water column and high DO concentration especially at the surface of reservoir. Chemical concentrations were smaller during this period and more homogeneous along the water column than during stratification. May-July was characterized by an isothermal profile with total mixing of the water column and high DO concentrations mainly at the surface. The remaining months showed no definite pattern, presenting stratification sometimes, and other times partial or total mixing. **Conclusion:** Limnological conditions were affected by the seasonal climatic patterns. Physical, chemical and biological information

revealed the recurrence of two climatic periods during the year, one that corresponds to the months of the reservoir's thermal and chemical stratification, and the other one to the months of the water column mixing and total homogeneity of the nutrients' concentration in the reservoir. Presence of transitional periods was demonstrated for both previous periods, which were marked by months with no well-defined characteristics and no recurrence.

Key words: mixing regime, nutrients, phytoplankton, chlorophyll *a*, seasonal variation

Resumo

Objetivos: Avaliar a influência da sazonalidade nos padrões de mistura e estratificação térmica, química e biológica em uma represa tropical, rasa, mesotrófica, no período de cinco anos (1997-2001). **Métodos:** O Lago das Ninfeias localiza-se no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, cidade de São Paulo (23°38'18,95"S, 46°37'16,3"W), sudeste do Brasil. As amostragens foram realizadas mensalmente durante 5 anos em 4 profundidades da região pelágica (sub-superfície, 1 m, 2 m e 25-30 cm acima do fundo). As variáveis analisadas foram temperatura do ar e da água, precipitação, OD, pH, CO₂ livre, NO₃⁻, NH₄⁺, NT, PO₄³⁻, PT e biomassa fitoplanctônica. A Z_{mix} foi calculada pela RTR e a Z_{euph} pelo valor da transparência do disco de Secchi. **Resultados:** O reservatório apresentou menor profundidade da Z_{mix} e estratificação térmica e química de dezembro a março, detectando-se no fundo as maiores concentrações de clorofila *a*, PO₄³⁻, NH₄⁺ e CO₂ livre e anoxia nos meses dezembro, janeiro, fevereiro e março, sugerindo intenso processo de decomposição e produção fotossintética nesse estrato do reservatório. Período maio-julho foi caracterizado por um perfil isotérmico, com a mistura total da coluna d'água e altas concentrações de OD, especialmente na superfície. Os valores abióticos foram menores neste do que no período de estratificação e homogêneas ao longo da coluna d'água. O restante dos meses não exibiu característica definida, apresentando-se ora estratificado ora parcial ou totalmente misturado. **Conclusão:** As condições limnológicas foram influenciadas pelos padrões climáticos sazonais. Os dados físicos, químicos e biológicos demonstraram a recorrência de duas fases ao ano: uma de estratificação, com meses de estratificação térmica e química e outra de mistura, com meses marcados pela mistura total da coluna d'água e homogeneidade da concentração de nutrientes. Em ambas as fases foi demonstrada a presença de períodos transitórios marcados por meses sem características definidas e recorrência.

Palavras chave: regime de mistura, nutrientes, fitoplancton, clorofila *a*, variação sazonal

1. Introduction

Information on limnological seasonal patterns of different environments and responses of biological communities to environmental factors are essential for the monitoring and conservation strategies of lakes and reservoirs (Rouf *et al.* 2008). In this regard, studies using time scales greater than three years are recommended to avoid ‘noise’ or atypical situations (Franklin 1988). This approach is extremely important in order to generate substantial and determinant information for the understanding of the aquatic ecosystem dynamics (George & Harris 1985).

Thermal stratification acts as a barrier that prevents the mixing of the water column, i.e. the warmer layer of the epilimnion is unable to displace the colder and consequently denser layer of the hypolimnion. Such stratification is responsible for regulating the physical and chemical cycles of the ecosystems (Wetzel 2001).

In the tropical region, a difference of a few degrees in temperature (during warm period) is enough to produce water stratification (Wetzel 2001, Kalff 2003). Mixing conditions are responsible for making shallow systems highly susceptible to nutrient circulation (P and N), thus limiting algal growth and participation in the eutrophication process, whose impacts on the ecosystems have been important issues over the last decades (Leira *et al.* 2009).

Material resuspension from the bottom, specially of P that in anoxic condition is liberated from the sediments (Lampert & Sommer 1997), produces an auto fertilization system (Bicudo *et al.* 2007) that is capable of cooperating with the maintenance of an alternate steady state generated by the change of a clear water state (characterized by the greater growth of aquatic macrophytes) to a turbid state (typical by the decreased growth of macrophytes and the subsequent development of phytoplankton) (Scheffer *et al.* 1993, Scheffer 1998, Scheffer & van Nes 2007).

Several studies on the thermal response of tropical ecosystems showed the presence of two periods, one stratified and one mixed, that may be recurrent within a seasonal pattern of rainy

and dry periods (e.g. Crossetti & Bicudo 2008; Barbosa *et al.* 2012). The absence of long term studies in tropical ecosystems, however, makes difficult to identify circulation patterns and the functioning of such ecosystems, and consequently the elaboration of conservation management practices of tropical shallow ecosystems. Consequently, the present study aimed at evaluating the mixture and stratification seasonal patterns and the distribution of nutrients and phytoplankton biomass over a five-year period in a well-vegetated shallow, tropical, mesotrophic reservoir.

2. Material and Methods

2.1. Study Area

The Ninfeias Pond ($23^{\circ}38'18.9''\text{S}$ and $46^{\circ}37'16.3''\text{W}$), is in fact a reservoir located in the PEFI, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (798 m altitude, 526.38 ha surface) southeast region of the Municipality of São Paulo (Bicudo *et al.* 2002) (figure 1). Climate is tropical of altitude, which is typical by the precipitation monthly average of 60 mm during two months of the year and the average temperature minima not exceeding $6-8^{\circ}\text{C}$ (Conti & Furlan 2003).

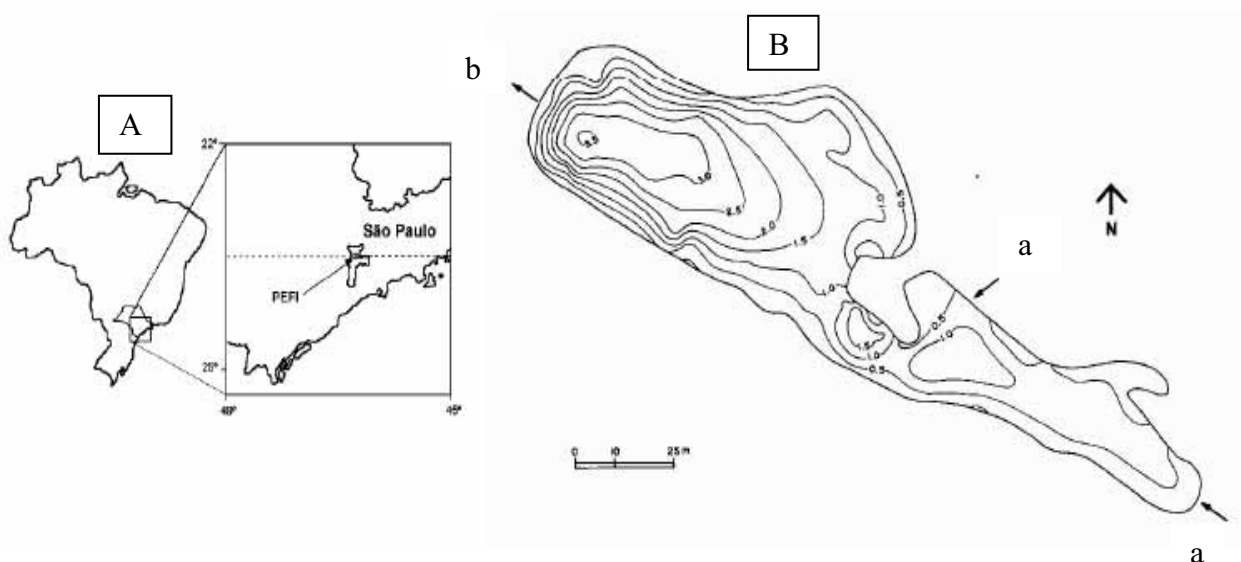


Figure 1. Geographic location of the PEFI area (A) and the Ninfeias Pond bathymetric map (B) (Bicudo *et al.* 2002). a) input, b) outlet.

The system is a shallow, warm, polymictic, discontinuous reservoir built around 1930 by damming two brooks, the Pirarungaua and one unnamed; it has only one outlet. Average water

retention time is 7.2 days, while average and maximum depths are 1.6 m and 3.2 m, respectively, the surface area is 5,433 m² and the volume is 7,170 m³ (Bicudo et al. 2002).

The reservoir is densely populated by macrophytes that cover c. 90% of its surface during the rainy period. Macrophytes are: *Utricularia* sp., *Mayaca fluviatilis* Aubland, *Nitella translucens* (Persoon) C. Agardh emend. R.D. Wood, *Cyperus papyrus* Linnaeus, *Hydrocleis nymphoides* (Willdemann) Buch, *Nymphaea elegans* Hook, *Vallisneria spiralis* Linnaeus and *Salvinia herzogii* de la Sota (Bicudo 1988).

2.2. Methods

Samplings were carried out monthly during 5 consecutive years (1997-2001) at the pelagic region of the system, at 4 depths (subsurface, 1 m, 2 m and 0.25-0.30 m from the bottom). Samples were collected using a van Dorn sampler for the analyses of dissolved oxygen (DO) (according to Winkler modified by Golterman et al. 1978), total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) (Valderrama 1981), free CO₂ (Mackereth et al. 1978), ammonium ions (NH₄⁺) (Solorzano 1969), orthophosphate (PO₄³⁻) (Strickland & Parsons 1960), nitrate (NO₃) (Mackereth et al. 1978), and chlorophyll *a* (Sartory & Grobbelar 1984).

Water temperature, pH and electric conductivity were measured in the field with a multi-probe YSI (Yellow Spring Instrument), and the water transparency with a Secchi disk. From the temperature data the mixing zone (Z_{mix} , the layer extending from the surface to where the density gradient is $\geq 0.02 \text{ kg m}^{-3}$, Reynolds 1984) was calculated. The relative thermal resistance (RTR) was calculated using the ratio between the water density of layers below and above (10 cm) that specific water layer and the difference of water density at 4°C and 5°C (Schäfer 1985, Dadon 1995). Depth of the euphotic zone (Z_{euph}) was calculated by multiplying by 2.7 the depth value measured with the Secchi disk (Cole 1983).

Rain precipitation and air temperature data were obtained from the University of São Paulo Meteorological Station (IAG-USP, 2012).

2.3. Statistic treatment

Comparison between rainy and dry periods was done using 1-factor Variance Analysis (ANOVA one way).

Principal Components Analysis (PCA), was performed using a covariance matrix for the abiotic data transformed by ranging. Transformation and the PCA were executed using the computational programs WINMAT version 2 and PC-ORD version 6 (McCune & Mefford 2011).

3. Results

The average yearly wind speed did not exceed $2.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, i.e. very weak breezes according to Beaufort Anemometric Scale in Watanabe (1997). The smallest and the highest values registered were, respectively, 0.34 m s^{-1} (whiff) in May 1998 and 3.41 m s^{-1} (weak breeze) in January 2001.

Air temperature varied from $14 \text{ }^{\circ}\text{C}$ to $24 \text{ }^{\circ}\text{C}$ over the five-year study period. June and July were the months with the lowest values and January and February those with the highest temperature. Precipitation varied from 2 to 118 mm. During most of the study, the highest precipitation were registered in January and February, except for the years 1997 and 2001, when September and October were, respectively, the months with the highest values. The least precipitation occurred in July and August, with the exception of 2000, where April was the month with the smallest precipitation values.

The highest transparency (always deeper than 0.8 m) and euphotic zone (Z_{euph}) (above 2 m) occurred during the period May-July (figure 2). During these months, temperature was homogeneous along the water column, varying from $12.9 \text{ }^{\circ}\text{C}$ to $17.6 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (figure 3A). Z_{mix} depth always reached the bottom of the reservoir during this period (except for July 1997), and the temperature difference between the surface and the bottom was small ($0.0\text{-}1.8 \text{ }^{\circ}\text{C}$) (figure 2). The smallest values of Z_{mix} occurred in January, February, March (except for 1997) and December over the five years, when the highest temperature differences between the surface and the bottom

were also observed (2.2-6.2 °C) (figure 3A). During April (0.8-3.3 m), August (0.2-3.4 m), September (0.4-2.2 m), October (0.4-3.5 m) and November (0.6-1.3 m) occurred a strong fluctuation in Z_{mix} and no clear fluctuation pattern was observed (figure 2).

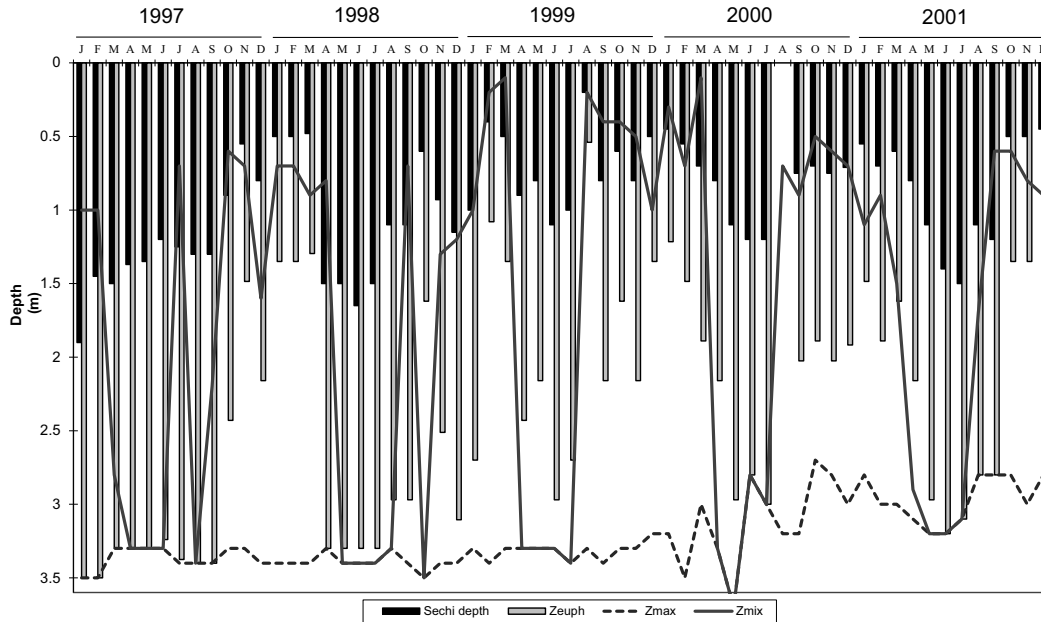


Figure 2. Seasonal variation of Secchi disk transparency, euphotic zone (Z_{euph}) and mixing zone (Z_{mix}) in the Ninfeias Pond during the period January 1997-December 2001.

Water dissolved oxygen was higher during the colder months (May-July) than in the warmer period (January, February, March and December), when this variable presented a decreasing gradient from surface to the bottom layer (figure 3B). Free CO_2 concentrations during the colder period (May-July) were lower than in the warmer period (January, February, March and December) and showed a homogeneous distribution along the water column (figure 3C). A heterogeneous DO and free CO_2 profiles (figures 3B, 3C) were observed during the warmer period (December, January, February and March), with an increasing CO_2 gradient and a decreasing DO gradient towards the bottom, reaching anoxia conditions at the bottom layers. These trends were recurrent over the studied period. Water pH was always slightly acid, ranging from 5.3 to 6.6.

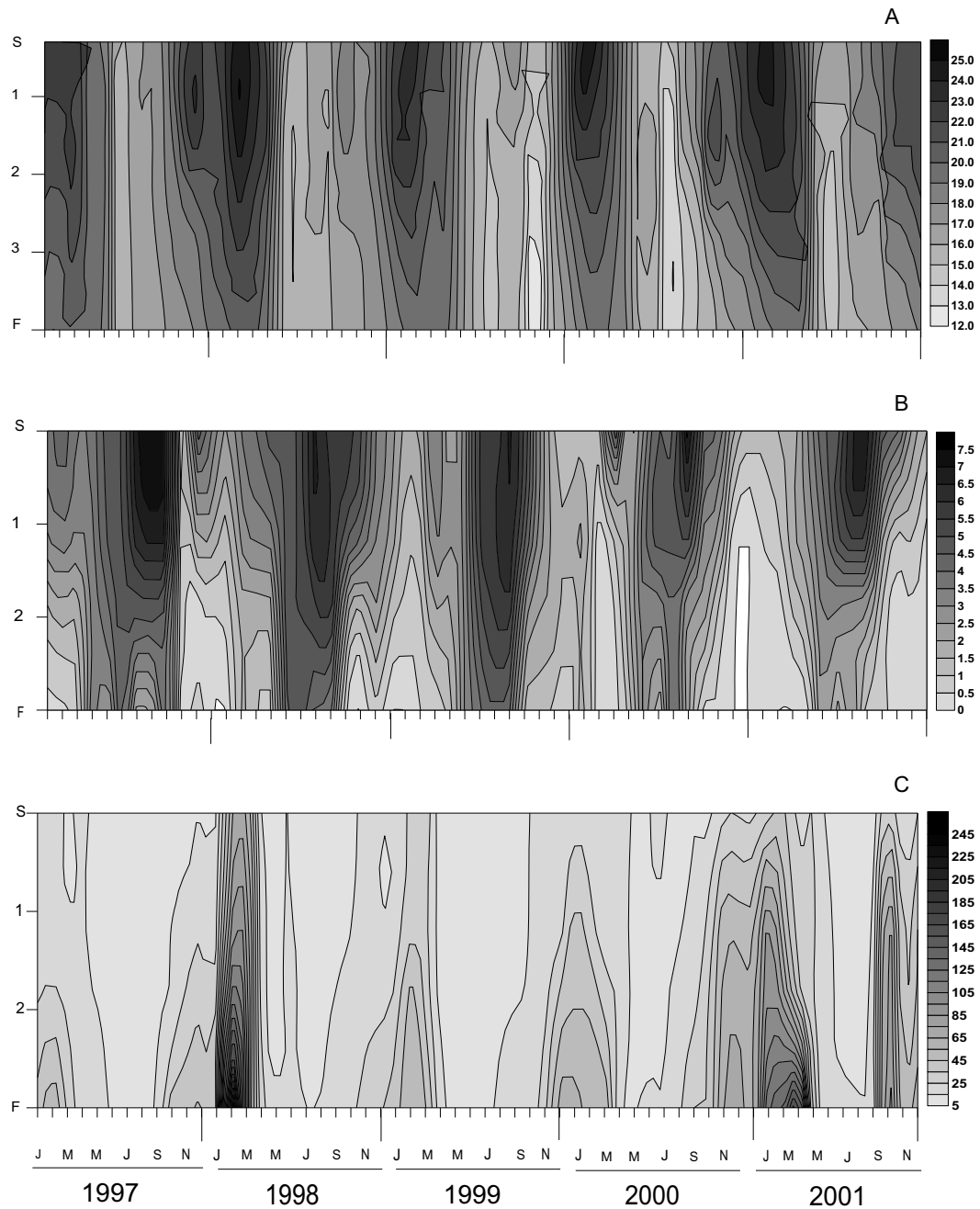


Figure 3. Depth and time isolines diagram of (A) water temperature (°C), (B) DO (mg L⁻¹) and (C) free CO₂ (mg L⁻¹) in the Ninfeias Pond during the period January 1997-December 2001.

Among the dissolved forms of nitrogen, ammonium showed the highest gradient along the water column and over time (figure 4A). The highest values occurred at the bottom layer during the warmer period (December, January, February and March, 386-2,569 $\mu\text{g L}^{-1}$) with the exception of December 1999. Lower concentrations were observed during the colder period (May, June and July), when a higher homogeneity along the water column also occurred (figure

4A). During the remaining months no recurrent distribution was observed (April, August-November).

Orthophosphate concentrations were below the method detection limit mainly in May, June and July, and higher values occurred during January, February, March and December ($4.0\text{-}16.7 \mu\text{g L}^{-1}$), particularly at the bottom layers (figure 4B). During the remaining months no characteristic nor recurrent distribution was observed.

Phytoplankton biomass (figure 4C) presented a vertical gradient during the warmer period, especially in January, February, March and December ($3.7\text{-}61.0 \mu\text{g L}^{-1}$). During the colder period, chlorophyll *a* concentrations were smaller, and homogeneity occurred along the water column (May, June and July). Figure 5 shows the average, standard deviation and statistic differences in chlorophyll *a* concentrations along the water column, considering the typically stratified months (January, February, March and December), the mixed period (May, June and July) and the transitional months (April, August, September, October and November) over the five years. At the sub-surface, there was no significant difference over time. Considering deeper layers (1-2 m), biomass was higher during the stratified months than for the mixing period, however no significant difference occurred when comparing with the transitional period. At the bottom layer, biomass concentrations were significant different among the three periods.

The study period was separated in rainy (January-March and October-December) and dry period (April-September) to evaluate the limnological variation trends over the years. For the rainy period, the first two components of PCA explained 52.6% of the variation (figure 6). Sampling units from December, January, February and March were ordinated along axis 1. Besides, most of the surface and 1 m scores were ordered at the positive side of this axis, while deeper layers (2 m and bottom) were ordered at the negative side of axis 1, thus indicating a clear spatial separation during the phase of highest water column stratification. Chlorophyll *a* and nutrients were positively associated with deeper waters (from 2 m down the water column) (table 1). Axis 2 separated the sampling units according to temporal scale, and the transition period

(October and November) was ordered at the positive side and the other months at the negative side of axis 2 (figure 6A). pH was positively and temperature negatively associated with the transition period (table 1).

For the dry period, the two axis of PCA explained 58.9% of total variation (figure 7). Axis 1 ordered the sampling units according to depth mainly for the transition period, separating the surface and 1 m scores at the negative side, and most of the sampling units from 2m and the bottom layers at the positive side. Free CO₂, and nutrients (TN, TP and NH₄⁺) were the main variables positively associated with deeper waters (table 2). Axis 2 separated the transition months (April) at the positive side and September and October at its negative side. Variables more correlated with the negative side of axis 2 were TP and chlorophyll *a*, both positively associated with deeper layers (2m, bottom) during the transition period. Sampling units from the months of complete mixing of the water column (May, June and July) were located around the center of axes, indicating their higher limnological spatial homogeneity.

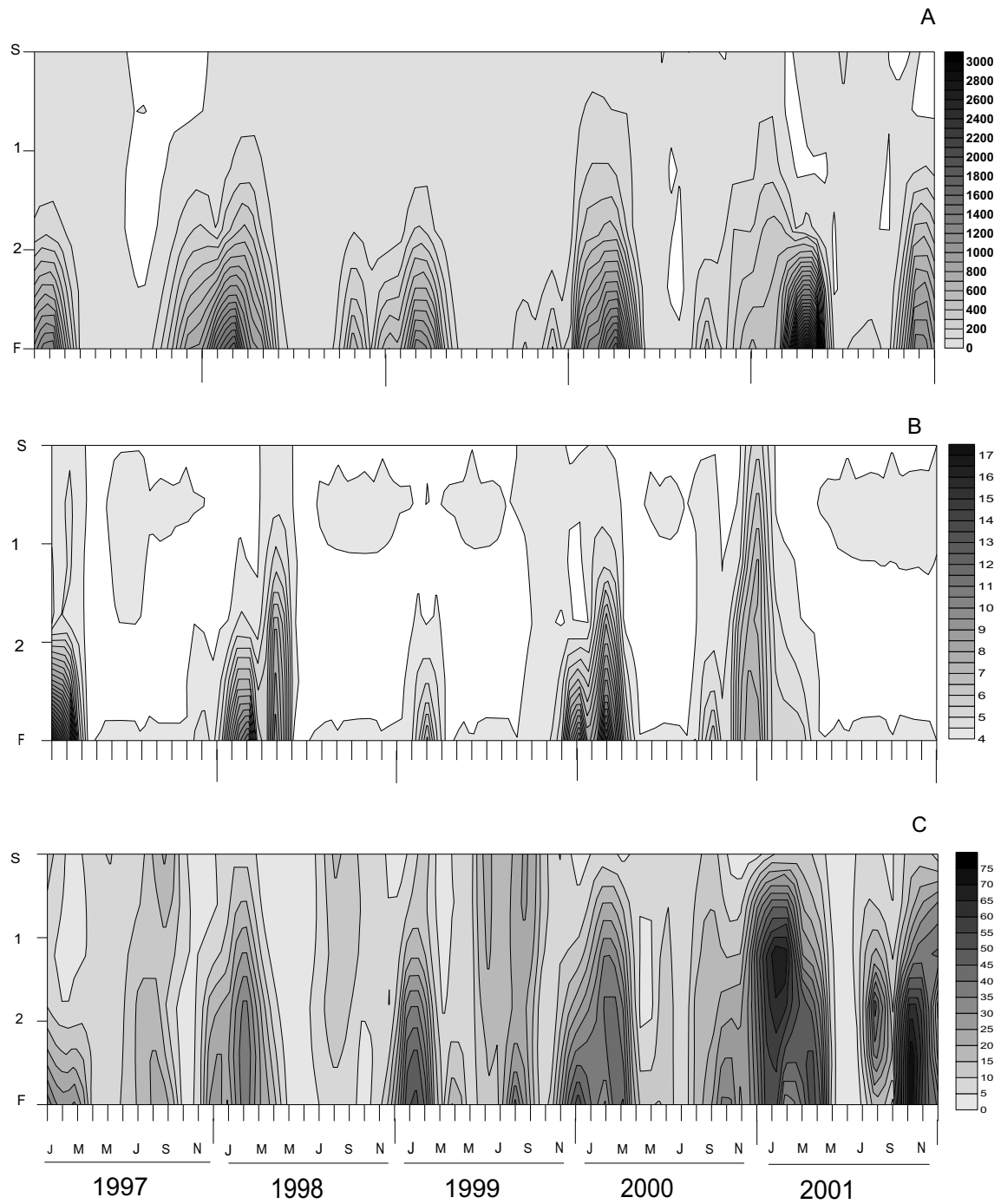


Figure 4. Diagram of depth and time isolines of (A) NH₄ ($\mu\text{g L}^{-1}$), (B) PO₄³⁻ ($\mu\text{g L}^{-1}$) and (C) Chlorophyll *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) at the Ninfeias Pond during the period January 1997-December 2001.

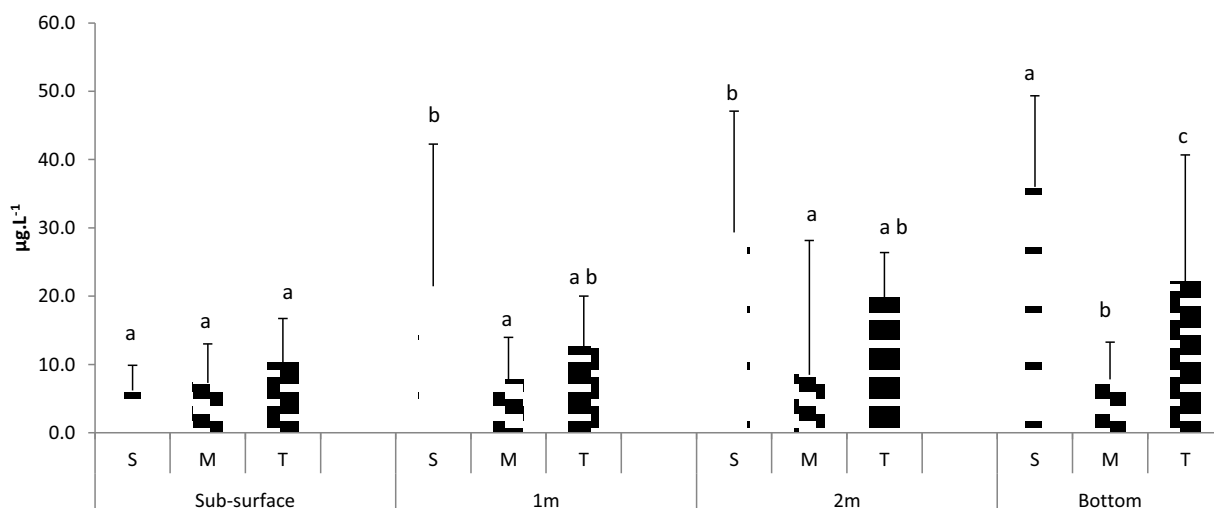


Figure 5. Average of chlorophyll *a* concentrations along the water column during the stratification, total mixing and transitional periods, and statistic differences at the Ninfeias Pond during the period January 1997 and December 2001. (S) stratified, (M) mixed, (T) transition.

Table 1. Pearson Correlation Coefficient between the Ninfeias Pond abiotic variables and the two first ordination axes of the rainy period PCA.

Variable	Abbreviation	Axis 1	Axis 2
pH	pH	-0.23	0.76
Dissolved Oxygen	DO	0.76	-0.20
Ammonium	NH ₄	-0.64	-0.08
Total Nitrogen	TN	-0.59	-0.09
Total Phosphorus	TP	-0.57	-0.20
Temperature	Temp	0.34	-0.72
Free CO ₂	F CO ₂	-0.61	-0.52
Nitrate	NO ₃	0.36	-0.37
Chlorophyll	Clor	-0.86	-0.21
Orthophosphate	PO ₄	-0.51	-0.01

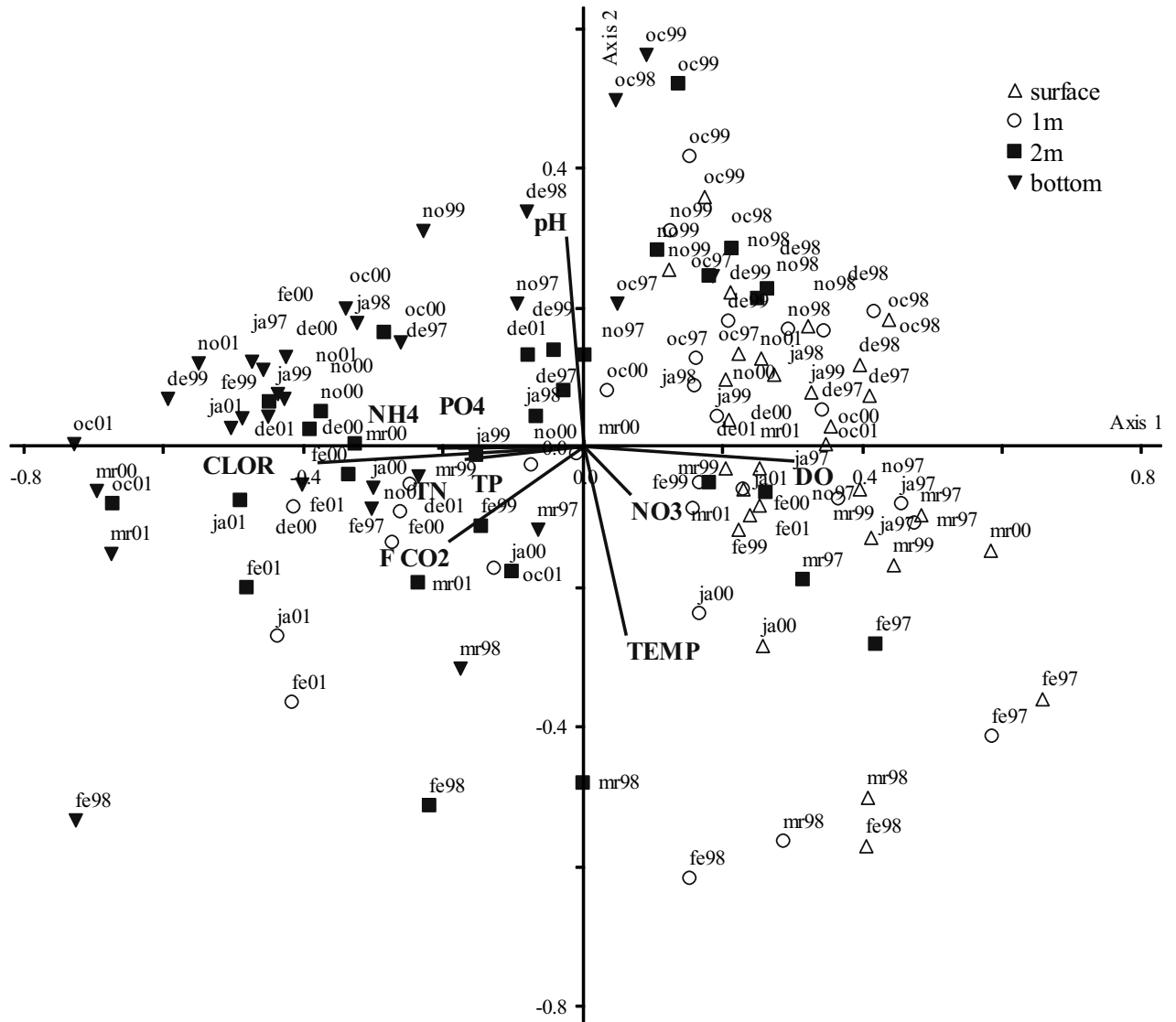


Figure 6. Ordination of sampling depths and months during the rainy period considering the abiotic features of the Ninfeias Pond, from January 1997 to December 2001.

Table 2. Pearson Correlation Coefficient between the Ninfeias Pond abiotic features and the PCA two first ordination axes of the dry period.

Variable	Abbreviation	Axis 1	Axis 2
pH	pH	-0.35	-0.49
Disolved Oxygen	DO	-0.95	-0.27
Ammonium	NH ₄	0.58	-0.43
Total Nitrogen	TN	0.59	-0.35
Total Phosphorus	TP	0.52	-0.67
Temperature	Temp	0.25	0.18
Free CO ₂	F CO ₂	0.60	-0.40
Nitrate	NO ₃	-0.08	0.38
Chlorophyll	Clor	0.34	-0.63
Ortophosphate	PO ₄	0.12	-0.09

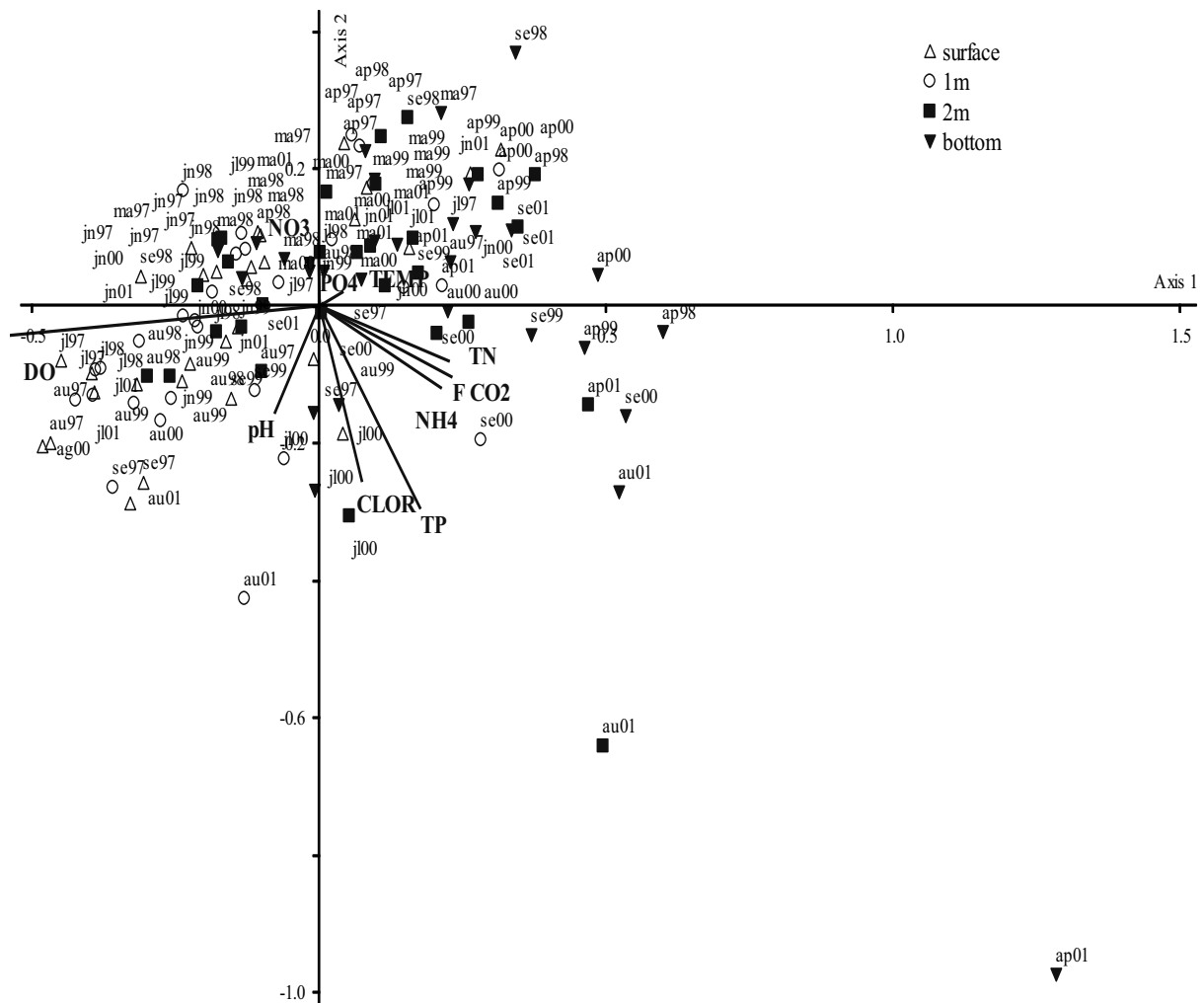


Figure 7. Ordination of sampling depths and months during the dry period considering the abiotic features of the Ninfeias Pond, from January 1997 to December 2001.

4. Discussion

The climate pattern for the southeast part of Brazil is characterized by having a rainy period from October to March and a dry period from April to September (Ashton 1985, Silva 2004). During the first period higher temperatures provide favorable conditions for the water thermal stratification.

Throughout the 5-year period of the present study, thermal stratification, followed by chemical and planktonic biomass gradients along the water column was observed for December, January, February and March, encompassing part of the rainy period (except for October and November). This recurrent trend allowed characterizing these four months as the stratification period for Ninfeias Pond, i.e. the favorable period for thermal stratification. October and November were considered the transition months during the rainy period. Other studies in this reservoir also reported water stratification for December-March (Bicudo et al. 2002, Fonseca & Bicudo 2008, Bicudo et al. 2009, Gil-Gil et al. 2011), however the temporal extension varied and included September, October, November, and even April and May. During the present study, years 1998 and 2001 included longer periods of water stratification.

In 1997 Fonseca & Bicudo (2008) detected a period of thermal and chemical stratification in the Ninfeias Pond that lasted from January to March and from October to December. Bicudo et al. (2002) studied the thermal structure of three reservoirs with different trophic status in the PEFI area and realized that in 1997 and 1998 the stratification period in the Ninfeias Pond went from January to March and from October to December in 1997 and from January to May and from September to December in 1998. Bicudo et al. (2009) detected thermal and chemical stratification in the Ninfeias Pond from January to March and from August to December 2000. Finally, Gil-Gil et al. (2011) also observed stratification in the same reservoir, but from January to April and from September to December 2001.

Shallow lakes have a relatively small volume and low depth and consequently are very susceptible to climatic variation and nutrient intake, leading to rapid changes on the chemical, physical and biological water characteristics (Schindler et al. 1996).

During the stratification period, higher NH_4^+ and free CO_2 , and lower DO concentrations reaching anoxia were observed in the deeper layers of the reservoir, indicating an intensive decomposition and mineralization processes of macrophytes. The same environmental conditions were also observed during the thermal stratification of an eutrophic (Arcifa 1999) and a hypertrophic reservoir (Bicudo et al. 2007) during the rainy period. Decreased DO at the reservoir bottom also favor the release of inorganic phosphorus from sediments to the water column, increasing P availability during stratification (Bicudo et al. 2007, Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008). In the present study, orthophosphate concentration was higher during the stratification phase, particularly at the deeper layers. Considering that light is usually not a limiting factor for phytoplankton growth in the reservoir, probably the higher P availability promoted the increase in phytoplankton biomass during stratification months, mainly towards the bottom. Gil-Gil et al. (2011) detected a high chlorophyll *a* concentration at the bottom of the Ninfeias Pond from January to April and October to December 2001.

Changes in the phytoplankton community structure were mainly due to variation in climatic and abiotic factors. Presently, phytoplankton biomass shifts was clearly associated to the water thermal regime (Z_{mix} depth and water circulation), and probably related to P availability. In the same reservoir, Fonseca & Bicudo (2011) reported that stratification and mixing played a decisive and determinant role in the phytoplankton composition and dynamics, i.e. its composition and distribution along the water column, as it was observed in studies at tropical (e.g. Lopes et al. 2005; Fonseca & Bicudo 2011) and temperate (Diehl et al. 2002, Ptacnik et al. 2003, Huisman et al. 2004, Jäger et al. 2008) regions.

Air temperature decrease during the dry period promoted circulation of the water. However, in July 1997, Z_{mix} did not exceed 1 m depth, possibly because of the striking interference of El

Niño (INPE 2012), that increased air temperature during July (17.1°C), a value greater than those reported during the remaining 5 years of the study period. Fonseca & Bicudo (2008) also did not observe total mixing of the water column in July 1997. However, Bicudo et al. (2002) detected total mixing during the periods April-August 1997 and June-August 1998. Bicudo et al. (2009) observed total mixing of the water column in the period April-August 2000, and Gil-Gil et al. (2011) from May to August 2001.

Although transparency was high from May to July, chlorophyll *a* concentration was smaller than the stratified period, indicating biomass was controlled by nutrient than by light availability. Phytoplankton biomass was possibly associated with the mixing regimen and the P availability, since the reservoir is P-limited.

Wind speed during the study period was never greater than 4 m s^{-1} , so not enough to break the density gradient along the water layers (Reynolds 1984). This allows us to state that the mixing pattern in Ninfeias Pond was basically affected by the seasonal climatic variations. Furthermore, the reservoir is located in a region protected by the surrounding vegetation that almost blocks the wind action over the water surface. Lopes & Bicudo (2001) also observed in a nictemeral study that the thermal behavior of the IAG Pond (a shallow oligotrophic reservoir inserted in the same forest remnant) was affected by seasonal events. Wind action may also be blocked during the stratification period due to the profuse presence of macrophytes in the reservoir, a fact also observed by Mercante & Bicudo (1996) in the Jacaré Pond, a system densely colonized by rooted macrophytes.

Despite the annual studies carried out at the Ninfeias Pond have shown an alternation of two climatic periods of the year, one stratified (rainy) and the other one mixed (dry), present analysis over a five consecutive years allowed to identify a transitional period that corresponded to April and from August to November. This period is characterized by including months that did not show well-marked recurrent patterns of stratification or mixing due to the climatic instability of the period. Bicudo et al. (2002) observed during two consecutive years that from September

started a transition period with the heating of the water surface that starts stratification. Chen et al. (2009) also detected a transition period from February to May, before the stratification phase (end of May to the beginning of September) in the Zeya reservoir, China.

Summarizing, stratification and mixing regimen was of the utmost importance for the distribution of phytoplankton along the entire water column, directly interfering with the aquatic system metabolism. Stratification favors anoxia at the deepest compartments of reservoir, increasing even more the P concentration due to its liberation from the sediments, and leading to biomass increase. Differently, the mixing period leads to less biomass and the absence of a vertical gradient. The five-year seasonal and spatial study of Ninfeias Pond clearly demonstrated the alternation of typical water stratification and mixing periods, as well as some transitional months between the first two periods. The rainy period December, January, February and March is characterized by well-defined chemical, physical and biological stratification. During the dry period, May, June and July are months that are characterized by the water column's total mixing, with greater homogeneity of the chemical variables, isotherm and lower, homogeneously distributed phytoplankton biomass. The months of April and August to November were characteristic by not having a well-defined recurrent behavior of thermal regime due to climatic instability. Thus, we suggested that samplings performed at the Ninfeias Pond during the transitional months may not be representative of the typical stratification (rainy period) or the mixing period (dry period), provided the thermal regime of this reservoir is driven by the seasonal conditions.

Acknowledgements

JSP thanks CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico for Doctoral Fellowship (nº 140935/2011-8); and CEMB also to CNPq for Research Fellowship and Grant (nº 309474/2010-8).

References

- ARCIFA, MS. 1999. Lago Monte Alegre: uma visão sobre a estrutura e hipóteses de funcionamento. In HENRY, R. org. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO. p. 58-75
- ARCIFA, MS., MESCHIATTI, AJ. and GOMES, EAT. 1990. Thermal regime and stability of a tropical shallow reservoir: Lake Monte Alegre, Brazil. *Revista de Hydrobiologia Tropical*, vol. 23, p. 271-281.
- ASHTON, PJ. 1985. Seasonality in Southern Hemisphere freshwater phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia* vol. 125, p. 179-190.
- BICUDO, CEM., CARMO, CF., BICUDO, DC., HENRY, R., PIÃO, ACS., SANTOS, CM. and LOPES, MRM. 2002. Morfologia e morfometria de três reservatórios no PEFI. In BICUDO, DC., FORTI, MC. and BICUDO, CEM. eds. *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 141-158.
- BICUDO, CEM., FERRAGUT, C. and MASSAGARDI, MR. 2009. Cryptophyceae population dynamics in an oligo-mesotrophic reservoir (Ninfeias pond) in São Paulo, southeast Brazil. *Hoehnea*, vol. 36, p. 99-111.
- BICUDO, DC. 1988. Algas epífitas do Lago das Ninfeias, São Paulo, Brasil, 1: Cyanophyceae. *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 48, p. 407-419.
- BICUDO, DC., FONSECA, BM., BINI, LM., CROSSETTI, LO., BICUDO, CEM. and ARAÚJO-JESUS, T. 2007. Undesirable side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. *Freshwater Biology*, vol. 52, p. 1120-1133.
- CHEN, X., WANG, X., WU, D., HE, S., KONG, H. and KAWABATA, Z. 2009. Seasonal variation of mixing depth and its influence on phytoplankton dynamics in the Zeya reservoir, China. *Limnology*, 10: 159-165.
- COLE, G. 1983. *Textbook of Limnology*. 3rd ed. The C.V. Mosby Co., London, 436 p.
- CONTI, JB. and FURLAN, SS. 2003. *Geologia: o clima, os solos e a biota*. In ROSS, J.L. org. *Geografia do Brasil*. São Paulo: EDUSP. p. 67-207.

- CROSSETTI, LO. and BICUDO, CEM. 2008. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia*, vol. 610, p. 161-173.
- DADON, LR. 1995. Calor y temperatura en cuerpos lénticos. In LOPRETTO, EC. and TELL, G. eds. *Ecosistemas de aguas continentales: metodologías para su estudio*. Buenos Aires: Ediciones Sur. 377 p.
- DIEHL, S., BERGER, S., PTACNIK R. and WILD, A. 2002. Phytoplankton, light, and nutrients in a gradient of mixing depths: field experiment. *Ecology*, vol. 83, p. 399-411.
- FONSECA, BM. and BICUDO, CEM. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600: 267-282.
- FONSECA, BM. and BICUDO, CEM. 2011. Phytoplankton seasonal and vertical variations in a tropical shallow reservoir with abundant macrophytes (Ninfeias Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, vol. 665, p. 229-245.
- FRANKLIN, JF. 1988. Importance and justification of long-term studies in ecology. In LIKENS, GE. ed. *Long-term studies in ecology: approaches and alternatives*. New York: Springer-Verlag. p. 3-19.
- GEORGE, DG. and HARRIS, GP. 1985. The effect of climate on long term changes in crustacean zooplankton biomass of Lake Windermere. *Nature*, vol. 316, p. 536-539.
- GIL-GIL, F., FERRAGUT, C. and BICUDO, CEM. 2011. Do phytoplankton fractions < 20µm dominate in tropical reservoirs independent of their trophic? *Limnetica* vol.30, n°1, p. 143-158.
- GOLTERMAN, HL., CLYMO, RS. and OHMSTAD, MAM. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 213 p.
- HENRY, R. 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. In TUNDISI, JG. and STRAŠKRABA, M. eds. *Theoretical reservoir ecology and its application*. Leiden: Blackhuys Publishers. p. 125-152.
- HENRY, R. and CURI, PR. 1981. Influências de parâmetros climatológicos sobre alguns fatores físico-químicos da represa do rio Pardo (Botucatu, SP). *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 41, p. 299-306.
- HENRY, R., NUNES, MA., MITSUKA, PM. and LIMA, N. 1998. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). *Revista Brasileira de Biologia*, vol.58 p. 571-590.

- HUISMAN, J., SHARPLES, J., STROOM, JM., VISSER, PM., KARDINAAL, WEA., VERSPAGEN, JMH. and SOMMEIJER, B. 2004. Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, vol. 85, p. 2960-2970.
- IAG-USP, 2012. Available from: estacao.iag.usp.br. Access in 30 Aug. 2012
- INPE, 2012. Available from: <http://www.cptec.inpe.br/>. Access in 31 July 2012.
- JÄGGER, CG., DIEHL, S. and SCHMIDT, GM. 2008. Influence of water-column depth and mixing on phytoplankton biomass, community composition, and nutrients. *Limnology and Oceanography*, vol. 53, p. 2361-2373.
- KALFF, J. 2003. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice Hall, New Jersey. 592 p.
- LAMPERT, W. and SOMMER, U. 1997. *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. New York: Oxford University Press. 382 p.
- LEIRA, M., CHEN, G., DALTON, C., IRVINE, K. and TAYLOR, D. 2009. Patterns in freshwater diatom taxonomic distinctness along an eutrophication gradient. *Freshwater Biology*, vol. 54, p. 1-14.
- LOPES, MRM. and BICUDO, CEM. 2001. Short-term variation of physical characteristics of a shallow subtropical oligotrophic reservoir Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 12, p. 87-98.
- MACKERETH, FJH., HERON, J. and TALLING, JF. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Titus Wilson & Son Ltd., Kendall: 117 p. (Freshwater Biological Association Scientific Publication, n° 39).
- McCUNE, B. and MEFFORD, MJ. 2011. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 6.0. Oregon: MJM Software Design.
- MERCANTE, CT. and BICUDO, CEM. 1996. Variação espacial e temporal das características físicas e químicas no açude do Jacaré, Mogi Guaçu, Estado de São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 8, p. 75-101.
- NOGUEIRA, MG. and MATSUMURA-TUNDISI, T. 1994. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho, São Carlos, SP): dinâmica das variáveis físicas e químicas. *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 54, p. 147-159.
- PTACNIK, R., DIEHL, S. and BERGER, S. 2003. Performance of sinking and nonsinking phytoplankton taxa in a gradient of mixing depths. *Limnology and Oceanography*, vol. 48, p. 1903-1912.
- RAMÍREZ, JJ. and BICUDO, CEM. 2002. Variation of climatic and physical co-determinants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days in a shallow tropical reservoir, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 62, p. 1-14.

- REYNOLDS, CS. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 384 p.
- ROUF, AJMA., AMBAK, MA., SHAMSUDIN, L., PHANG, S. and HO, SC. 2008. Temporal changes in the periphytic algal communities in a drowned tropical forest reservoir in Malaysia: Lake Kenyir. *Lakes & Reservoirs*, vol. 13, p. 271-287.
- SCHÄFFER, A. 1985. *Fundamentos em ecologia e biogeografia de águas continentais*. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 533 p.
- SCHEFFER, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. London: Chapman & Hall. 357 p.
- SCHEFFER, M., HOSPER, SH., MEIJER, ML., MOSS, B. and JEPPESEN, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 8, p. 275-279.
- SCHEFFER, M. and VAN NES, EH. 2007. Shallow lakes theory: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, vol. 584, p. 455-466.
- SCHINDLER, DW., BAYLEY, SE., PARKER, BR., BEATY, KG., CRUIKSHANK, DR., FEE, EJ., SCHINDLER, EU. and STANTON, MP. 1996. The effects of climatic warming on the properties of boreal lakes and streams at the experimental lakes area, Northwestern Ontario. *Limnology and Oceanography*, vol. 41, p. 1004-1017.
- SILVA, LHS. 2004. Fitoplâncton de um pequeno reservatório eutrófico (lago Monte Alegre, Ribeirão Preto, SP): dinâmica temporal e respostas à ação do zooplâncton e peixes. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. 217p.
- SOLORZANO, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, 14: 799-801.
- STRICKLAND, JD. and PARSONS, TR. 1960. A manual of sea water analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 125: 1-185.
- TUNDISI, JG. and MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de textos. 631 p.
- VALDERRAMA, JC. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, vol. 10, p. 109-122.
- WATANABE, S. coord. 1997. *Glossário de ecologia*. 2nd ed. São Paulo: Publicação ACIESP nº 103. 352 p.
- WETZEL, RG. 2001 *Limnology: lakes and river ecosystems*. Academic Press, San Diego. 1006 p.

Varição sazonal e vertical da comunidade fitoplânctonica do Lago das Ninfas no período de 5 anos

Abstract

Seasonal and vertical variation of the phytoplankton community was studied from samplings gathered monthly during five years (1997 a 2001) at four depths (subsurface, 1 m, 2 m and c. 30 cm from the bottom) at the Ninfas Pond (23°38'18.95"S, 46°37'16.3"W). 479 taxa were recorded and divided into 13 classes. Chlorophyceae and Zygnemaphyceae showed the greatest number of taxa, respectively 153 and 80. During the rainy period (water column stratified), flagellates *Cryptomonas platyuris* and *Anisonema platysonum* stands out. Their biovolume was greater in 2001 at the surface and 1 m depth, where the nutrients concentration was low compared to those of the previous years. *Anisonema platysonum* showed its greatest biovolume at the bottom towards the end of the period, when the macrophytes' decomposition allowed an organic matter increase favoring the development of non-pigmented euglenoids. When Z_{mix} was deeper and reached the bottom of the reservoir during the dry period (water column mixed), *Chrysochromulina breviturrita* (Chrysophyceae) stand out associated with low temperature, low nutrient availability and neutral to acid pH, presenting its greatest biovolume from 1998 to 2000 at the surface and 1 m depth. *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* (Dinophyceae) was linked to the transitional months, their greatest biovolume measured at the surface and 1 m depth. Despite of being rich and diversified, the Ninfas Pond phytoplankton community did not show any difference according to the Simpson Index, for it amplifies the difference among dominant and rare species and, presently, 78% of taxonomic richness is of rare species. On the contrary, the Shannon Index showed difference between the rainy and dry periods, for this index emphasizes the rare species. The dry period presented a greater diversity that the rainy one due, maybe, to the complete circulation of the water column that disponibilized nutrients along the entire vertical profile of reservoir. It was finally concluded that chemical and physical alterations

at the Ninfeias Pond played a determinant role on the vertical and seasonal structure of its phytoplankton community.

Key words: descriptive species, seasonal variation, taxonomic richness, thermal stratification, vertical variation.

Resumo

As variações sazonal e vertical da comunidade fitoplanctônica foram estudadas a partir de amostragens mensais sucessivas realizadas durante cinco anos (1997 a 2001) em quatro profundidades (subsuperfície, 1 m, 2 m e ca. 30 cm acima do fundo) do Lago das Ninfeias (23°38'18,95"S, 46°37'16,3"W). Foram identificados 479 táxons divididos em 13 classes. Chlorophyceae e Zygnemaphyceae apresentaram os maiores números de táxons, 153 e 80, respectivamente. Durante o período chuvoso (coluna d'água estratificada), destacaram-se os flagelados *Cryptomonas platyuris* e *Anisonema platysonum*. O biovolume dessas espécies foi maior em 2001 na superfície e a 1 m de profundidade, onde a concentração de nutrientes foi baixa em relação àquela do fundo nos anos anteriores. No final desse período, *Anisonema platysonum* apresentou maior biovolume no fundo, quando a decomposição das macrófitas propiciou aumento da matéria orgânica e favoreceu o desenvolvimento de euglenóides não pigmentados. Quando a Z_{mis} foi mais profunda atingindo o fundo durante o período seco (coluna d'água misturada), destacou-se *Chrysochromulina breviturrita* (crisofícea) associada a baixas temperaturas, pouca disponibilidade de nutrientes e pH neutro a ácido, apresentando seus maiores biovolumes de 1998 a 2000 na superfície e na profundidade de 1 m. *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* (dinofícea) relacionou-se com os meses de transição, com seus maiores valores de biovolume na superfície e a 1 m. Embora a comunidade fitoplanctônica do Lago das Ninfeias seja rica e diversificada, não apresentou diferença pelo Índice de Simpson, por esse índice amplificar a diferença entre espécies dominantes e raras e, atualmente, 78% da riqueza foram de espécies raras. Diferente, o Índice de Shannon mostrou diferença entre os períodos de chuva e seca, pelo índice privilegiar as espécies raras. O período seco apresentou maior diversidade que o chuvoso devido, talvez, à circulação completa da coluna d'água que disponibilizou nutrientes por todo o perfil vertical do reservatório. Concluiu-se, então, que as alterações químicas e físicas desempenharam papel determinante, no Lago das Ninfeias, na estrutura da comunidade fitoplanctônica.

Palavras-chave: espécies descritoras, estratificação térmica, riqueza taxonômica, variação sazonal, variação vertical.

1. Introdução

Embora ainda escassos, os estudos de longa duração são importantes não só para o conhecimento das variações ambientais e suas implicações ao ecossistema local, como também para elaborar programas e modelos de monitoramento e manejo ambiental. (Barbosa & Padisák 2004).

O ecossistema aquático está sujeito às variações climáticas alterando suas características físicas, químicas e, conseqüentemente, também as biológicas. As variações climáticas ocorrem, principalmente, devido à sazonalidade, ou seja, o padrão anual e repetitivo de diferentes estações no decorrer de um ano devido a eventos meteorológicos. Na parte tropical do Hemisfério Sul, a sazonalidade é determinada pelo padrão anual de pluviosidade caracterizando, então, dois períodos anuais, um quente e chuvoso e outro frio e seco (Ashton 1985).

Neste sentido, o conceito de sazonalidade em ecologia do fitoplâncton é, em geral, utilizado para especificar os padrões sequenciais de sucessão que ocorrem no período de um ano em conseqüência das mudanças climáticas e ambientais.

A comunidade fitoplanctônica desenvolve-se como conseqüência das habilidades diferentes de cada espécie em colonizar, crescer, competir, tolerar estresse e assim resistir aos processos de perda. Dessa forma, surgem diferentes estruturas de comunidades em diferentes habitats tornando a distribuição das algas heterogênea no corpo aquático tanto vertical quanto horizontalmente (Reynolds 1984, 1997a). Uma das principais características da comunidade das algas é a sua resposta imediata, tanto espacial quanto temporal, a qualquer alteração das condições ambientais, podendo ser indicadores eficientes das alterações naturais ou antropogênicas nos ecossistemas aquáticos lênticos (Margalef 1983, Padisák 1992, Ptacnik *et al.* 2003, Huisman *et al.* 2004). Porém, encontrar os fatores que controlam a riqueza e a diversidade das espécies, bem como sua distribuição espacial e temporal é um dos grandes desafios para a ecologia (Tilzer 1973, Dodson *et al.* 2000, Thomaz *et al.* 2003, Fonseca & Bicudo 2008, Becker *et al.* 2010).

Lagos rasos, isto é, os que tem profundidade média inferior a 3 m (Scheffer 1998, 2001), possuem, igualmente, a característica de responder rapidamente às alterações ambientais e climáticas, tais como o regime de mistura e estratificação da coluna d'água e o aporte de nutrientes, entre outros (Wilhelm & Adrian 2008). Tais mudanças tem conseqüências diretas sobre a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (Scheffer 2001).

Assim, o presente trabalho teve como objetivo analisar a estrutura e a dinâmica da comunidade de fitoplâncton no reservatório mesotrófico Lago das Ninfeias no decorrer de cinco anos (cinco ciclos sazonais), avaliar a distribuição ao longo do perfil vertical da coluna d'água bem, como a resposta a flutuação ambiental e às mudanças físicas e químicas da água.

2. Área de Estudo

A área de estudo deste trabalho está descrito na Introdução geral desta tese.

3. Material e Métodos

3.1. Fitoplâncton

As amostragens foram realizadas mensalmente ao longo de cinco anos (1997 a 2001) em quatro diferentes profundidades: subsuperfície, 1 m, 2 m e aproximadamente 30 cm acima do fundo do reservatório.

As amostras destinadas à análise qualitativa do fitoplâncton foram obtidas utilizando rede de plâncton com malha de 20 μm e foram fixadas e preservadas imediatamente após a coleta com solução aquosa de formalina a 4% em frasco do tipo Wheaton.

Uma alíquota de 200 ml da amostra coletada com um amostrador tipo van Dorn era retirada, armazenada em frasco do tipo Wheaton e fixada em solução aquosa de lugol acético a 1% para as análises quantitativas.

A composição florística do fitoplâncton foi feita utilizando microscópio binocular Zeiss, modelo Axioskop 2, com câmara-clara e ocular-de-medição digital. A identificação taxonômica foi baseada nas publicações de floras já levantadas para a área, bibliografia clássica e moderna, a fim de identificar os materiais em nível específico e, quando necessário, infraespecífico.

A densidade algal foi estimada segundo Utermöhl (1958) considerando o tempo de quatro horas para a sedimentação do material a cada um centímetro de altura da câmara (Edler 1979) utilizando os microscópios da marca Zeiss modelos Jena-Sedival, Axiovert 25 e Observer D1. As contagens foram realizadas em transeções horizontais e verticais, examinando um a cada três campos. O limite de contagem foi estabelecido com base em dois critérios, quais sejam: (1) até serem atingidos 100 indivíduos de uma mesma espécie e (2) a curva de rarefação (sete campos consecutivos sem ser encontrado um táxon ainda não observado) (Bicudo 1990). Cada célula, cenóbio, colônia e filamento era considerado um indivíduo.

O cálculo da densidade relativa fitoplanctônica foi realizado conforme Ros (1979), onde os resultados são expressos em ind ml^{-1} .

$$\text{Ind ml}^{-1} = [n / (s.c.h)] \cdot F$$

Onde:

Ind ml^{-1} = indivíduos por mililitro

N = número de indivíduos contados

S = área do campo de contagem (mm^2)

C = número de campos contados

H = altura da câmara de sedimentação utilizada (mm)

F = fator de correção de mm³ para ml (10³)

Os dados de biovolume das espécies foram extraídos do banco de dados do Parque do Estadual das Fontes do Ipiranga.

O biovolume de cada espécie não encontrado no banco foi calculado com base nos sólidos geométricos que mais se aproximaram da forma da célula, isolado ou combinado segundo Hillebrand *et al.* (1999) e Sun & Liu (2003). Foi calculado o biovolume inicial de cada táxon a partir dos valores médios de 20 a 30 indivíduos quando possível e a este valor multiplicou-se a densidade relativa obtendo o biovolume relativo da comunidade.

Foram consideradas espécies descritoras da comunidade todas as que representaram mais do que 5% do total da densidade relativa da amostragem em, pelos menos, uma das unidades amostrais.

As espécies fitoplanctônicas foram classificadas com relação à frequência relativa de ocorrência (%), cuja definição é dada pelo número de unidades amostrais onde a espécie foi observada em relação ao número total de unidades amostrais. Foi utilizado o seguinte critério:

$$\begin{aligned} F \leq 10\% &= \text{espécie rara} \\ 10\% < F \leq 50\% &= \text{espécie comum} \\ F > 50\% &= \text{espécie constante} \end{aligned}$$

Onde:

F = frequência relativa de ocorrência

3.1.1. Índices de diversidade biológica

Os seguintes índices biológicos foram calculados para a comunidade fitoplanctônica:

- 1) **Índice de Simpson:** baseado na probabilidade de que quaisquer dois indivíduos coletados aleatoriamente em uma comunidade “infinitamente” grande pertencer a uma mesma espécie (Simpson 1949).

$$D = \sum [n_i * (n_i - 1) / N * (N - 1)]; 1 - D \text{ (fórmula complementar)}$$

Onde:

N_i = biovolume relativo de cada táxon na unidade amostral

N = biovolume total da amostra

Utilizando a fórmula complementar, quanto maior o valor maior será a diversidade do ambiente.

- 2) **Equitabilidade de Simpson** (Homogeneidade de Simpson): estabelece o quão homogênea é a abundância. Valores próximos a zero significam muita discrepância entre as abundâncias (Magurran 2004).

$$E = (1 / D) / S$$

Onde:

D = Diversidade de Simpson

S = riqueza da amostra

- 3) **Índice de Shannon**: baseado na premissa de que os indivíduos estão distribuídos aleatoriamente e todas as espécies estão representadas na amostra (Shannon e Weaver 1949).

$$H' = -\sum pi * \ln(pi)$$

Onde:

pi = abundância relativa da espécie dada por (ni / N)

ni = biovolume relativo da espécie

N = biovolume relativo total

- 4) **Índice de Equitabilidade de Pielou**: é a medida da uniformidade da distribuição das espécies (Pielou 1975)

$$J' = H' / \ln S$$

Onde:

H' = índice de Shannon

S = número de táxon da unidade amostral

3.2. *Tratamento estatístico*

Foi aplicada a Análise das Coordenadas Principais (ACoP), ou seja, uma técnica de ordenação com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados e facilitar a interpretação de processos que envolvem muitas variáveis. A ACoP possui a propriedade de manter, num sistema de coordenadas cartesianas, as distâncias originais entre as unidades amostrais de uma matriz de pareceria (Bini 2004). A ACoP foi obtida por meio de uma matriz de similaridade calculada com base no coeficiente de Bray-Curtis.

Para determinar as variáveis mais importantes relacionadas à estrutura da comunidade fitoplanctônica foi realizada a Análise de Correspondência Canônica (ACC) integrando as principais variáveis abióticas obtidas pela Análise de Componentes Principais (ACP) realizada

no capítulo 1 e as 55 variáveis biológicas. A ACC tem como objetivo encontrar combinações lineares que maximizem a correlação entre dois conjuntos de dados (Bini 2004).

Os dados abióticos e biológicos foram previamente transformados por meio de $\log(x + 1)$ para ambas as análises, com exceção do pH.

O programa utilizado nas análises multivariadas foi o PC-ORD versão 6 (McCune & Mefford 2011).

4. Resultados

4.1. Composição do fitoplâncton

Foram identificados 479 táxons divididos em 13 classes (tabela 1). Chlorophyceae e Zygnemaphyceae foram as classes que apresentaram maiores números de táxons, 152 e 80, respectivamente. Não foi possível identificar 13 táxons ora por não apresentarem inequívocas as características diagnósticas e ora pela falta de literatura. A riqueza amostral média foi de 39 táxons considerando todos os meses dos cinco anos. Durante o período chuvoso, a média foi 38 táxons e durante o período seco, 40. Observou-se que pelo gráfico de isolinhas (figura 1) que a distribuição da riqueza é bastante heterogênea, não sendo observado qualquer padrão de distribuição; apenas em alguns meses o fundo do reservatório apresentou menores valores de riqueza quando comparado com a superfície (figura 1).

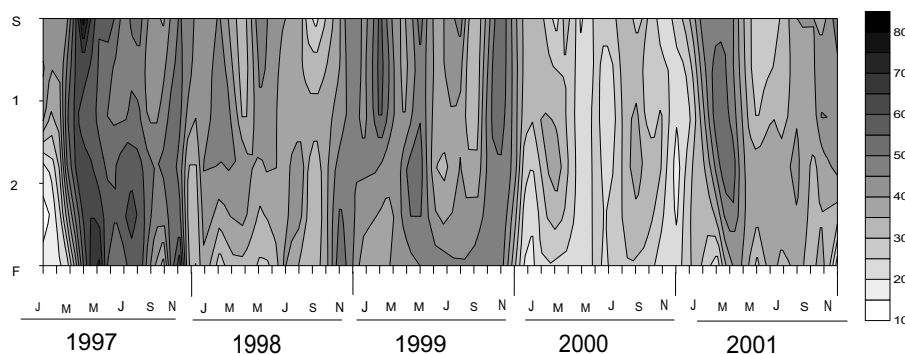


Figura 1. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas da riqueza fitoplanctônica do Lago das Ninféias no período 1997-2001.

Tabela 1. Classes de material do fitoplâncton encontradas no Lago das Ninfeias no período de cinco anos (1997-2001), número de táxons e a porcentagem de contribuição.

Classe	Número de táxons	%
Chlorophyceae	152	32
Zygnemaphyceae	80	17
Bacillariophyceae	48	10
Euglenophyceae	48	10
Cyanobacteria	40	8
Chrysophyceae	37	8
Prasinophyceae	19	4
Cryptophyceae	17	3
Dinophyceae	9	2
Xanthophyceae	9	2
Raphidophyceae	3	0,6
Eustigmatophyceae	2	0,4
Oedogoniophyceae	1	0.2
Rhodophyceae	1	0.2

Em relação à frequência de ocorrência, 14 (3%) táxons foram considerados constantes, 89 (19%) comuns e 376 (78%) raros. As espécies *Chromulina elegans*, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus ecornis*, *Monoraphidium griffithii*, *Cryptomonas erosa*, *Trachelomonas volvocinopsis*, *Chlamydomonas sordida* e *Monoraphidium arcuatus* foram os táxons mais frequentes por estarem presentes em mais de 60% das unidades amostrais.

A tabela 2 inclui os táxons do fitoplâncton encontrados no Lago das Ninfeias.

Tabela 2. Táxons da comunidade fitoplanctônica encontrados no Lago das Ninfeias no período de 1997-2001.

BACILLARIOPHYTA	
<i>Achnanthes</i> sp. 1	<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auerswald ex
<i>Achnantheidium catenatum</i> (Bily & Marvan)	Heiberg) Krammer
Lange-Bertalot	<i>Denticula</i> sp. 1
<i>Achnantheidium</i> cf. <i>microcephalum</i> Kutzing	<i>Denticula</i> sp. 2
<i>Achnantheidium</i> sp. 5	<i>Discostela stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grunov) Ross	& Klee
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	<i>Encyonema lunatum</i> (W. Smith) van Heurck
<i>Aulacoseira</i> sp. 1	<i>Encyonema mesianum</i> (Cholnoky) Mann
Bacillariophyceae sp. 1	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills
Bacillariophyceae sp. 2	<i>Eunotia</i> cf. <i>flexuosa</i> (Brébisson) Kützing
<i>Brachysira</i> sp. 1	<i>Fragilaria</i> sp. 1
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grunow	<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	<i>Frustulia</i> cf. <i>rhomboides</i> var. <i>crassinervia</i>
<i>Cymbella</i> sp. 1	(Brébisson ex W. Smith) Ross

<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) de Toni var.	<i>Navicula</i> sp. 2
<i>crassinervia</i> (Brébisson) Ross	<i>Navicula</i> sp. 4
<i>Gomphonema affine</i> var. <i>affine</i>	<i>Navicula</i> sp. 8
<i>Gomphonema affine</i> var. <i>rhombicum</i> E.	<i>Navicula cryptonella</i> Grunow
Reichardt	<i>Nitzschia</i> cf. <i>denticula</i> Grunow
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing)	<i>Nitzschia palea</i> Oedog
Rachenbach	<i>Pinnularia</i> sp. 6
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg emend. van	<i>Pinnularia divergens</i> W. Smith var. <i>divergens</i>
Heurck var. <i>gracile</i>	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg var. <i>subundulata</i>
<i>Gomphonema laticollum</i> Reichardt	(Mayer) Frenguelli
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	<i>Pinnularia viridis</i> var. <i>viridis</i>
<i>Gomphonema</i> sp. 1	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg
<i>Gomphonema</i> sp. 3	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal
<i>Gomphonema subtile</i> Ehrenberg	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère
<i>Navicula</i> sp. 1	<i>Suriella</i> sp. 1

CHLOROPHYCEAE

<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	<i>Chlamydomonas sagittula</i> Skuja
<i>Actinastrum</i> sp. 2	<i>Chlamydomonas sórdida</i> Ettl
<i>Actinastrum gracillimum</i> G.M. Smith	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck
<i>Ankistrodesmus bernardii</i> Komárek	<i>Chlorococcales</i> sp. 1
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reinsch) Koršikov	<i>Chlorococcales</i> sp. 3
<i>Ankistrodesmus densus</i> Koršikov	<i>Chlorococcales</i> sp. 4
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	<i>Chlorococcales</i> sp. 6
<i>Ankistrodesmus fusiformes</i> Corda <i>sensu</i>	<i>Chlorococcales</i> sp. 7
Koršikov	<i>Chlorococcales</i> sp. 10
<i>Ankistrodesmus gracile</i> (Reinsch) Koršikov	<i>Chlorococcales</i> sp. 11
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turner) Lemmermann	<i>Chlorococcales</i> sp. 12
<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	<i>Chlorococcum infusionum</i> (Schrank) Meneghini
<i>Botryococcus protuberans</i> W. West & G.S. West	<i>Chloromonas grovei</i> (G.S. West) Gerloff & Ettl
<i>Carteria plana</i> Pascher	<i>Chloromonas pumilio</i> Ettl
<i>Carteria hiemale</i> Skvortzov <i>ex</i> C. Bicudo	<i>Choricystis minor</i> (Skuja) Fott
<i>Carteria lunenzes</i> Pascher & Jahoda	<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M. Smith) Belcher
<i>Carteria polychloris</i> Pascher	& Swale var. <i>acicularis</i>
<i>Carteria sanpaulenses</i> Skvortzov	<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris
<i>Carteria wisconsinensis</i> Huber-Pestalozzi	<i>Coelastrum microporum</i> var. <i>microporum</i>
<i>Coccomonas orbicularis</i> Stein	<i>Coelastrum microsporum</i> var. <i>octaedricum</i>
<i>Coccomonas</i> sp. 1	(Skuja) Sodomková
<i>Chlamydomonas epihotica</i> G.M. Smith	<i>Coelastrum proboscideum</i> Bohlin
<i>Chlamydomonas debaryana</i> Goroschankin	<i>Coelastrum pseudomicrosporum</i> Koršikov
<i>Chlamydomonas gloeopara</i> Rodhe & Skuja	<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dangeard) Senn
<i>Chlamydomonas planctogloea</i> Skuja	<i>Coelastrum</i> sp. 1

- Coleochaete irregularis* var. *irregularis*
Crucigenia fenestrata (Schmidle) Schmidle
Crucigenia quadrata Morren
Crucigenia tetrapedia (Kirchner) West & West
Crucigeniella apiculata (Lemmermann)
 Komárek
Crucigeniella crucifera (Wolle) Komárek
Crucigeniella retangularis (Nägeli) Gay
Desmodesmus abundans (Kirchner) E.
 Hegewald
Desmodesmus armatus (Chodat) E. Hegewald
 var. *armatus*
Desmodesmus armatus var. *quadricauda*
Desmodesmus bicaudatus (Dedusenko)
 Tsarenko
Desmodesmus brasiliensis (Bohlin) E.
 Hegewald
Desmodesmus denticulatus (Lagerheim) S.S.
 An, T. Friedl & E. Hegewald
Desmodesmus cf. *díspar* (Brébisson) E.
 Hegewald
Desmodesmus intermedius var. *acutispinus*
 (Roll) E. Hegewald
Desmodesmus magnus (Meyen) Tsarenko
Desmodesmus pseudodenticulatus (E.
 Hegewald) E. Hegewald
Desmodesmus quadricaudatus (Turpin) E.
 Hegewald
Desmodesmus semipulcher
Desmodesmus sp. 1.
Desmodesmus sp. 3.
Desmodesmus spinosus (Chodat) E. Hegewald
Desmodesmus serratus (Corda) S.S. An, T.
 Friedl & E. Hegewald
Dictyosphaerium botrytella Komárek & Perman
Dictyosphaerium ehrenbergianum Nägeli
Dictyosphaerium pulchellum H.C. Wood
Dictyosphaerium pulchellum var. *minimum*
 Bachmann
Didymocystis bicellularis (R. Chodat) Komárek
Didymogenes palatina Schmidle
Diplochlorella decussata Koršikov
Eutetramorus fottii (Hindák) Komárek
Eutetramorus globosus Walton
Franceia aranea
Gloeotila pelagica (Nygaard) Skuja
Golenkiniopsis parvula (Voronichin) Koršikov
Golenkiniopsis solitária (Koršikov) Koršikov
Granulocystis helenae Hindák
Kirchneriella diana (Bohlin) Comas
Kirchneriella irregulares var. *irregularis*
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius
Kirchneriella microscopic Nygaard
Kirchneriella obesa (W. West) Schmidle *sensu*
 Hindák
Kirchneriella pinguis Hindák
Kirchneriella subcapitata Koršikov
Monoraphidium arcuatum (Koršikov) Hindák
Monoraphidium braunii (Nägeli) Komárková-
 Legnerová
Monoraphidium circinale (Nygaard) Nygaard
Monoraphidium contortum (Thuret)
 Komárková-Legnerová
Monoraphidium convolutum (Corda)
 Komárková-Legnerová
Monoraphidium dybowskii (Woloszynska)
 Hindák. & Komárková-Legnerová
Monoraphidium griffithii (Berkeley)
 Komárková-Legnerová
Monoraphidium irregulare (G.M. Smith)
 Komárková-Legnerová
Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárková-
 Legnerová
Monoraphidium nanum (Ettl) Hindák
Monoraphidium pseudobrauni (Belcher &
 Swale) Heynig
Monoraphidium tortile (Wets & West)
 Komárková-Legnerová
Nephrochlamys subsolitaria (G. S. West)
 Koršikov

<i>Nephrochlamys willeana</i> (Printz) Koršikov	<i>Scenedesmus danubialis</i> Hortobágyi
<i>Oedogonium</i> sp. 1	<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat
<i>Oocystis</i> sp. 1	<i>Scenedesmus incrassatulus</i> Bohlin
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing
<i>Pseudodidymocystis fina</i> (Komárek) E. Hegewald & Deason	<i>Scenedesmus obliquus</i> var. <i>dimorphus</i>
<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Koršikov) E. Hegewald & Deason	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen
<i>Pandorina smithii</i> Chodat	<i>Scenedesmus obtusus</i> var. <i>obtusus</i>
<i>Pteromonas</i> sp. 1	<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat
<i>Pteromonas pseudoangulosum</i> Péterfi	<i>Scenedesmus regularis</i> Svirenko
<i>Rhombocystis lacryma</i> Komárek	<i>Scenedesmus</i> sp. 2
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat var. <i>acuminatus</i>	<i>Selenastrum capricornutum</i> Printz
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>elongatus</i> G.M. Smith	<i>Stigeoclonium</i> sp. 1
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	<i>Tetrachlorella alternans</i> (G.M. Smith) Koršikov
<i>Scenedesmus acutus</i> var. <i>acutus</i> f. <i>alternans</i>	<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg
<i>Scenedesmus arcuatus</i> Lemmermann	<i>Tetraëdron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg
<i>Scenedesmus arcuatus</i> var. <i>platydiscus</i>	<i>Tetraëdron triangulare</i> Koršikov
<i>Scenedesmus bernardii</i> G.M. Smith	<i>Tetrastum komarekii</i> Hindák
<i>Scenedesmus bijuga</i> var. <i>disciformis</i> (Chodat) Leite	<i>Tetrastum punctatum</i> Ahlstrom & Tiffany
<i>Scenedesmus brevispina</i> (G.M. Smith) Chodat	<i>Tetrastum triangulare</i> (Chodat) Komárek
	<i>Treubaria schmidlei</i> (Schröder) Fott & Kovácik
	<i>Ulothrix subtilissima</i> Rabenhorst
	<i>Willea irregularis</i> (Wille) Schmidle
	<i>Westella botryoides</i> (West) De Wildemann

CHRYSOPHYCEAE

<i>Bitrichia ollula</i> Fott (Bourrelly)	<i>Chrysochromulina breviturrita</i> Nic
<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	<i>Chrysodidymus synuroideus</i> Prowse
<i>Chromulina elegans</i> Doflein	<i>Chrysophyceae</i> sp. 1
<i>Chromulina glacialis</i>	<i>Chrysophyceae</i> sp. 2
<i>Chromulina minima</i> Doflein	<i>Chrysophyceae</i> sp. 4
<i>Chromulina minuta</i>	<i>Dinobryon divergens</i> Imhof
<i>Chromulina nebulosa</i> Cienkowski	<i>Dinobryon sertularia</i> var. <i>sertularia</i>
<i>Chromulina pygmaea</i> Nygaard	<i>Dynobryon</i> cf. <i>cylindricum</i> Imhof
<i>Chromulina slovacca</i>	<i>Mallomonas</i> sp. 1
<i>Chromulina</i> sp. 2	<i>Mallomonas</i> sp. 2
<i>Chromulina tenera</i> Matvienko	<i>Mallomonas</i> sp. 3
<i>Chromulina verrucosa</i>	<i>Mallomonas</i> sp. 4
<i>Chrysococus radians</i>	<i>Ochromonas danica</i> Pringsheim
<i>Chrysococus</i> sp. 5	<i>Ochromonas elliptica</i>

<i>Ochromonas cf. hovassei</i>	<i>Lagynion macrotrachellum</i> (Stokes) Pascher
<i>Ochromonas margaritata</i> Skuja	<i>Paraphysomonas vestita</i> (Stokes) Saedeleer
<i>Ochromonas ovalis</i> Doflein	<i>Synura sphagnicola</i> (Koršikov) Koršikov
<i>Ochromonas verrucosa</i> Skuja	<i>Synura uvella</i> Ehrenberg
<i>Lagynion ampullacerum</i> (Stokes) Pascher	

CRYPTOPHYCEAE

<i>Chilomonas oblonga</i> Pascher	<i>Cryptomonas platyuris</i> Skuja
<i>Chilomonas paramecium</i> Ehrenberg	<i>Cryptomonas tenuis</i> Pascher
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenberg emend. Penard	<i>Cryptomonas tetrapyrenoidosa</i> Skuja
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, C. Bicudo & D. Bicudo	<i>Protocryptomonas acuta</i> Castro, C. Bicudo & D. Bicudo
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	<i>Protocryptomonas chilomonoides</i>
<i>Cryptomonas marsoni</i> Skuja	<i>Protocryptomonas elipsoidea</i>
<i>Cryptomonas obovata</i> Skuja	<i>Pseudocryptomonas americana</i> C. Bicudo & G. Tell
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	
<i>Cryptomonas phaseolus</i> Skuja	<i>Rhodomonas lacustres</i> Pascher & Ruttner

CYANOBACTERIA

<i>Anabaena</i> sp. 1	<i>Leptolyngbia elongata</i> (Swirenko) Conrad
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. West & G.S. West	<i>Limnothrix ghandii</i> (Kamat) C. Bicudo
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. West & G.S. West	<i>Limnothrix limnetica</i>
<i>Aphanocapsa koordersii</i> K. Strøm	<i>Lyngbya lagerheimii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmerman) Cronberg & Komárek	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing
<i>Aphanothece castagnei</i> (Brébisson) Rabenhorst	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerman
<i>Aphanothece smithii</i> Komárková-Legnerová & G. Cronberg	<i>Microcystis</i> sp. 1
<i>Arthrospira jenneri</i> Stizenberger ex Gomont	<i>Microcystis panniformis</i> Komárek <i>et al.</i>
<i>Chroococcus minor</i> (Kützing) Nägeli	<i>Nostoc muscorum</i> Bornet & Flahault
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	<i>Nostoc punctiforme</i> (Kützing) Hariot
<i>Coelosphaerium punctiferum</i> Komárek & Komárková-Legnerová	<i>Oscillatoria ornata</i> Kützing ex Gomont
<i>Coelosphaerium evidenter-marginatum</i> Azevedo & Sant'Anna	<i>Oscillatoria pulcherrima</i> Azevedo & Sant'Anna
<i>Geitlerinema ambigua</i>	<i>Oscillatoria</i> sp. 1
<i>Geitlerinema unigranulatum</i> (Singh) Komárek & Azevedo	<i>Oscillatoria tenuis</i> C. Agardh
<i>Geitlerinema</i> sp. 2	<i>Planktothrix aghardii</i> (Gomont) Komárek & Anagnostidis
<i>Gomphosphaeria virieuxii</i> Komárek & Hindák	<i>Pseudanabaena cf. moniliformis</i> Komárek & Kling
<i>Hapalosiphon aureus</i> W. West & G.S. West	<i>Pseudanabaena galeata</i> Bocher
<i>Hapalosiphon stuhlmanni</i> Hieronimus	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek
	<i>Rhabdoderma sanctipauli</i> Azevedo <i>et al.</i>
	<i>Romeria gracilis</i> (Koczwara) Koczwara

Synechococcus nidulans (Pringsheim) Komárek*Synechocystis aquatilis* Sauvageau**DINOPHYCEAE***Gymnodinium paradoxum* Schilling*Peridinium gatunense* Nygaard*Gymnodinium* sp. 1*Peridinium pusillum* (Pénard) Lemmermann*Gymnodinium* sp. 2*Peridinium* sp. 1*Hemidinium nasutum* Stein*Peridinium umbonatum* Stein var. *umbonatum**Peridinium cinctum* (Müller) Ehrenberg**EUGLENOPHYCEAE***Anisonema platysonum* Skuja*Phacus longicauda* (Ehrenberg) Dujardin*Euglena agilis* Carter*Phacus orbicularis* Hübner*Euglena comunis* Gojdic*Phacus pleuronectes* (O.F. Müller) Dujardin*Euglena deses* Ehrenberg*Phacus suecicus* (Ehrenberg) Stein*Euglena ehrenbergii* var. *ehrenbergii**Phacus tortus* (Lemmermann) Skvortzov*Euglena oblonga* Schmitz*Phacus triqueter* Hübner*Euglena proxima* var. *proxima**Strombomonas fluviatilis* var. *curvicauda**Euglena proxima* var. *piriformis* Szabados*Trachelomonas armata* var. *armata**Euglena schmitzii* Gojdic*Trachelomonas austriaca* (Playfair) Deflandre*Lepocinclis oxyuris* var. *charkowiensis**Trachelomonas bacillifera* var. *globulosa**Lepocinclis fusca* (Klebs) Kosmala & Zakrys

Playfair

Lepocinclis spirogyroides Marin & Melkonian*Trachelomonas curta* Da Cunha emend.*Euglena splendens* DangeardDeflandre var. *minima* Tell & Zalocar*Euglena velata* Klebs*Trachelomonas hispida* (Perty) Stein emend*Lepocinclis acus* var. *acus*Deflandre var. *hispida**Lepocinclis ovata* (Playfair) Conrad*Trachelomonas hispida* var. *coronata**Lepocinclis ovata* var. *australiana* (Playfair)

Lemmermann

Conrad

Trachelomonas lacustris Drezepolski*Lepocinclis ovum* (Ehrenberg) Lemmermann*Trachelomonas oblonga* Lemmermann*Lepocinclis fusiformis* (Carter) Lemmermann*Trachelomonas pulcherrima* Playfair var. *minor*

emend. Conrad

Playfair

Lepocinclis piriformis Cunha*Trachelomonas raciborskii* Woloszynska*Lepocinclis salina* Fritsch*Trachelomonas* sp. 5*Lepocinclis steinii* var. *steinii**Trachelomonas verrucosa* Stokes*Lepocinclis texta* (Dujardin) Lemmermann*Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg)*Phacus* sp. 1

Ehrenberg

Cryptoglena agilis Ehrenberg*Trachelomonas volvocinopsis* Swirenko*Phacus curvicauda* Swirenko**EUSTIGMATOPHYCEAE***Ellipsoidion oocystoides* Pascher*Ellipsoidion pachydermum* Ettl**OEDOGONIOPHYCEAE***Oedogonium patulum* Jao**PRASINOPHYCEAE***Argillamonas brasiliana* Skvortzov*Dioriticamonas biplastida* Skvortzov

<i>Fluitomonas centralis</i> Skvortzov	<i>Prototractomonas ovalis</i>
<i>Fluitomonas elíptica</i> Skvortzov	<i>Prototractomonas rotunda</i> Skvortzov ex C.
<i>Fluitomonas hiemale</i>	Bicudo
<i>Fluitomonas minuta</i>	<i>Pseudopedinomonas astigmata</i> (Skvortzov) C.
<i>Fluitomonas ovata</i>	Bicudo
<i>Fluitomonas pyrinoidea</i>	<i>Pseudopedinomonas oculata</i> (Skvortzov) C.
<i>Pedinomonas minutissima</i> Skuja	Bicudo
<i>Pedinomonas natantes</i> Skvortzov	<i>Pseudopedinomonas planctonica</i>
<i>Protoaceromonas rugosa</i> Skvortzov	<i>Tetraselmis cordiformis</i> (Carter) Stein
<i>Protochroomonas</i> cf. <i>granulata</i> Skvortzov	<i>Tetraselmis retangulares</i>

RAPHIDOPHYCEAE

<i>Colponema brasiliana</i>	<i>Vacuolaria virescens</i> Cienkowski
<i>Vacuolaria tropicalis</i> C. Bicudo & Cardoso	

RHODOPHYCEAE

Porphyridium aerugineum Geitler

XANTOPHYCEAE

<i>Centrtractus belenophorus</i> Lemmermann	<i>Heterothrix stichococcoides</i> Pascher
<i>Characiopsis mínima</i> Pascher	<i>Nephrodiella semilunaris</i> Pascher
<i>Characiopsis minutissima</i> Pascher	<i>Ophiocytiium capitatum</i> Wolle
<i>Characiopsis sphagnicola</i> Pascher	<i>Tetraëdriella jovetii</i> (Bourrelly) Bourrelly
<i>Heterothrix hormidioides</i> Vischer	

ZYGNEMAPHYCEAE

<i>Actinotaenium perminutum</i> (G.S. West) Teiling	<i>Closterium ralfsii</i> Brébisson ex Ralfs
<i>Actinotaenium wollei</i> (W. West & G.S. West) Teiling	<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs var. <i>setaceum</i>
<i>Arthrodesmus mucronulatus</i> Nordstedt	<i>Closterium venus</i> Kützing ex Ralfs
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	<i>Cosmarium abbreviatum</i> Raciborski
<i>Closterium cynthia</i> De Notaris	<i>Cosmarium bioculatum</i> Brébisson ex Ralfs
<i>Closterium cornu</i> Ehrenberg ex Ralfs	<i>Cosmarium bitriangulum</i> Grönblad
<i>Closterium diane</i> var. <i>diane</i>	<i>Cosmarium blytii</i> Wille
<i>Closterium directum</i> Archer	<i>Cosmarium contractum</i> var. <i>minutum</i> (Delponte) Coesel
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	<i>Cosmarium galeritum</i> Nordstedt
<i>Closterium jenneri</i> Ralfs	<i>Cosmarium globosum</i> Bulnheim
<i>Closterium juncidum</i> var. <i>juncidum</i>	<i>Cosmarium majae</i> Ström
<i>Closterium kuetzingii</i> Brébisson	<i>Cosmarium margaritatum</i> var. <i>minor</i>
<i>Closterium leibleinii</i> var. <i>boergesenii</i> (Schmidle) Skvortzov	<i>Cosmarium minutum</i> Delponte
<i>Closterium leibleinii</i> var. <i>leibleinii</i>	<i>Cosmarium moniliforme</i> Ralfs
<i>Closterium moniliferum</i> Ehrenberg ex Ralfs	<i>Cosmarium pseudoconnatum</i> var. <i>pseudoconnatum</i>
<i>Closterium navicula</i> (Brébisson) Lütkemüller	<i>Cosmarium phaseolus</i> Brébisson ex Ralfs
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli	

<i>Cosmarium pachydermum</i> Lundell	<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i> (Ralfs) Delponte
<i>Cosmarium punctulatum</i> Brébisson	<i>Staurastrum</i> sp. 1
<i>Cosmarium sphagnicolum</i> W. West & G.S. West	<i>Staurastrum bieneanum</i> Rabenhorst
<i>Cosmarium</i> sp. 1	<i>Staurastrum curvimarginatum</i> Scott & Grönblad
<i>Cosmarium</i> sp. 2	<i>Staurastrum inversenii</i> var. <i>americanum</i> Scott & Grönblad
<i>Cosmarium</i> sp. 6	<i>Staurastrum margaritaceum</i> var. <i>margaritaceum</i>
<i>Cosmarium</i> sp. 10	<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen
<i>Cosmarium subtumidum</i> var. <i>subtumidum</i> Nordstedt	<i>Staurastrum quadrangulare</i> var. <i>quadrangulare</i>
<i>Cosmarium subtumidum</i> var. <i>circulare</i> Borge	<i>Staurastrum quadrangulare</i> var. <i>longispinum</i> Børgesen
<i>Cosmarium subtumidum</i> var. <i>subtumidum</i> f. <i>minor</i> Borge	<i>Staurastrum sinuatum</i> Borge
<i>Cosmarium trilobulatum</i> Reinsch var. <i>trilobulatum</i> f. <i>trilobulatum</i>	<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda ex Ralfs	<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kützing) Ralfs ex Ralfs var. <i>tetracerum</i>
<i>Cylindrocystis brebissonii</i> (Ralfs) De Bary	<i>Staurastrum trifidum</i> Nordstedt
<i>Desmidium cylindricum</i> var. <i>cylindricum</i>	<i>Staurastrum volans</i> W. West & G.S. West
<i>Desmidium swartzii</i> C. Agardh ex Ralfs	<i>Staurastrum warmingii</i> Børgesen
<i>Euastrum abruptum</i> Nordstedt	<i>Stauroidesmus convergens</i> var. <i>pumilus</i> (Nordstedt) Teiling
<i>Euastrum validum</i> var. <i>glabrum</i> Krieger	<i>Stauroidesmus cuspidatus</i> (Brébisson) Teiling
<i>Gonatozygon monotaenium</i> De Bary	<i>Stauroidesmus dejectus</i> var. <i>dejectus</i>
<i>Groenbladia undulata</i> (Nordstedt) Förster	<i>Stauroidesmus dickei</i> (Ralfs) Lillieroth
<i>Haplotaenium minutum</i> (Ralfs) Bando var. <i>minutum</i>	<i>Stauroidesmus glaber</i> (Ralfs) Teiling
<i>Hyalotheca mucosa</i> Ralfs	<i>Stauroidesmus mamillatus</i> (Nordstedt) Teiling
<i>Mesotaenium macrococcum</i> (Kützing ex Kützing) Roy & Bisset	<i>Stauroidesmus</i> sp. 4
<i>Mougeotia</i> sp. 1	<i>Stauroidesmus triangularis</i> var. <i>minor</i>
<i>Octacanthium octocornis</i> (Ralfs) Compère	

NÃO IDENTIFICADOS	
-------------------	--

Não identificado 1	Não identificado 13
Não identificado 2	Não identificado 14
Não identificado 3	Não identificado 15
Não identificado 4	
Não identificado 6	
Não identificado 7	
Não identificado 8	
Não identificado 9	
Não identificado 11	
Não identificado 12	

4.2. Biovolume

As médias de biovolume para os períodos chuvoso e seco foram $6,4 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ e $3,8 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente. O período chuvoso apresentou maiores valores de biovolume no fundo do reservatório, com exceção do ano de 1997. Os meses classificados no capítulo 1 como estratificados (dezembro-março) foram os que apresentaram maior gradiente vertical de biovolume. Os valores de biovolume durante o período seco foram menores, uma vez que há maior contribuição de espécies de menor biovolume. Os meses classificados no capítulo 1 como de mistura total (maio-julho) apresentaram valores homogêneos de biovolume ao longo de toda a coluna d'água (figura 2).

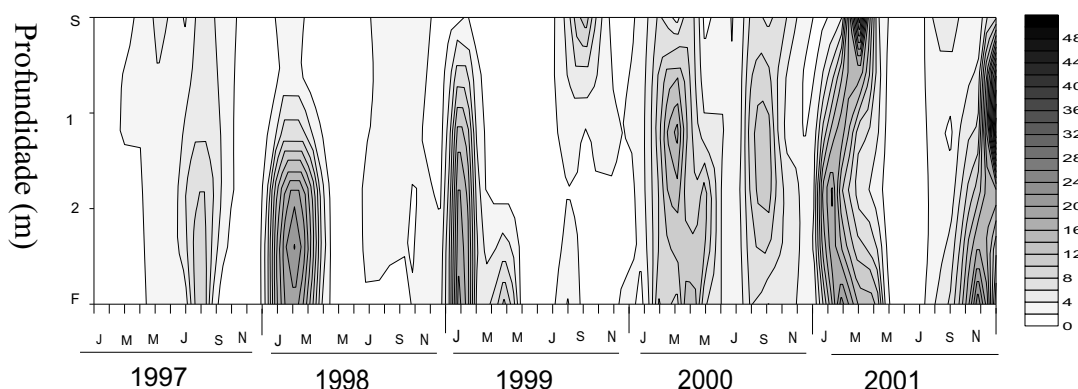


Figura 2. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de biovolume total ($\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$) do fitoplâncton do Lago das Ninfeias (1997-2001)

Cinquenta e cinco espécies descritoras foram selecionadas (adotando o critério de 5% da densidade total da amostra), das quais 18 são Chlorophyceae, cinco Cyanobacteria, 14 Chrysophyceae, oito Cryptophyceae, uma Dinophyceae, cinco Euglenophyceae, três Prasinophyceae e uma Xantophyceae (tabela 2).

Tabela 2. Espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica do Lago das Ninfeias no período 1997-2001 e seus respectivos biovolumes.

CLASSE	ESPÉCIE	BIOVOLUME ($\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$)
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlamydomonas epibiotica</i>	0.000488
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlamydomonas debaryana</i>	0.000200
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlamydomonas gloeopara</i>	0.000137
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlamydomonas planctogloea</i>	0.000523
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlamydomonas sagittula</i>	0.000011
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlamydomonas sordida</i>	0.000716
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlorella vulgaris</i>	0.000221
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlorococcales</i> sp. 1	0.000016
CHLOROPHYCEAE	<i>Chlorococcum infusionum</i>	0.000601
CHLOROPHYCEAE	<i>Choricystis minor</i>	0.000027
CHLOROPHYCEAE	<i>Golenkiniopsis parvula</i>	0.000039
CHLOROPHYCEAE	<i>Monoraphidium arcuatus</i>	0.000231

CHLOROPHYCEAE	<i>Monoraphidium contortum</i>	0.000144
CHLOROPHYCEAE	<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.000108
CHLOROPHYCEAE	<i>Monoraphidium irregulare</i>	0.000277
CHLOROPHYCEAE	<i>Monoraphidium minutum</i>	0.000120
CHLOROPHYCEAE	<i>Monoraphidium nanum</i>	0.000022
CHLOROPHYCEAE	<i>Scenedesmus ecornis</i>	0.000119
CHRYSOPHYCEAE	<i>Bitrichia ollula</i>	0.000478
CHRYSOPHYCEAE	<i>Chromulina elegans</i>	0.000022
CHRYSOPHYCEAE	<i>Chromulina minima</i>	0.000014
CHRYSOPHYCEAE	<i>Chromulina minuta</i>	0.000001
CHRYSOPHYCEAE	<i>Chromulina nebulosa</i>	0.000090
CHRYSOPHYCEAE	<i>Chromulina sp. 2</i>	0.000013
CHRYSOPHYCEAE	<i>Chrysochromulina breviturrita</i>	0.000524
CHRYSOPHYCEAE	<i>Chrysoephyceae sp 2</i>	0.000268
CHRYSOPHYCEAE	<i>Dynobrium divergens</i>	0.000123
CHRYSOPHYCEAE	<i>Dynobrium cf. cylindricum</i>	0.000271
CHRYSOPHYCEAE	<i>Mallomonas sp. 1</i>	0.000133
CHRYSOPHYCEAE	<i>Mallomonas sp. 2</i>	0.000245
CHRYSOPHYCEAE	<i>Mallomonas sp. 4</i>	0.013216
CHRYSOPHYCEAE	<i>Ochromonas ovalis</i>	0.000057
CYANOPHYCEAE	<i>Arthospira jenneri</i>	0.000107
CYANOPHYCEAE	<i>Chroococcus minutus</i>	0.000042
CYANOPHYCEAE	<i>Rhabdoderma sanctipauli</i>	0.000438
CYANOPHYCEAE	<i>Synechococcus nidulans</i>	0.000008
CYANOPHYCEAE	<i>Synechocystis aquatilis</i>	0.000012
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	0.000957
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas erosa</i>	0.001450
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas marsonii</i>	0.000754
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas obovata</i>	0.000381
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas ovata</i>	0.000774
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas phaseolus</i>	0.000310
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas platyuris</i>	0.010026
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas tenuis</i>	0.000147
DINOPHYCEAE	<i>Peridinium umbonatum var. umbonatum</i>	0.002857
EUGLENOPHYCEAE	<i>Anisonema platysonum</i>	0.005169
EUGLENOPHYCEAE	<i>Trachelomonas oblonga</i>	0.000432
EUGLENOPHYCEAE	<i>Trachelomonas sp. 5</i>	0.003315
EUGLENOPHYCEAE	<i>Trachelomonas volvocina</i>	0.001015
EUGLENOPHYCEAE	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	0.002806
PRASINOPHYCEAE	<i>Fluitomonas elliptica</i>	0.000018
PRASINOPHYCEAE	<i>Fluitomonas minuta</i>	0.000009
PRASINOPHYCEAE	<i>Fluitomonas ovata</i>	0.000166
XANTHOPHYCEAE	<i>Tetraëdriella jovetii</i>	0.000341

Os táxons mais representativos durante todo o período do presente estudo foram *Cryptomonas platyuris* (44% das descritoras), *Anisonema platysonum* (14% das descritoras) e *Chrysochromulina breviturrita* (14% das descritoras) (figura 3).

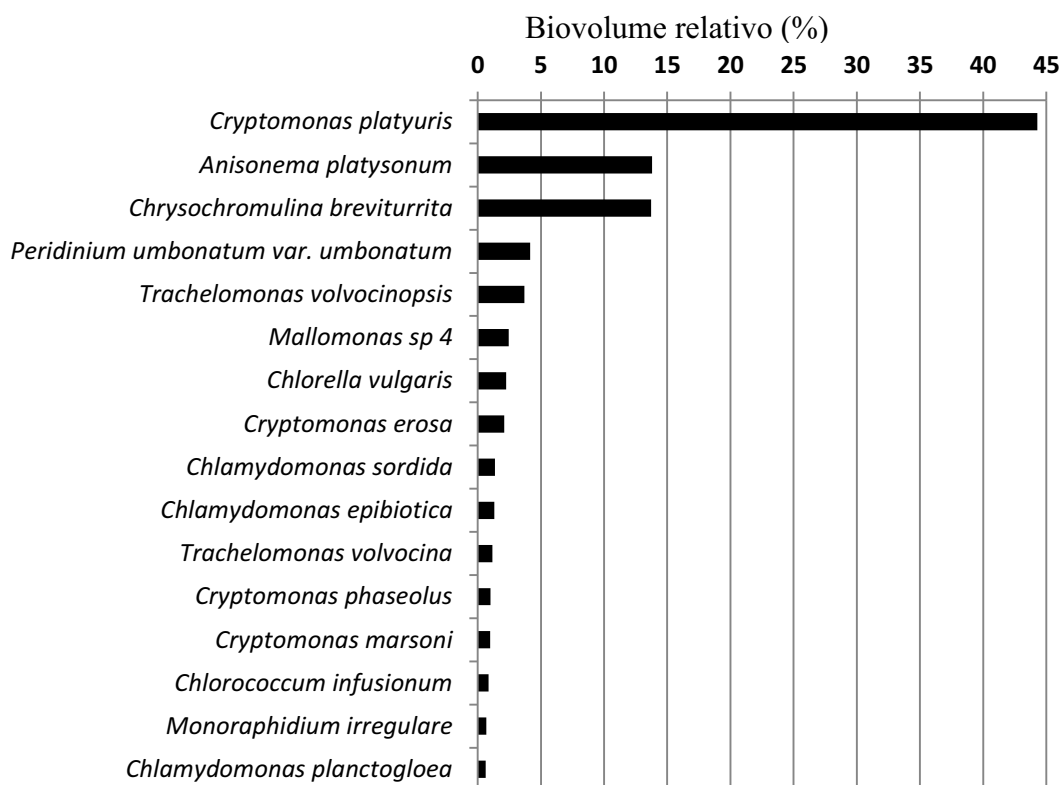


Figura 3. Espécies que mais contribuíram em termos de biovolume relativo (%) considerando o biovolume total das espécies descritoras para o Lago das Ninfeias no período 1997-2001.

O período chuvoso contribuiu com 68% do biovolume total. Os táxons mais representativos nesse período foram: *Cryptomonas platyuris* (59% das descritoras, considerando apenas o período chuvoso) e *Anisonema platysonum* (18%) (figura 4). O período seco contribuiu com 32%, sendo *Chrysochromulina breviturrita* (38%), *Cryptomonas platyuris* (12%), *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* (9%), *Chlorella vulgaris* (5%) e *Mallomonas* sp. 4 (5%) os táxons mais representativos (figura 5).

Cryptomonas platyuris apresentou maior biovolume relativo na profundidade de 2 m e no fundo do reservatório, com exceção dos anos de 1997 e 2000 (figura 6).

Chlorella vulgaris apresentou maiores valores nos anos 1997 e 2000, especialmente de maio a outubro em ambos os anos. Essa espécie destacou-se no fundo do reservatório em 2000 nos meses de julho a setembro, com os maiores valores (figura 7).

A partir do ano 2000, *Anisonema platysonum* passou a ser encontrada especialmente no fundo do reservatório e no período chuvoso (figura 8). *Chrysochromulina breviturrita* ocorreu, por sua vez, de 1997 a 2000, apresentando gradiente de biovolume nos meses correspondentes ao período seco ocorrendo, entretanto, diferentemente dos anos seguintes, o de 1997, o maior valor de biovolume relativo foi encontrado nas profundidades de 2 m e no fundo do reservatório (figura 9).

Os maiores valores para o *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* foram observados na superfície e a 1 m de profundidade, com exceção do ano 2001, quando os maiores valores foram observados no fundo do sistema (figura 10).

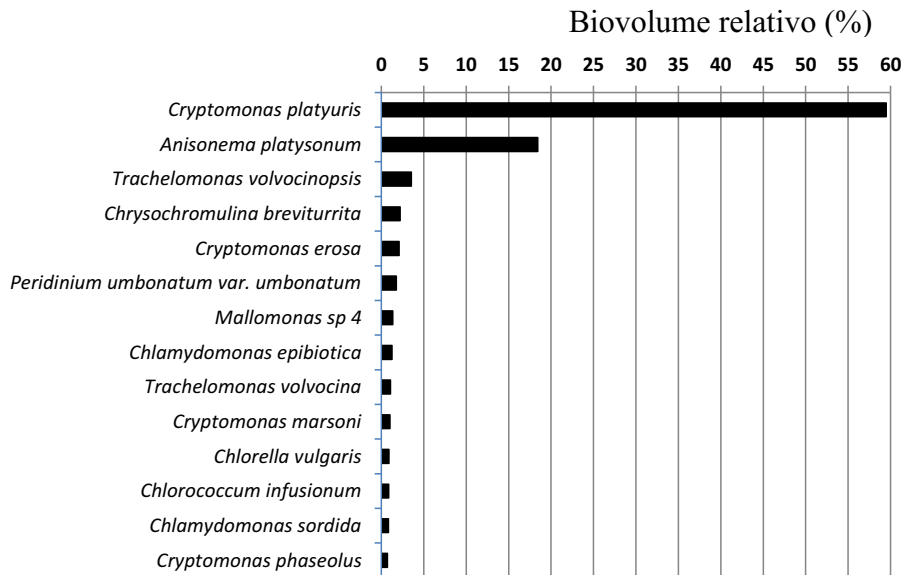


Figura 4. Espécies descritoras que mais contribuíram em termos de biovolume relativo (%) durante o período chuvoso para o Lago das Ninfeias no período 1997-2001.

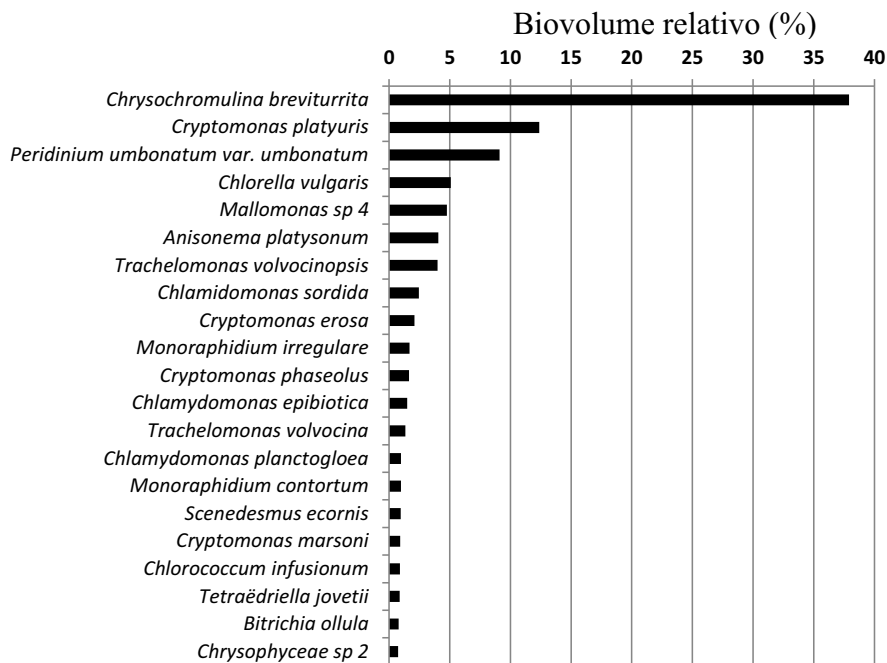


Figura 5. Espécies descritoras que mais contribuíram em termos de biovolume relativo (%) durante o período seco para o Lago das Ninfeias no período 1997-2001.

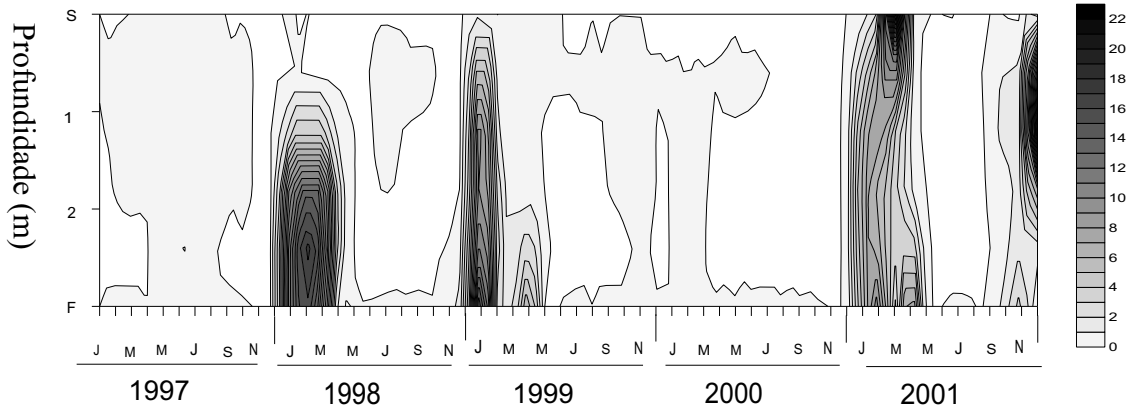


Figura 6. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas do biovolume relativo ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) de *Cryptomonas platyuris* no Lago das Ninfeias no período 1997-2001.

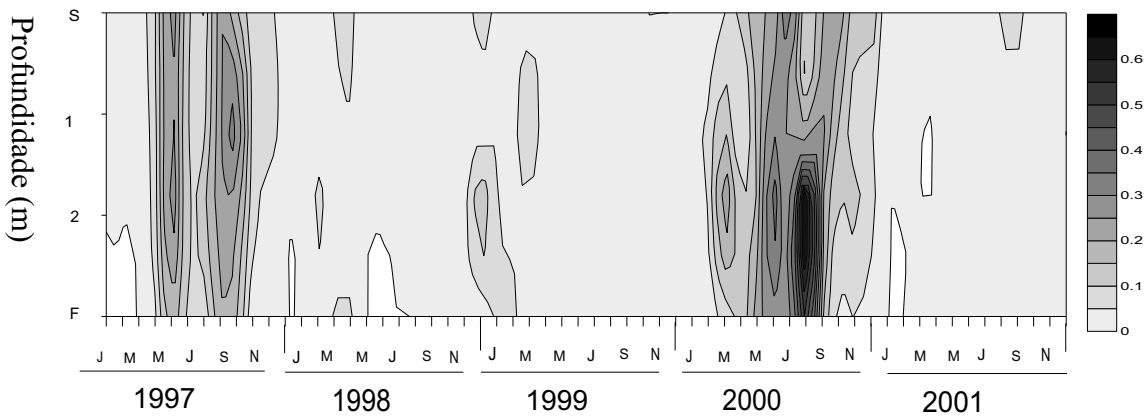


Figura 7. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas do biovolume relativo ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) de *Chlorella vulgaris* no Lago das Ninfeias durante o período 1997-2001.

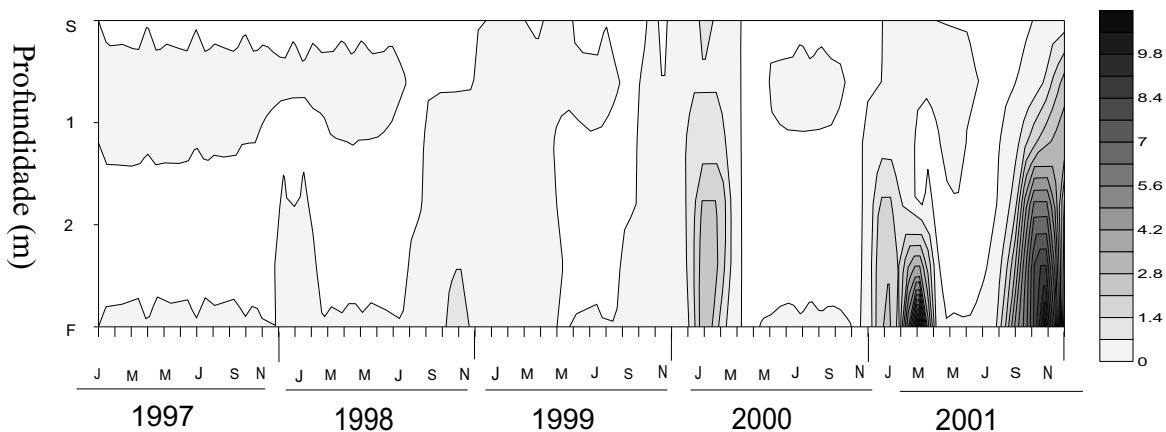


Figura 8. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas do biovolume relativo ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) de *Anisonema platysonum* no Lago das Ninfeias durante o período 1997-2001.

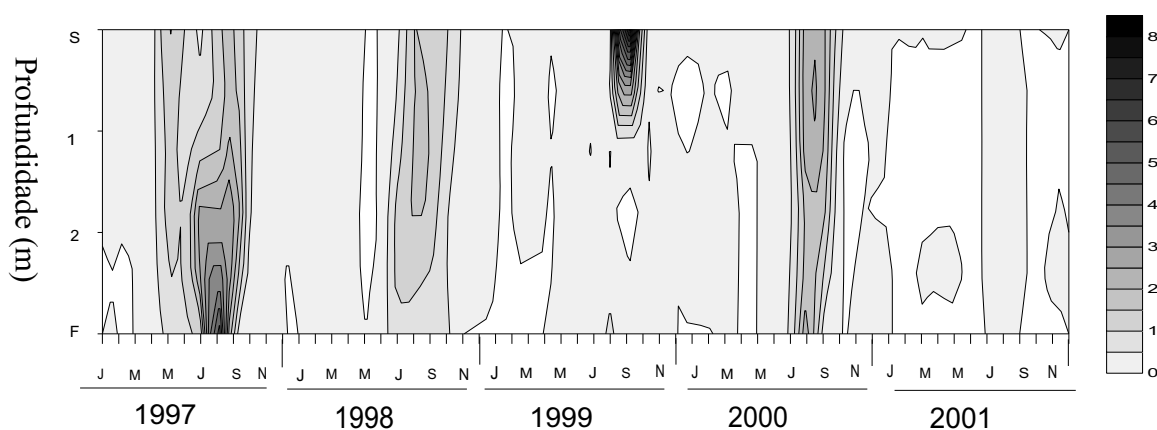


Figura 9. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas do biovolume relativo ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) de *Chrysochromulina breviturrita* no Lago das Ninfeias durante o período 1997-2001.

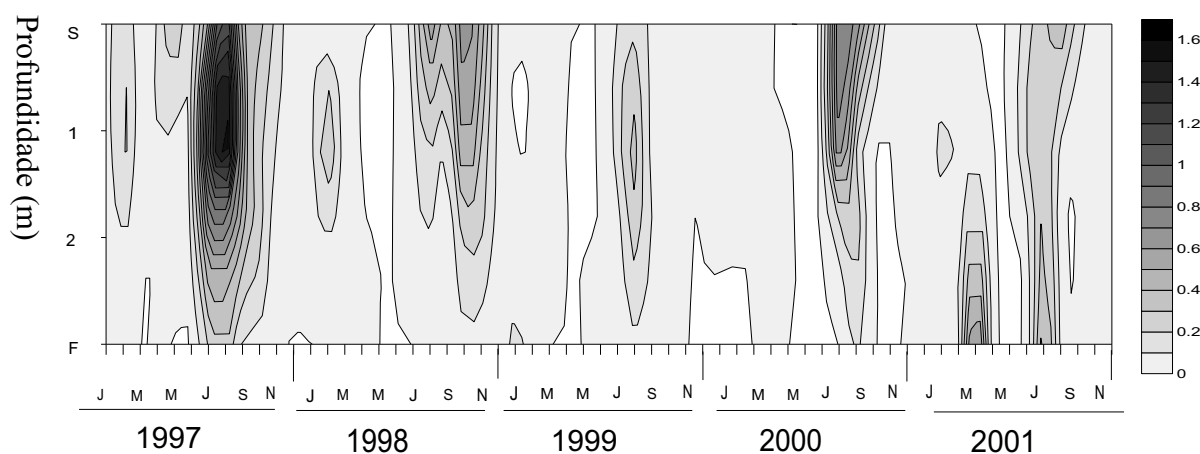


Figura 10. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas do biovolume relativo ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) de *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* no Lago das Ninfeias durante o período 1997-2001.

4.3. Análise integrada da comunidade fitoplanctônica

A Análise de Coordenadas Principais (ACoP) realizada com as espécies descritoras da comunidade representou 29% da variabilidade dos dados em seus dois primeiros eixos, sendo o eixo 1 com 18% e o eixo 2 com 11%. Das 55 espécies descritoras, estão apresentadas na figura 11 aquelas em que a correlação com o eixo foi maior que 0,2. O eixo 1 ordenou as unidades amostrais em função do tempo, agrupando a maior parte das unidades do período chuvoso no lado positivo do eixo e as unidades do período seco do lado negativo. Do lado positivo, *Cryptomonas platyuris* e *Anisonema platysonum* foram as espécies que apresentaram correlação e no lado negativo foram *Chrysochromulina breviturrita* e *Monoraphidium irregulare*. O eixo 2 destacou espécies *Cryptomonas platyuris* e *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* como as que apresentaram maior correlação.

As legendas das espécies e as respectivas correlações constam na tabela 3.

Tabela 3. Coeficiente de correlação de Pearson e Kendall entre as espécies descritoras que apresentaram valores maiores que $r \geq 0.200$ em relação aos dois primeiros eixos (N = 240).

Legenda	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
O	<i>Monoraphidium irregulare</i>	-0.513	-0.369
R	<i>Scenedesmus ecornis</i>	-0.489	-0.223
Y	<i>Chrysochromulina breviturrita</i>	-0.634	-0.494
AR	<i>Cryptomonas platyuris</i>	0.665	-0.509
AT	<i>Peridinium umbonatum var. umbonatum</i>	-0.393	-0.505
AU	<i>Anisonema platysonum</i>	0.482	-0.191

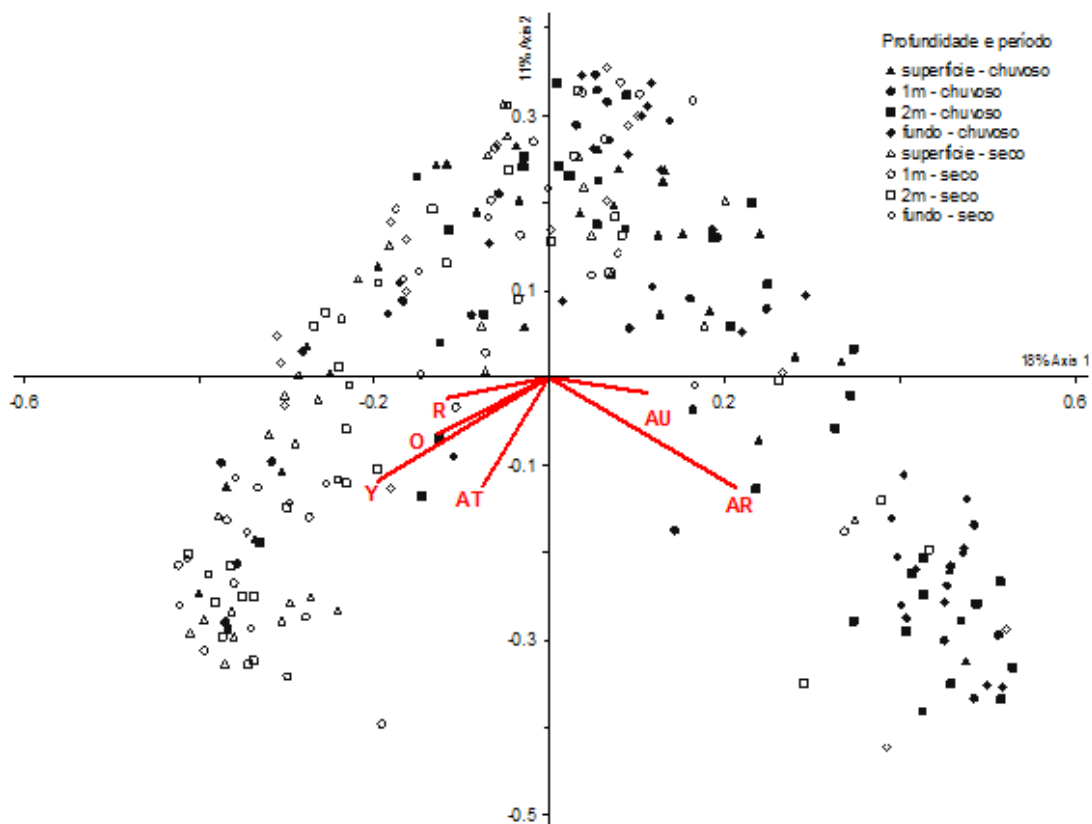


Figura 11. Ordenação pela ACoP das profundidades e dos meses de amostragem em função das espécies fitoplanctônicas descritoras no Lago das Ninfeias no período de cinco anos (1997-2001). Os vetores representam as espécies que apresentaram correlação (r) maior ou igual a 0,2.

4.4. Análise integrada da comunidade fitoplanctônica e variáveis abióticas

Os resultados sintetizados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) utilizando as espécies descritoras são apresentados na tabela 4. Segundo o Teste de Monte Carlo com 99 permutações, todas as ordenações foram estatisticamente significativas ($p = 0,01$). A correlação de

Pearson indicou relação significativa entre as variáveis ambientais e as biológicas para os cinco anos do estudo.

Tabela 4. Síntese dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) entre as variáveis ambientais e os dados das espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores (λ)	0,468	0,086
Correlação de Pearson	0,828	0,567

A ordenação do eixo 1 mostrou que o CO₂ livre e a temperatura da água foram as variáveis ambientais que possuíram maior correlação. No lado positivo do eixo 1 associou-se a maioria das unidades amostrais referentes ao período seco, enquanto que no lado negativo associaram-se as variáveis referentes ao período chuvoso. Em relação às variáveis biológicas, *Monoraphidium irregulare*, *Scenedesmus ecornis* e *Chrysochromulina breviturrita* foram as espécies que apresentaram maior correlação com o lado positivo do eixo 1. No lado negativo, *Cryptomonas platyuris*, *Anisonema platysonum* e *Trachelomonas volvocinopsis* foram as espécies que apresentaram maior correlação (figura 12).

As variáveis que melhor correlacionaram com o eixo 2, foram, do lado positivo, a temperatura e o NO₃, e do lado negativo o pH. O eixo 2 ordenou os dados em função da profundidade, especialmente as unidades amostrais referentes ao período chuvoso. Em relação às variáveis biológicas, *Scenedesmus ecornis*, *Cryptomonas erosa*, *Monoraphidium griffithii* e *Cryptomonas tenuis* foram as espécies que apresentaram maior correlação do lado positivo do eixo, enquanto que no negativo foram: *Synechocystis aquatilis*, *Anisonema platysonum* e *Monoraphidium contortum* (figura 12).

A figura 12 ilustra a ordenação da ACC dividida em duas para melhor visualização. As legendas das espécies bem como as correlações com os eixos 1 e 2 são apresentadas na tabela 5 e as variáveis abióticas e as respectivas correlações com os eixos na tabela 6.

Tabela 5. Coeficiente de correlação de Pearson e Kendall entre as principais variáveis abióticas em relação aos eixos 1 e 2 (N = 240).

Legenda	Variável	Eixo 1	Eixo 2
pH	pH	0,329	-0,592
NO ₃	Nitrato	0,335	0,522
NH ₄	Amônio	-0,578	-0,143
PT	Fósforo Total	-0,390	-0,133
TEMP	Temperatura	-0,672	0,745
CO ₂	Carbono livre	-0,835	0,001

Tabela 6. Coeficiente de correlação de Pearson e Kendall entre as espécies descritoras em relação aos eixos 1 e 2 (N = 240).

Legenda	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
A	<i>Chlamydomonas epibiotica</i>	-0,084	0,088
B	<i>Chlamydomonas debaryana</i>	-0,177	-0,059
C	<i>Chlamydomonas gloeopara</i>	-0,145	-0,020
D	<i>Chlamydomonas planctogloea</i>	-0,068	-0,130
E	<i>Chlamydomonas sagittula</i>	0,057	-0,022
F	<i>Chlamydomonas sordida</i>	0,046	-0,056
G	<i>Chlorella vulgaris</i>	0,264	-0,097
H	Chlorococcales sp. 1	0,080	0,127
I	<i>Chlorococcum infusionum</i>	-0,044	-0,102
J	<i>Choricystis minor</i>	-0,125	0,001
K	<i>Golenkiniopsis parvula</i>	0,023	0,063
L	<i>Monoraphidium arcuatus</i>	0,108	-0,007
M	<i>Monoraphidium contortum</i>	0,161	-0,171
N	<i>Monoraphidium griffithii</i>	-0,006	0,202
O	<i>Monoraphidium irregulare</i>	0,382	0,086
P	<i>Monoraphidium minutum</i>	-0,066	-0,144
Q	<i>Monoraphidium nanum</i>	0,204	0,048
R	<i>Scenedesmus ecornis</i>	0,383	0,224
S	<i>Bitrichia ollula</i>	0,193	0,198
T	<i>Chromulina elegans</i>	0,095	-0,118
U	<i>Chromulina minima</i>	0,155	-0,108
W	<i>Chromulina nebulosa</i>	-0,038	-0,161
Y	<i>Chrysochromulina breviturrita</i>	0,441	-0,073
Z	Chrysophyceae sp. 2	0,077	-0,058
AA	<i>Dynobrium divergens</i>	-0,019	0,188
AB	<i>Dynobrium cf. cylindricum</i>	-0,003	0,138
AC	<i>Mallomonas</i> sp. 1	0,016	0,096
AD	<i>Mallomonas</i> sp. 2	-0,061	0,032
AE	<i>Mallomonas</i> sp. 4	-0,041	-0,071
AF	<i>Ochromonas ovalis</i>	-0,132	-0,144
AG	<i>Arthrospira jenneri</i>	-0,137	-0,107
AH	<i>Chroococcus minutus</i>	-0,051	0,036
AI	<i>Rhabdoderma sanctipauli</i>	-0,078	0,059
AJ	<i>Synechococcus nidulans</i>	0,055	-0,028
AK	<i>Synechocystis aquatilis</i>	-0,099	-0,264
AL	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	-0,107	0,199
AM	<i>Cryptomonas erosa</i>	-0,233	0,207
NA	<i>Cryptomonas marsonii</i>	-0,055	0,175
AO	<i>Cryptomonas obovata</i>	-0,217	0,119
AP	<i>Cryptomonas ovata</i>	-0,150	-0,011
AQ	<i>Cryptomonas phaseolus</i>	-0,011	-0,038
AR	<i>Cryptomonas platyuris</i>	-0,552	0,041
AS	<i>Cryptomonas tenuis</i>	-0,150	0,203
AT	<i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>umbonatum</i>	0,262	-0,007
AU	<i>Anisonema platysonum</i>	-0,392	-0,213
AV	<i>Trachelomonas oblonga</i>	-0,027	0,164
AW	<i>Trachelomonas</i> sp. 5	-0,043	0,101
AX	<i>Trachelomonas volvocina</i>	-0,258	-0,032
AY	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	-0,332	0,026
AZ	<i>Fluitomonas elliptica</i>	0,046	-0,047
BB	<i>Fluitomonas ovata</i>	-0,100	-0,097
BC	<i>Tetraëdriella jovetii</i>	0,242	-0,095

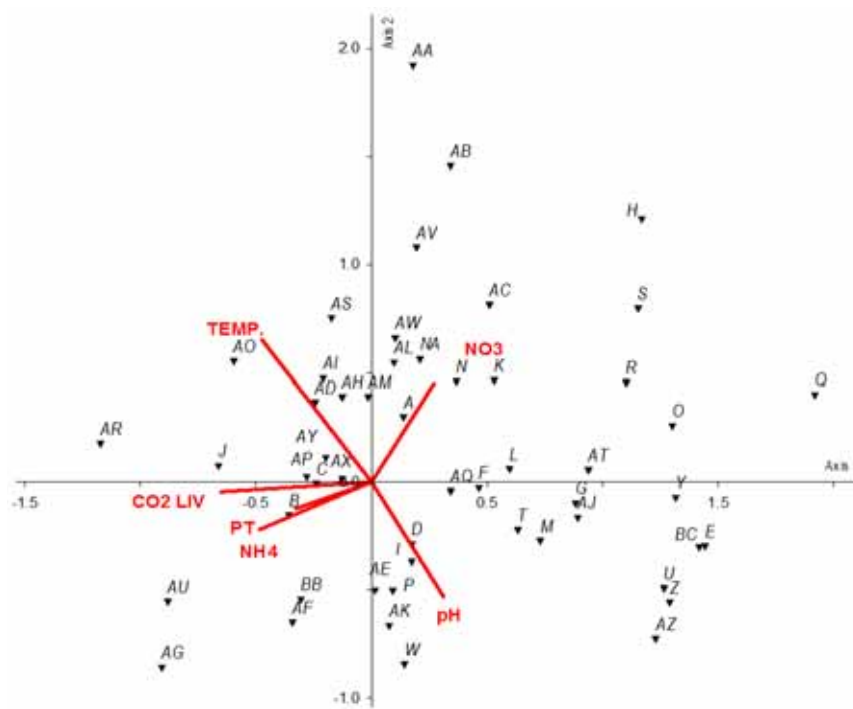
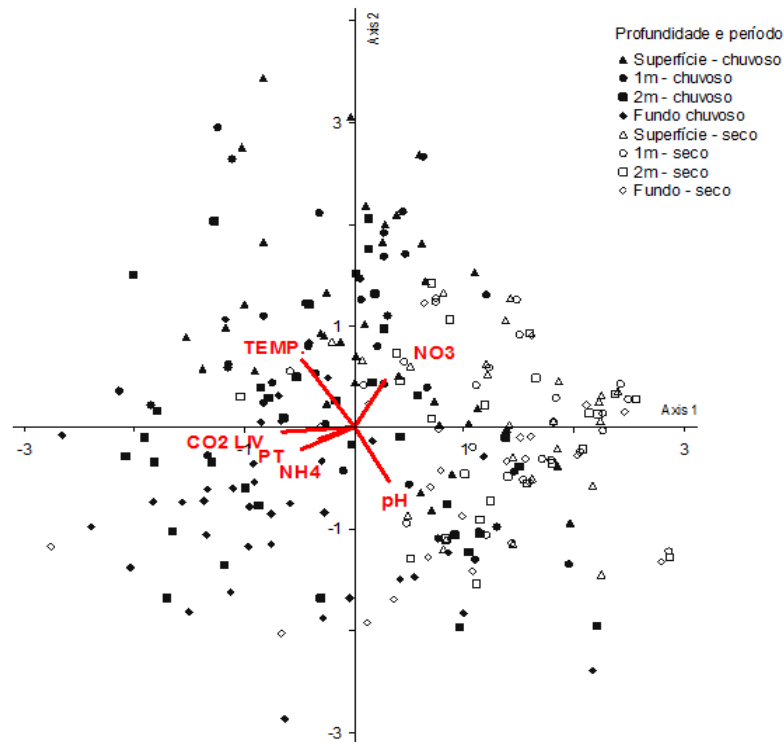


Figura 12. Ordenação pela ACC das unidades amostrais do Lago das Ninfeias (N = 240) geradas a partir de cinco variáveis ambientais e as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica.

4.5. Índices de diversidade de Simpson e de Shannon

Os valores médios dos cinco anos do Índice de Simpson e da equitabilidade foram 0,68 e 0,04, respectivamente. Separando os meses em períodos de chuva e de seca, observou-se que as médias dos períodos não diferiram em relação à média anual (tabela 7). Observou-se, entretanto, que a média do Índice de Shannon do período seco (1,8 nats ind⁻¹) se mostrou maior que a do período chuvoso (1,4 nats ind⁻¹) e ligeiramente maior que o Índice médio dos cinco anos (1,7 nats ind⁻¹). A equitabilidade de Pielou manteve o mesmo valor médio (0,16) ao longo de todo o período deste estudo (tabela 7).

Tabela 7. Média, valor mínimo e máximo e desvio padrão (DP) dos Índices de Simpson (fórmula complementada), equitabilidade de Simpson, Índice de Shannon e equitabilidade de Pielou dos cinco anos de estudo separados em ano (n = 240), período chuvoso (n = 120) e período seco (n = 120).

Índice	Ano			Chuva			Seca		
	média	mín- máx	DP	média	mín- máx	DP	média	mín- máx	DP
Simpson 1-D	0,68	0,14- 0,74	0,06	0,67	0,14- 0,74	0,08	0,69	0,61- 0,74	0,03
Equitatividade	0,04	0,02- 0,15	0,02	0,04	0,02- 0,15	0,02	0,04	0,02- 0,07	0,01
Shannon H'(nats/ind)	1,74	0,46- 2,37	0,31	1,43	0,46- 2,25	0,34	1,80	1,24- 2,37	0,25
Equitatividade Pielou J'	0,16	0,03- 0,38	0,06	0,16	0,03- 0,38	0,06	0,16	0,06- 0,33	0,05

5. Discussão

As variações climáticas sazonais atuam diretamente sobre a dinâmica dos reservatórios e de lagos tanto temperados quanto tropicais (Talling 1969), uma vez que influenciam, de forma direta, o regime de mistura e estratificação da coluna d'água e, conseqüentemente, as condições físicas e químicas do sistema. No Hemisfério Sul, identificam-se dois períodos sazonais distintos, um dos quais é quente e chuvoso e o outro frio e seco (Silva 2004). No Brasil, este ciclo sazonal é bastante comum na região sudeste (Nogueira 1990, Marinho 1994, Giani & Figueredo 1999, Marinho & Huszar 2002, Silva 2004) e é também observado nos reservatórios do PEFI, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (Biesemeyer 2005, Lopes *et al.* 2005, Crossetti & Bicudo 2008, Fonseca & Bicudo 2008, 2010, 2011).

As variações temporal e espacial dos nutrientes e do regime de circulação da água foram abordadas no capítulo 1 deste trabalho. Observaram-se meses tipicamente estratificados e meses com mistura completa da coluna d'água, além de outros de transição.

No presente estudo, durante o período chuvoso, ou seja, nos meses em que a coluna d'água se encontrou estratificada, as espécies que se destacaram foram *Cryptomonas platyuris* e *Anisonema platysonum*, ambas constituídas por organismos flagelados. Esta motilidade representa uma vantagem em relação a outras espécies, pois possibilita sua migração vertical especialmente nos períodos de estratificação da coluna d'água, permitindo que explorem condições mais favoráveis.

As algas possuem densidade superior à da água e, dessa forma, a presença delas no epilímnio durante os meses de estratificação só é possível graças às diversas estratégias adaptativas que apresentam como, por exemplo, a posse de flagelos, de mucilagem e de projeções no corpo celular (Reynolds 2006).

É possível verificar pela ACC que *Cryptomonas platyuris* não possui grande relação com PT e NH_4^+ . Contudo, ao observar a distribuição vertical e temporal desses nutrientes (veja capítulo 1), o maior biovolume das duas espécies foi medido, em 1998 e 1999, na profundidade de 2 m e no fundo do reservatório, quando as concentrações de PO_4^{3-} e NH_4^+ também foram elevadas. Lopes *et al.* (2005) observaram no Lago do IAG, localizado no PEFI, a presença de *Cryptomonas erosa* na interface da termoclina e do fundo do reservatório durante o período chuvoso, associada a PT e PO_4 . A presença de espécies de *Cryptomonas* no fundo do reservatório mesmo no período em que a zona eufótica (Z_{eu}) não compreendeu toda a coluna d'água foi devida a serem adaptadas a ambientes com deficiência de luz (Kruk *et al.* 2002). O biovolume dos representantes dessas espécies em 2001 foi maior na superfície e a 1 m de profundidade, onde a concentração de nutrientes foi baixa em relação àquela no fundo nos anos anteriores. É possível que a migração vertical tenha sido influenciada pela característica mixotrófica dos constituintes do gênero, ou seja, em que as espécies compensam a baixa concentração de nutrientes da água com a fagocitose de bactérias (Jones 2000).

Nos primeiros meses do período chuvoso, 98% do reservatório foram povoados por macrófitas, sendo que nos últimos meses tal porcentagem reduziu a 3% (Carla Ferragut, comunicação pessoal em 07 de maio de 2013). A vegetação subaquática exerce um importante papel na manutenção do estado de equilíbrio do fitoplâncton, uma vez que interfere na concentração de nutrientes e na penetração de luz na coluna d'água (Scheffer 1998, Fonseca & Bicudo 2010). Foi observado durante os meses finais do período chuvoso, que *Anisonema platysonum* apresentou maior biovolume no fundo do reservatório. Nesse período, a decomposição das macrófitas propiciou o aumento da matéria orgânica no fundo favorecendo, dessa forma, o desenvolvimento dos euglenóides, principalmente dos não-pigmentados (Reynolds 2006). De acordo com a ACC, *A. platysonum* apresentou relação com CO_2 livre e NH_4^+ resultantes da intensa decomposição nesse extrato. Neste sentido, também foi observada a ordenação de espécies de *Trachelomonas*, isto é, de organismos que habitam o fundo de reservatórios rasos e mesotróficos (Reynolds 2006),

relacionadas com PT e NH_4^+ . Crossetti & Bicudo (2008) estudaram um lago raso eutrófico (Lago das Garças) situado no PEFI e também encontraram espécies de *Trachelomonas* especialmente no fundo. Da mesma forma que as *Cryptomonas*, as *Trachelomonas* também não requereram muita intensidade luminosa para seu desenvolvimento.

Em termos qualitativos, as clorófitas apresentaram a maior contribuição para o número total de táxons. Essa característica é comum em ambientes lênticos independente de seu nível trófico e da concentração de nutrientes (Lewis 1978, Tundisi & Hino 1981, Sant'Anna *et al.* 1997). Embora as concentrações de nutrientes fossem baixas, *Chlorella vulgaris* destacou-se em termos de biovolume durante o período frio e seco dos anos 1997 e 2000, estando presente ao longo de toda a coluna d'água. Isto se deveu ao fato das clorófitas possuírem grandes vantagens competitivas, mesmo em ambientes pobres em nutrientes, devido ao seu pequeno tamanho, à rápida reprodução e à alta taxa fotossintética (Lopes *et al.* 2005, Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008). No Lago do IAG, Lopes *et al.* (2005) também observaram, durante o mesmo período, a presença de diversos representantes de clorófitas. Dentre as clorófitas foram identificadas também como descritoras espécies de *Chlamydomonas*, que foram observadas com maior frequência no período chuvoso do que no seco. A presença de flagelos permite a mobilidade dos organismos por toda a coluna d'água, garantindo a renovação da água e de nutrientes ao seu redor (Reynolds 2006), o que favoreceu a presença de tais espécies nos dois períodos. No período de estratificação, as espécies de *Chlamydomonas* tenderam a se acumular na Z_{eu} e acima da termóclina. Com base na ACC, a maioria das espécies de *Chlamydomonas* situou-se na superfície e na profundidade de 1 m durante o período chuvoso, relacionadas com as concentrações de PT e NH_4^+ . As espécies não móveis de clorófitas como *Scenedesmus ecornis* e as de *Monoraphidium*, por exemplo, também identificadas como descritoras, foram observadas no período seco, uma vez que o processo de mistura contribuiu para mantê-las ao longo de toda a coluna d'água durante esse período.

No período seco, ou seja, nos meses em que a Z_{mis} atingiu profundidades maiores e chegou até ao fundo do reservatório em determinados meses, destacaram-se representantes das crisofíceas e as dinofíceas. As crisofíceas possuem estratégias diversificadas e são oportunistas ao garantir seu requisito por nutrientes e carbono, alterando os processos de autotrofia e utilizando NH_4^+ e NO_3^- como fonte de nitrogênio inorgânico (Sandgren 1988). De modo geral, os representantes desta classe estão associados a baixas temperaturas, pouca disponibilidade de nutrientes e pH de neutro a ácido (Nicholls 2003). Entre as espécies observadas, *Chrysochromulina breviturrita* foi a que apresentou maior biovolume no período seco. Fonseca & Bicudo (2011) também observaram essa espécie no mesmo lago, durante o período seco de 1997, com biovolume maior no fundo. Contudo, no presente trabalho apenas 1997 apresentou gradiente de biovolume para o fundo do reservatório.

Os maiores biovolumes observados de 1998 a 2000 ocorreram na superfície do sistema e na profundidade de 1 m. Estes dados discrepantes estão, possivelmente, relacionados com a Z_{eu} e com os meses identificados no atual capítulo 1 como de transição. *Chrysochromulina breviturrita* foi observada até o ano 2000 nos meses de julho a setembro. Em 1997, estes meses apresentaram a Z_{eu} até o fundo do reservatório, possibilitando a disponibilidade de luz por toda a coluna d'água. Entretanto, nos anos posteriores, considerando que agosto e setembro foram identificados como meses de transição, a Z_{eu} não atingiu o fundo afetando, conseqüentemente, a distribuição de *C. breviturrita*.

Outra espécie relacionada com os meses de transição foi *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum*, cujos maiores valores de biovolume foram medidos na superfície e a 1 m de profundidade no reservatório. As espécies de *Peridinium* possuem capacidade de foto-adaptação e regulação de sua posição na coluna d'água devido à posse de flagelos (Reynolds 1997). *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* já foi observado em ambientes limitados por fósforo e sua ocorrência é comum em lagos oligotróficos rasos (Ferrari 2010). Lopes *et al.* (2005) observaram a presença de *Peridinium gatunense* durante o período seco no Lago do IAG.

Embora a comunidade fitoplanctônica do Lago das Ninfeias tivesse sido rica e diversificada, com períodos com diferentes composições de espécies, a diversidade entre tais períodos não apresentou diferença quando analisada pelo Índice de Simpson. Isso se deve ao fato desse índice amplificar a diferença entre as espécies dominantes e as raras. As espécies raras possuem um baixo peso na aplicação desse índice e, no presente estudo, 78% da riqueza foram formados por espécies raras. Diferente, ao aplicar o Índice de Shannon foram observadas diferenças na diversidade entre os períodos de chuva e seca. Esta diferença ocorreu porque tal índice privilegia as espécies raras, uma vez que utiliza o logaritmo para diminuir as distâncias entre as espécies dominantes e as raras. Segundo o Índice de Shannon, o período seco apresentou maior diversidade do que o chuvoso, contrariando o que consta na maioria dos trabalhos produzidos para a região sudeste do país (Lopes 1999, Silva 2004). É bem provável que essa maior diversidade seja resultante da circulação completa da coluna d'água, disponibilizando os nutrientes por todo o perfil vertical do reservatório.

Tanto o baixo valor da equitabilidade de Simpson como da equitabilidade de Pielou mostraram que o ambiente não é homogêneo.

Sumarizando, as alterações químicas e físicas ocorridas no Lago das Ninfeias desempenharam um papel determinante na estrutura da comunidade fitoplanctônica do sistema. Ocorreram, ao longo de cinco ciclos sazonais, variações na estrutura da comunidade fitoplanctônica do reservatório em função das mudanças físicas e químicas e tanto espacial quanto temporalmente. As mudanças bióticas e as abióticas foram recorrentes no decorrer dos cinco anos deste estudo.

A comunidade fitoplânctonica do período chuvoso caracterizou-se, principalmente, por estar constituída por espécies flageladas (*Cryptomonas platyuris* e *Anisonema platysonum*) associadas às maiores concentrações de nutrientes e gerando um gradiente na distribuição dessas espécies ao longo da coluna d'água.

A comunidade fitoplanctônica caracterizou-se, durante o período seco, por espécies favorecidas pela baixa temperatura da água (*Chrysochromulina breviturrita*), pela facilidade de foto-adaptação e auto-regulação (*Peridinium umbonatum* var. *umbonatum*) e por espécies não flageladas favorecidas pela circulação da coluna d'água (*Chlorella vulgaris*). As condições ambientais físicas e químicas propiciadas pelo período seco favoreceram a diversidade de espécies no Lago das Ninféias.

6. Literatura citada

- ASHTON, P.J. 1985. Seasonality in Southern Hemisphere freshwater phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia* 125: 179-190.
- BARBOSA, F.A.R. & PADISÁK, J. 2004. Algumas considerações sobre desenho amostral de longa duração. In: C.E.M. BICUDO & D.C. BICUDO (eds), *Amostragem em Limnologia*. São Carlos, RiMa Editora, p. 343-351.
- BECKER, V., HUSZAR, V.L.M. & CROSSETTI, L.O. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* 628: 137-151.
- BICUDO, D.C. 1990. Considerações sobre metodologias de contagens de algas do perifiton. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 459-475.
- BINI, L.M. 2004. Análises multivariadas e limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático complexo. In: BICUDO, C.E.M. & BICUDO, D.C. (orgs), *Amostragem em Limnologia*. São Carlos, RiMa Editora, p. 73-108 (2ª ed.).
- BIESEMEYER, K.F. 2005. Variação nictemeral da estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica em função da temperatura da água nas épocas de seca e chuva em reservatório urbano raso mesotrófico (Lago das Ninféias), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica. 148 p.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E.M. 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia* 614: 91-105.
- DODSON, S.I., ARNOTT, S.E. & NOTTINGHAM, K.L. 2000. The relationship in lake community between primary productivity and species richness. *Ecology* 81(10): 2662-2679.

- EDLER, L. 1979. *Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea; phytoplankton and chlorophyll*. Unesco Working Group 9, Baltic Marine Biologists, National Swedish Environmental Protection Board, Stockholm.
- FERRARI, F. 2010. Estrutura e dinâmica da comunidade de algas planctônicas e perifíticas (com ênfase nas diatomáceas) em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo). Tese de Doutorado. Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, 359 p.
- FONSECA, B.M. 2005. Diversidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em dois reservatórios rasos com diferentes estados tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 208 p.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, C.E.M. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600: 267-282.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, C.E.M. 2010. How important can the presence/absence of macrophytes be in determining phytoplankton strategies in two tropical shallow reservoirs with different trophic status? *Journal of Plankton Research* 32(1): 31-46.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, C.E.M. 2011. Phytoplankton seasonal and vertical variation in a tropical shallow reservoir with abundant macrophytes (Nineties Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 665: 229-245.
- GIANI, A. & FIGUEREDO, C.C. 1999. Recorrência de padrões sazonais do fitoplâncton num reservatório eutrófico (Reservatório da Pampulha, MG). In: HENRY, R. (ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, FAPESP, FUNDBIO. 550 p.
- HILLEBRAND, H., DÜRSEKEN, D., KIRSCHIEL, D., POLLINGHER, U. & ZOHARY, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- HUISMAN, J., SHARPLES, J., STROOM, J.M., VISSER, P.M., KARDINAAL, W.E.A., VERSPAGEN, J.M.H. & SOMMEIJER, B. 2004. Changes in turbulent shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology* 85(11): 2960-2970.
- JONES, R.I. 2000. Mixotrophy in plankton protest: an overview. *Freshwater Biology* 45: 219-226.
- KRUK, C., MAZZEO, N., LACEROT, G. & REYNOLDS, C.S. 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local variation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research* 24(9): 901-912.

- LEWIS J.P., W.M. 1978. A compositional, phytogeographical and elementary structural analysis of the phytoplankton in a tropical lake: lake Lanao, Phillipines. *Journal of Ecology* 66: 213-226.
- LOPES, M.R.M. 1999. Eventos perturbatórios que afetam a biomassa, a composição e a diversidade de espécies do fitoplâncton em um lago tropical oligotrófico raso (Lago do Instituto Astronômico e Geofísico, São Paulo, SP). Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 213 p.
- LOPES, M.R.M., BICUDO, C.E.M & FERRAGUT, C. 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia* 542: 235-247.
- MARINHO, M. M. & HUSZAR, V.L.M. 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (southeastern Brazil). *Archiv für Hydrobiologie*. 153(3): 443-468.
- MARGALEF, R. 1983. *Ecologia*. Barcelona, Editorial Omega, 768 p.
- MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science. 256 p.
- NICHOLLS, K.H. 2003. Chrysophyceae Algae. In: Wehr, J.D. & Sheath, R.G. (eds), *Freshwater algae of North America*. California, Academic Press, p. 471-510.
- NOGUEIRA, F.M.B. 1990. Importância das macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* Kunth e *Scirpus cubensis* Poepp. & Kunth na ciclagem de nutrientes e nas principais características da Lagoa do Infernã (SP). Dissertação de Mestrado, São Carlos, Universidade Federal de São Carlos. 141 p.
- PADISÁK, J. 1992. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary): a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanism. *Journal of Ecology* 80: 217-230.
- PIELOU, E.C. 1975. *Ecological diversity*. New York, John Wiley & Sons, 165 p.
- PITACNIK, R., DIEHL, S. & BERGER, S. 2003. Performance of sinking and non sinking phytoplankton taxa in a gradient of mixing depth. *Limnology and Oceanography* 48(5): 1903-1912.
- REYNOLDS, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press. 384 p.
- REYNOLDS, C.S. 1997. Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory. In: Kinne (ed.), *Excellence in Ecology* 9. Oldendorf, Ecology Institute, 371 p. (9th ed.).
- REYNOLDS, C.S. 2006. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press, 535 p.

- ROS, J. 1979. *Práticas de ecologia*. Barcelona, Editorial Omega. 181 p.
- SANDGREN, C.D. 1988. The ecology of Chrysophyte flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton. In: Sandgren, C.D. (ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press, 104 p.
- SANT'ANNA, C.L., SORMUS, L., TUCCI, A. & AZEVEDO, M.T.P. 1997. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. *Hoehnea* 16: 89-113.
- SHANNON, C.E. & WIEVER, W. 1949. *The mathematic theory of communication*. Urbana, Illinois, The University of Illinois Press, p. 19-27, 82-83, 104-107.
- SHEFFER, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. London, Chapman & Hall. 355 p.
- SHEFFER, M. & VAN NES, E.H. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternatives regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584: 455-466.
- SILVA, L.H.S. 2004. Fitoplâncton de um pequeno reservatório eutrófico (lago Monte Alegre, Ribeirão Preto, SP): dinâmica temporal e respostas à ação do zooplâncton e peixes. Tese de Doutorado, Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 217 p.
- SIMPSON, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 1-688.
- SUN, J. & LIU, D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. Vol. 25 p 1331-1346.
- TALLING, J.F. 1969. The incidence of vertical mixing and some biological and chemical consequences in tropical African lakes. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 17: 998-1012.
- TILZER, M.M. 1973. Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. *Limnology and Oceanography* 18: 14-30.
- TUNDISI, J.G. & HINO, K. 1981. List of species and growth seasons of phytoplankton in a shallow tropical reservoir. *Revista Brasileira de Biologia* 41: 63-68.
- TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. São Paulo, Oficina de textos, 631 p.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Limnologie* 9: 1-38.
- WILHELM, S. ADRIAN, R. 2008. Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymitic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology* 53: 226-237.

A variação vertical da estrutura da comunidade fitoplanctônica é controlada pela heterogeneidade ambiental: evidências de um estudo de longa duração

Abstract

Samplings were carried out monthly during 5 consecutive years (1997-2001) at the pelagic region of the system, at 4 depths (subsurface, 1 m, 2 m and 0.25-0.30 m from the bottom) at the Ninfeias Pond (23°38'18.9"S, 46°37'16.3"W), a reservoir located in the PEFI, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (798 m altitude, 526.38 ha surface) southeast region of the Municipality of São Paulo, Brazil. Both thermal and chemical stratification observed during the rainy period, especially from November to March, favored formation of microhabitats with specific characteristics, leading to a greater environmental heterogeneity in regarding to the water column depth. Greater β -diversity was also observed during this period, directly influenced by the environmental heterogeneity. During the dry period, complete mixing of the water column from May to July resulted a water column with more homogeneous concentrations of the physical and chemical characteristics thus diminishing the environmental heterogeneity and increasing the similarity among the algal communities at different levels of the water column leading, consequently, to a decrease of β -diversity. Availability and distribution of resources measured by the TP and TN concentrations at different depths of the water column also showed that months with greater TP and TN values also presented the greatest values of β -diversity. However, an excessive increase of P leads to eutrophication of the aquatic system and contributes to dominance of just one group of organisms, the Cyanobacteria, affecting the species richness of the system, i.e. the increase in productivity reflects, to a certain point, an increase of β -diversity.

Key words: β -diversity, chemical stratification, thermal stratification, environmental heterogeneity.

Resumo

O objetivo foi avaliar a β -diversidade em função da compartimentalização vertical da coluna d'água dada pela profundidade da zona de mistura (Z_{mix}), pela heterogeneidade ambiental e pelo índice de estado trófico. As amostragens foram realizadas mensalmente durante 5 anos consecutivos (1997-2001) em 4 profundidades (subsúrfície, 1 m, 2 m e 0,25-0,30 m acima do fundo) na região pelágica do Lago das Ninfas (23°38'18,9"S e 46°37'16,3"W), um reservatório situado no PEFI, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (798 m altitude, 526,38 ha superfície), região sudeste do Município de São Paulo, Brasil. Foram observadas estratificações térmicas e químicas durante o período chuvoso, especialmente de novembro a março, favorecendo a formação de micro-habitats com características específicas e levando a uma maior heterogeneidade ambiental ao longo da profundidade da coluna d'água. Maior β -diversidade foi também observada durante esse período, diretamente influenciada pela heterogeneidade ambiental. Durante o período seco, a completa mistura da coluna d'água ocorrida de maio a julho resultou em uma coluna com concentração mais homogênea de suas características físicas e químicas e, assim, diminuindo a heterogeneidade ambiental e aumentando a similaridade entre as comunidades de algas em níveis distintos na coluna d'água resultando, conseqüentemente, em decréscimo da β -diversidade. Disponibilidade e distribuição de recursos medidas pelas concentrações de PT e NT nas diferentes profundidades da coluna d'água mostraram que os meses com grandes valores de PT e NT também apresentaram os maiores valores de β -diversidade. Entretanto, o aumento excessivo de P leva à eutrofização dos ambientes aquáticos e contribui para a dominância de um único grupo de organismos, as Cyanobacteria, afetando a riqueza de espécies, ou seja, o aumento na produtividade reflete, até determinado ponto, em aumento da β -diversidade, uma vez que não houve dominância de Cyanobacteria no presente estudo.

Palavras-chave: β -diversidade, estratificação química, estratificação térmica, heterogeneidade ambiental.

1. Introdução

Identificar os fatores que controlam a distribuição dos organismos no ambiente é um dos principais objetivos dos estudos ecológicos. As comunidades fitoplanctônicas desenvolvem-se por meio de diferentes estratégias de cada espécie, que as usam para colonizar, crescer, competir, tolerar estresses ou resistir aos processos de perda, resultando em diferentes comunidades em habitats com diferentes características (Reynolds 1997).

Grandes variações das condições ambientais ao longo do tempo em uma determinada região podem acarretar grandes mudanças na composição de espécies ao longo de um gradiente ambiental (Chase & Leibold 2003, Leibold *et al.* 2004, Heino & Mykrä 2008, Brown & Swan 2010).

Compreender o funcionamento do ambiente e a influência por ele exercida nas comunidades biológicas é passo fundamental para os recursos de monitoramento ambiental, especialmente dos ambientes aquáticos (Stanley *et al.* 2010).

Tendo em vista que estratégias para a conservação da biodiversidade são baseadas, principalmente, na composição florística e na riqueza de espécies, uma das formas para mensurar a diversidade é utilizar índices de diversidade (Nogueira *et al.* 2008).

Nas últimas décadas, a utilização dos padrões de diversidade vem ganhando atenção cada vez maior, que pode ser atestada pelo número crescente de trabalhos envolvendo monitoramento e composição florística (Heino *et al.* 2013). Whittaker (1960, 1972) foi o primeiro a introduzir o conceito da relação entre diversidade e escala espacial. Diversidade alfa (α) ou diversidade local é determinada pelo número total de espécies que habitam um dado ambiente e diversidade gama (γ) ou diversidade regional é o número total de espécies observado em vários ambientes (Magurran 2004). Contrastando, diversidade beta (β) é definida, conforme Magurran (2004), como a mudança da composição de espécies ao longo de um gradiente ambiental e/ou espacial e despertou interesse apenas recentemente (Heino *et al.* 2013). Langenheder *et al.* (2012) afirmou que a β -diversidade pode variar tanto ao longo de um gradiente ambiental e/ou espacial, quanto ao longo do tempo.

Nos ecossistemas aquáticos, em que a sazonalidade exerce grande influência no regime de mistura e estratificação da coluna d'água, a estrutura vertical pode gerar diferentes comunidades fitoplanctônicas nas diversas profundidades, causadas por diferenças na densidade das camadas de água, nas concentrações de nutrientes e na disponibilidade de recursos. Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a β -diversidade em função da compartimentalização vertical da coluna d'água propiciada pela profundidade da zona de mistura (Z_{mis}), pela heterogeneidade ambiental e pelo índice de estado trófico (IET).

2. Área de estudo

A área de estudo do trabalho foi o Lago das Ninfeias que está descrito no capítulo de introdução geral desta tese.

3. Material e Métodos

3.1. Comunidade fitoplanctônica

O processo de amostragem da comunidade fitoplanctônica e os métodos utilizados para sua identificação taxonômica, estimativa das densidades e cálculo do biovolume foram descritos no presente capítulo 2.

Calculou-se a porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônicas ao longo do tempo e da coluna d'água usando a somatória do biovolume da densidade das espécies encontradas para cada classe.

3.2. Variáveis abióticas e clorofila *a*

As variáveis abióticas utilizadas para estimar a heterogeneidade ambiental foram: pH, condutividade elétrica e turbidez obtidas pela multissonda YSI (Yellow Spring Instruments), teores de oxigênio dissolvido (Winkler modificado por Golterman *et al.* 1978), nitrito e nitrato (Mackereth *et al.* 1978), amônio (Solorzano 1969), nitrogênio total e fósforo total (Valderrama 1981), ortofosfato e fósforo total dissolvido (Strickland & Parsons 1965), sílica reativa solúvel (Golterman *et al.* 1978), carbono total, carbono livre total, bicarbonatos e carbonatos (Mackereth *et al.* 1978) e alcalinidade (Golterman & Clymo 1969).

A extração da clorofila *a* foi providenciada utilizando etanol a 90% G.L. como solvente (Sartory & Grobbelaar 1984). A leitura dos resultados foi realizada com espectrofotômetro em dois comprimentos de onda, 663 nm e 750 nm, antes e após a acidificação, respectivamente, segundo o método monocromático de Lorenzen (1967) descrito em Golterman *et al.* (1978) e Wetzel & Likens (2000).

O cálculo da Zona de mistura (Z_{mis}) está apresentado no capítulo 1. Calculou-se o coeficiente de variação do nitrogênio total e do fósforo total e da concentração da clorofila *a*:

$$CV = DP / \text{média}$$

Onde:

CV= coeficiente de variação

DP = desvio padrão

Média = média dos valores dos nutrientes

3.3. Análise dos dados

3.3.1. β -diversidade e heterogeneidade ambiental entre as profundidades

Utilizando os dados log-transformados ($\log y + 1$) de biovolume das espécies, a β -diversidade entre as profundidades foi estimada de acordo com o método de dispersão multivariada proposto por Anderson *et al.* (2006). Para aplicação deste método, as distâncias florísticas entre as unidades amostrais foram calculadas pelo coeficiente de Bray-Curtis (Legendre & Legendre 2002). Posteriormente, uma análise de coordenadas principais (ACoP) utilizando as distâncias de Bray-Curtis foi calculada. A média das distâncias de cada observação no espaço multidimensional, em relação aos centroides dos grupos, isto é, dos meses, foi então utilizada como medida de β -diversidade neste estudo (Anderson *et al.* 2011). O mesmo procedimento foi adotado para calcular a heterogeneidade ambiental entre as profundidades, no entanto, a distância euclidiana padronizada foi utilizada na ACoP.

3.3.2. Modelos

As distâncias para os centroides de acordo com os dados biológicos foram utilizadas como variáveis-resposta em modelos de regressão múltipla, que consideram as seguintes variáveis explanatórias: heterogeneidade ambiental, IET e Z_{mis} . Dados obtidos ao longo do tempo apresentam autocorrelação temporal e, portanto, não podem ser considerados independentes em testes de significância estatística. Portanto, para controlar este efeito, foram utilizados modelos de mínimos quadrados generalizados (GLS) considerando estruturas autorregressivas residuais de primeira ordem.

4. Resultados

Ao longo dos cinco anos de estudo observou-se que a variação das concentrações de nutrientes, PT e NT, mostrou-se recorrente (figuras 1a, 1b). Os meses que corresponderam à fase de estratificação do período chuvoso (dezembro-março) foram os que apresentaram o maior coeficiente de variação (tabela 1). Os meses correspondentes ao período de mistura total da coluna d'água (maio-julho) apresentaram o menor coeficiente de variação em todos os anos do presente estudo (tabela 1; figuras 1a, 1b).

Tabela 1. Valores médios entre sub-superfície, 1 m, 2 m e 30-35 cm do fundo, desvio padrão e coeficiente de variação das concentrações de clorofila *a*, fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT).

	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)			PT($\mu\text{g L}^{-1}$)			NT($\mu\text{g L}^{-1}$)		
	média	desvio	CV	média	desvio	CV	média	desvio	CV
jan/97	17,16	12,64	73,65	13,80	1,53	11,10	845,13	528,22	62,50
fev/97	10,64	9,72	91,31	13,28	3,71	27,92	1160,85	567,30	48,87
mar/97	12,13	12,17	100,32	17,78	6,17	34,68	639,81	290,30	45,37
abr/97	7,51	1,46	19,45	15,41	1,51	9,79	465,22	31,41	6,75
mai/97	9,43	0,99	10,50	15,90	0,80	5,01	315,79	53,00	16,78
jun/97	8,65	0,81	9,39	14,52	1,01	6,94	399,64	15,60	3,90
jul/97	12,64	4,42	34,97	15,19	2,40	15,81	246,44	32,30	13,11
ago/97	17,09	4,64	27,14	17,19	2,52	14,67	288,34	20,70	7,18
set/97	17,19	7,33	42,62	28,40	1,60	5,64	207,65	57,24	27,56
out/97	4,30	2,26	52,51	31,63	3,16	10,00	364,79	234,21	64,20
nov/97	4,82	0,70	14,49	50,45	4,55	9,03	540,36	464,65	85,99
dez/97	16,48	12,31	74,71	22,91	6,26	27,34	448,02	443,71	99,04
jan/98	14,47	5,82	40,24	28,97	8,32	28,73	671,47	701,39	104,46
fev/98	29,46	13,58	46,08	37,13	9,77	26,31	834,31	847,15	101,54
mar/98	14,87	9,89	66,48	42,80	6,46	15,09	808,23	606,17	75,00
abr/98	7,38	6,73	91,15	27,44	14,06	51,25	573,25	402,70	70,25
mai/98	2,14	0,32	14,73	15,86	2,70	17,01	255,09	50,50	19,80
jun/98	2,17	0,82	37,59	11,73	2,00	17,04	145,84	3,48	2,39
jul/98	6,45	2,10	32,62	17,72	1,99	11,21	58,07	11,73	20,21
ago/98	12,53	2,97	23,69	17,04	3,38	19,85	409,21	329,87	80,61
set/98	11,02	2,89	26,23	5,78	3,14	54,31	266,07	83,78	31,49
out/98	5,63	2,62	46,47	10,55	0,38	3,62	588,48	376,21	63,93
nov/98	8,20	1,02	12,43	13,06	3,68	28,15	4092,75	572,83	14,00
dez/98	8,65	8,28	95,69	12,52	2,61	20,85	690,44	546,36	79,13
jan/99	29,75	20,21	67,92	28,27	6,75	23,89	517,50	308,33	59,58
fev/99	25,92	13,85	53,45	30,07	4,24	14,10	915,22	811,89	88,71
mar/99	3,17	1,55	49,00	47,60	24,66	51,80	1511,93	617,57	40,85
abr/99	11,67	7,25	62,11	27,75	5,94	21,41	501,19	298,70	59,60
mai/99	5,63	0,60	10,63	19,69	0,59	2,97	372,32	30,89	8,30
jun/99	20,60	4,26	20,70	16,73	1,62	9,66	140,72	40,99	29,13
jul/99	13,73	0,87	6,32	12,02	1,45	12,11	470,87	16,22	3,45
ago/99	27,29	8,60	31,53	12,62	2,21	17,55	420,23	46,85	11,15
set/99	22,14	4,13	18,65	23,39	4,86	20,79	363,70	197,71	54,36
out/99	5,84	2,85	48,86	20,91	1,81	8,67	228,30	78,90	34,56
nov/99	15,10	6,92	45,79	23,05	6,82	29,59	590,91	366,17	61,97
dez/99	23,17	21,23	91,64	27,52	8,02	29,13	605,86	303,84	50,15

Tabela 1. (continuação)

	Clorofila <i>a</i>			PT			NT		
	média	desvio	CV	média	desvio	CV	média	desvio	CV
jan/00	26,09	10,33	39,58	28,61	2,73	9,56	1740,02	317,47	18,25
fev/00	28,38	13,49	47,54	31,70	16,28	51,36	1402,52	913,88	65,16
mar/00	29,90	18,70	62,56	41,51	12,12	29,20	1652,02	957,41	57,95
abr/00	8,12	3,84	47,24	17,90	1,87	10,46	1880,36	547,59	29,12
mai/00	6,87	4,85	70,71	17,33	0,91	5,24	429,17	27,54	6,42
jun/00	13,46	3,38	25,08	15,78	1,79	11,36	112,46	11,78	10,48
jul/00	3,57	1,48	41,42	57,27	5,54	9,68	94,49	7,64	8,08
ago/00	14,28	4,19	29,33	22,59	5,33	23,60	583,61	102,88	17,63
set/00	17,79	3,91	21,99	39,73	10,13	25,50	327,98	275,19	83,91
out/00	21,19	14,33	67,61	60,82	15,57	25,61	424,71	45,38	10,69
nov/00	15,10	9,37	62,01	59,10	14,16	23,95	744,74	289,40	38,86
dez/00	30,99	17,30	55,84	40,40	10,04	24,85	752,70	667,52	88,68
jan/01	48,74	25,15	51,61	36,39	7,00	19,24	479,79	207,83	43,32
fev/01	40,46	24,44	60,41	39,05	10,91	27,93	844,22	813,39	96,35
mar/01	31,51	15,39	48,84	28,17	8,74	31,02	1336,28	1581,67	118,36
abr/01	33,50	19,55	58,34	39,99	22,04	55,12	2133,13	2961,88	138,85
mai/01	2,93	0,69	23,39	22,26	3,35	15,04	323,00	46,15	14,29
jun/01	1,74	0,40	22,94	18,36	1,48	8,06	499,49	352,56	70,58
jul/01	7,92	2,86	36,17	13,38	3,58	26,79	350,25	52,32	14,94
ago/01	25,73	22,43	87,17	60,30	14,06	23,32	425,15	107,93	25,39
set/01	6,27	1,80	28,64	22,72	2,80	12,32	553,16	84,13	15,21
out/01	46,32	30,95	66,82	50,20	18,58	37,02	872,90	408,80	46,83
nov/01	38,45	17,46	45,42	54,62	19,18	35,12	837,78	679,46	81,10
dez/01	25,81	17,89	69,29	43,06	7,78	18,08	598,44	503,96	84,21

Os coeficientes de variação da clorofila *a* também se apresentaram maiores nos meses de dezembro a março, na fase de estratificação do reservatório bem como, se apresentaram menores nos meses de maio a julho, durante a fase de mistura completa da coluna d'água (tabela 1; figura 2).

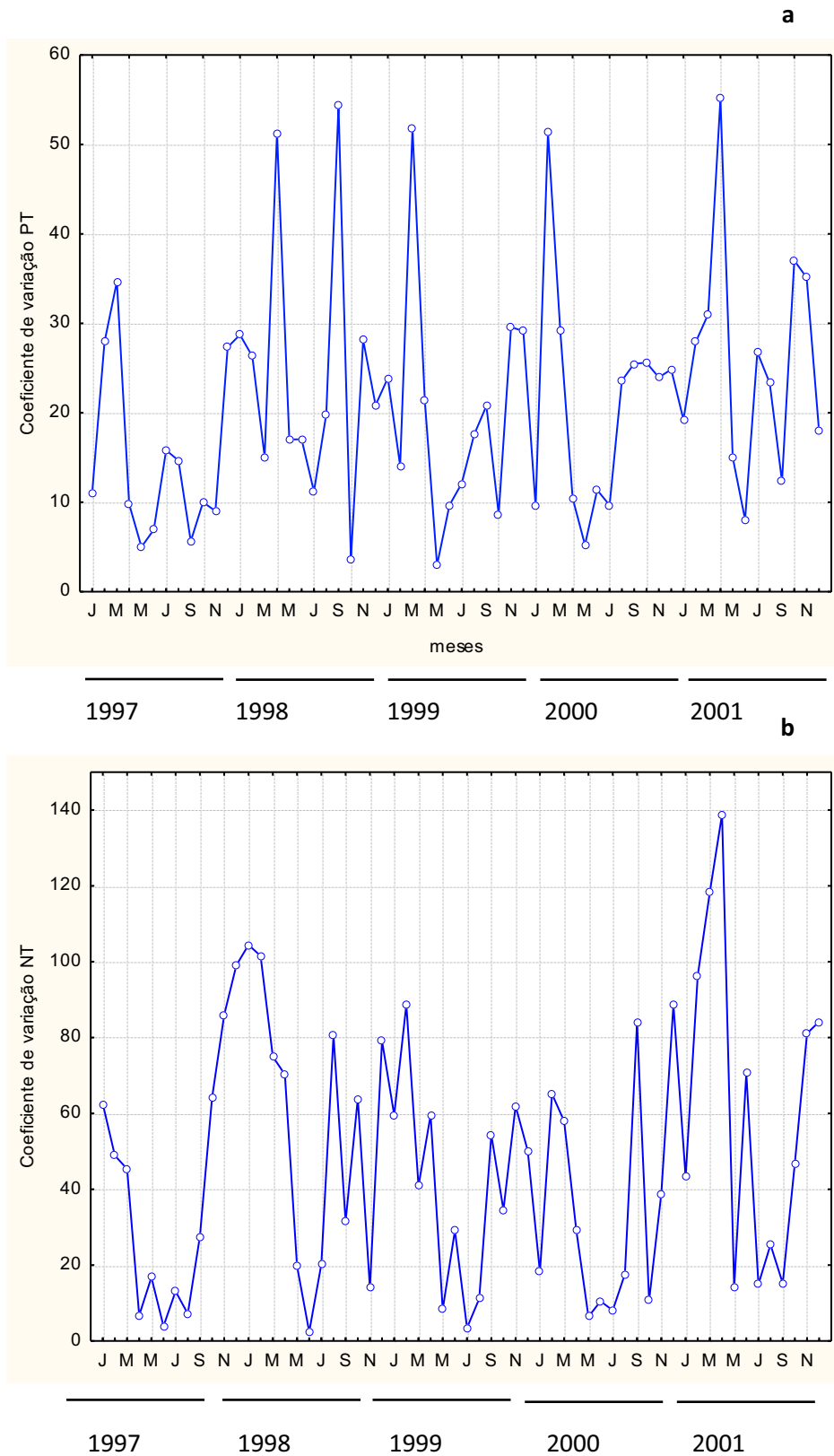


Figura 1. Séries temporais: (a) coeficiente de variação da concentração de PT ao longo de cinco anos; (b) coeficiente de variação da concentração de NT ao longo de 5 anos.

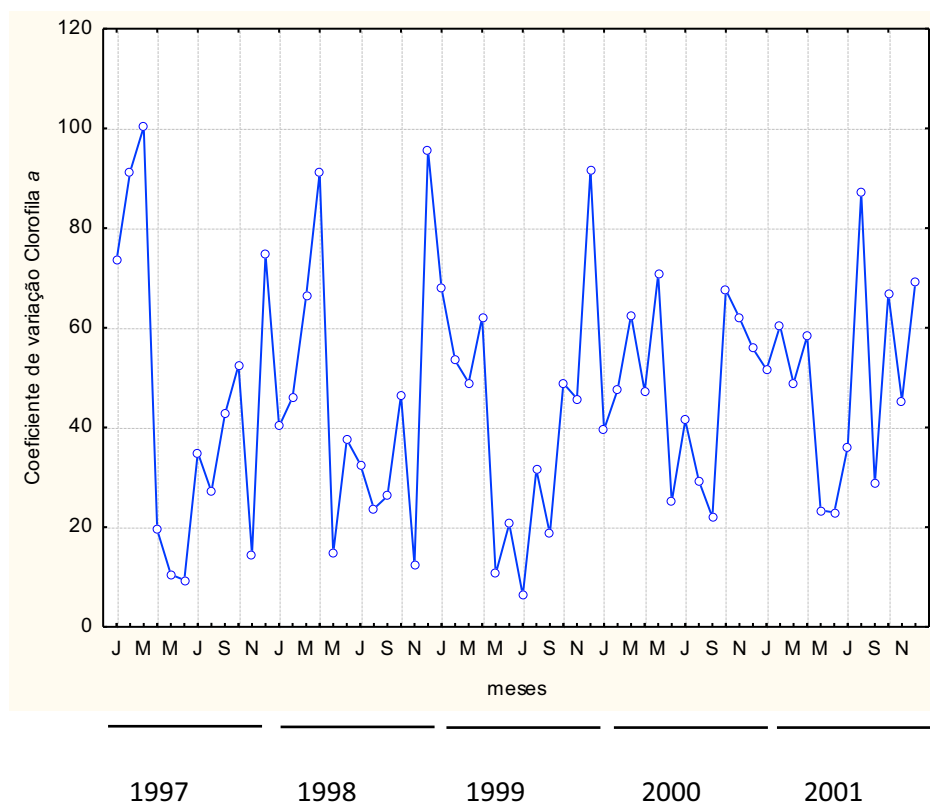


Figura 2. Série temporal: coeficiente de variação da concentração de clorofila *a* ao longo de cinco anos.

O Índice de Estado Trófico (IET) de Lamparelli (2004) variou de mesotrófico (54-59) a eutrófico (60-63), chegando a supereutrófico em janeiro (64) e outubro e dezembro (66) de 2001 (figura 3c). Os maiores valores de IET foram observados, em geral, nos meses correspondentes à maior amplitude do coeficiente de variação de PT e de clorofila *a*, ou seja, na fase de estratificação da coluna d'água (dezembro-março) e também no período considerado transitório para a fase de estratificação (agosto-novembro) (figuras 1a, 1b, 2).

Embora o IET não tenha se mostrado significativa e positivamente correlacionado com a β -diversidade, pode se observar a partir das figuras 3a e 3c que à medida que o valor do IET aumenta a β -diversidade também aumenta. Entretanto, à medida que o IET se aproxima do valor eutrófico a β -diversidade tende a diminuir (tabela 1; figuras 3a, 3c).

A heterogeneidade ambiental (entre as profundidades) medida pela distância euclidiana média em relação aos centroides dos grupos variou notadamente ao longo dos 60 meses do presente estudo. Em geral, essa medida de heterogeneidade foi maior nos meses de estratificação (dezembro-março) e menor nos meses de mistura completa (maio-julho) (figuras 3a, 3b).

De acordo com o modelo de mínimos quadrados generalizados (GLS), a variação na estrutura da comunidade (figura 3a) foi significativa e positivamente correlacionada apenas com a medida da heterogeneidade ambiental (tabela 2). Conseqüentemente, as maiores variações verticais na estrutura da comunidade fitoplancônica foram observadas durante os meses de maior heterogeneidade ambiental ao longo das profundidades analisadas.

Tabela 2. Modelo linear generalizado avaliando a relação entre diversidade β e heterogeneidade ambiental, tempo, índice de estado trófico e profundidade da zona de mistura.

Explanatórias	<i>b</i>	<i>EP</i>	<i>t</i>	<i>P</i>
dclim	0,017	0,0070	2,49	0,0159
tempo	0,001	0,0007	1,77	0,0826
IET	-0,004	0,0026	-1,44	0,1568
Z_{mis}	0,001	0,0055	0,12	0,9045

Dclim = heterogeneidade ambiental; IET = Índice de Estado Trófico; Z_{mis} = zona de mistura.

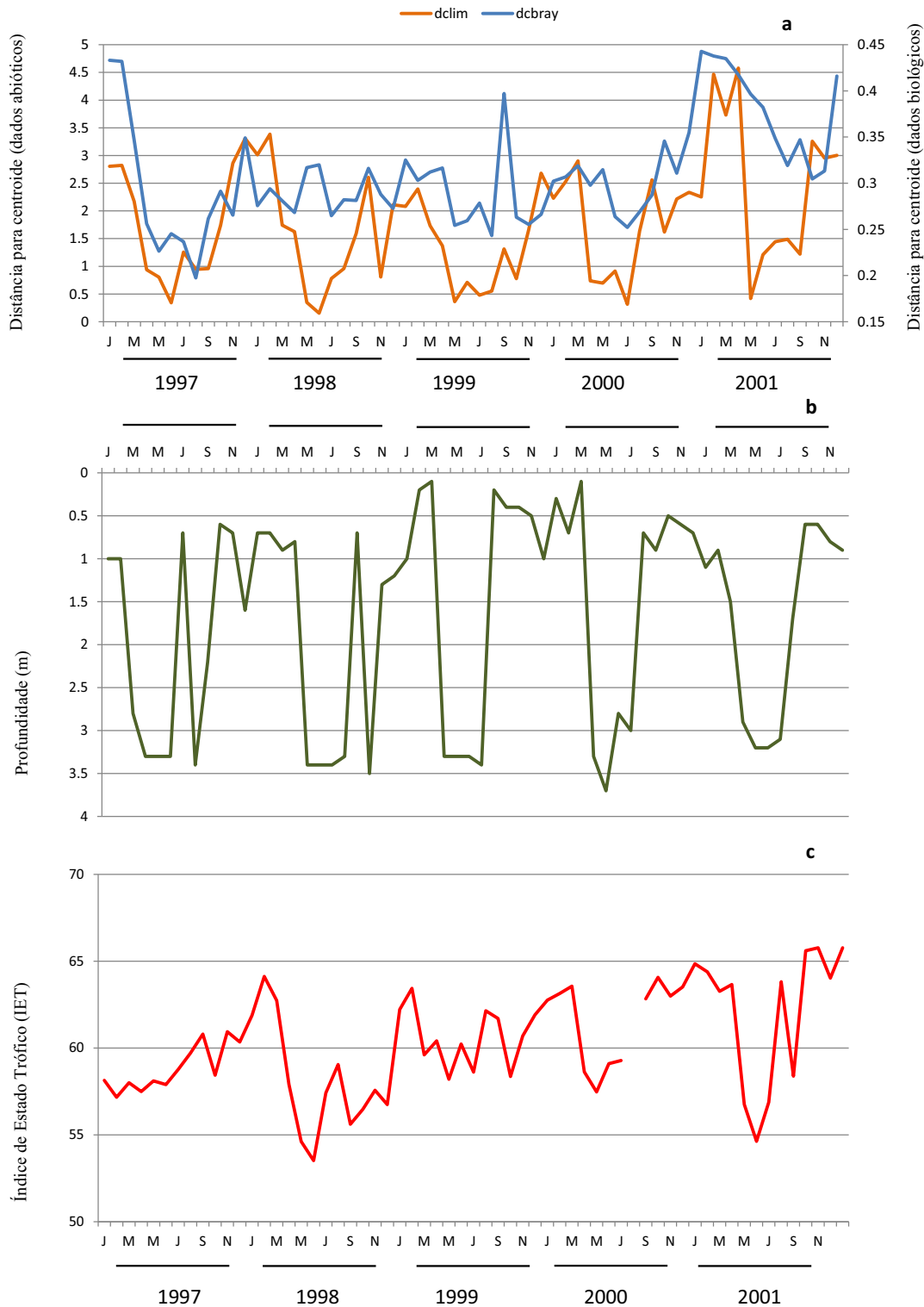


Figura 3. Séries temporais: (a) heterogeneidade ambiental (dclim) e β -diversidade (dcbray); (b) zona de mistura (Z_{mis}); (c) média do Índice de Estado Trófico (IET) nas 4 profundidades.

Avaliando a distribuição vertical da porcentagem de contribuição dos grupos fitoplânctônicos ao longo dos cinco anos do presente estudo, observou-se que nos meses de estratificação, as Dinophyceae apresentaram maior porcentagem de contribuição na superfície e

na profundidade de 1 m, enquanto que as Cryptophyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae apresentaram sua maior contribuição no fundo, com ênfase para as Cryptophyceae. Euglenophyceae não só apresentou maior porcentagem de contribuição no fundo como também na profundidade de 2 m do reservatório (figuras 4a, 4b, 5a, 5b). Nesse período registraram-se também os maiores valores de diversidade beta. Já os meses referentes à circulação completa da coluna d'água (i.e., maio, junho e julho), com menores valores de β -diversidade, observou-se uma dominância de um único grupo em relação a porcentagem de contribuição, Chrysophyceae foi o grupo que mais se destacou por todas as profundidades, os outros grupos permaneceram com porcentagem de contribuição mais baixa e constante por toda a coluna.

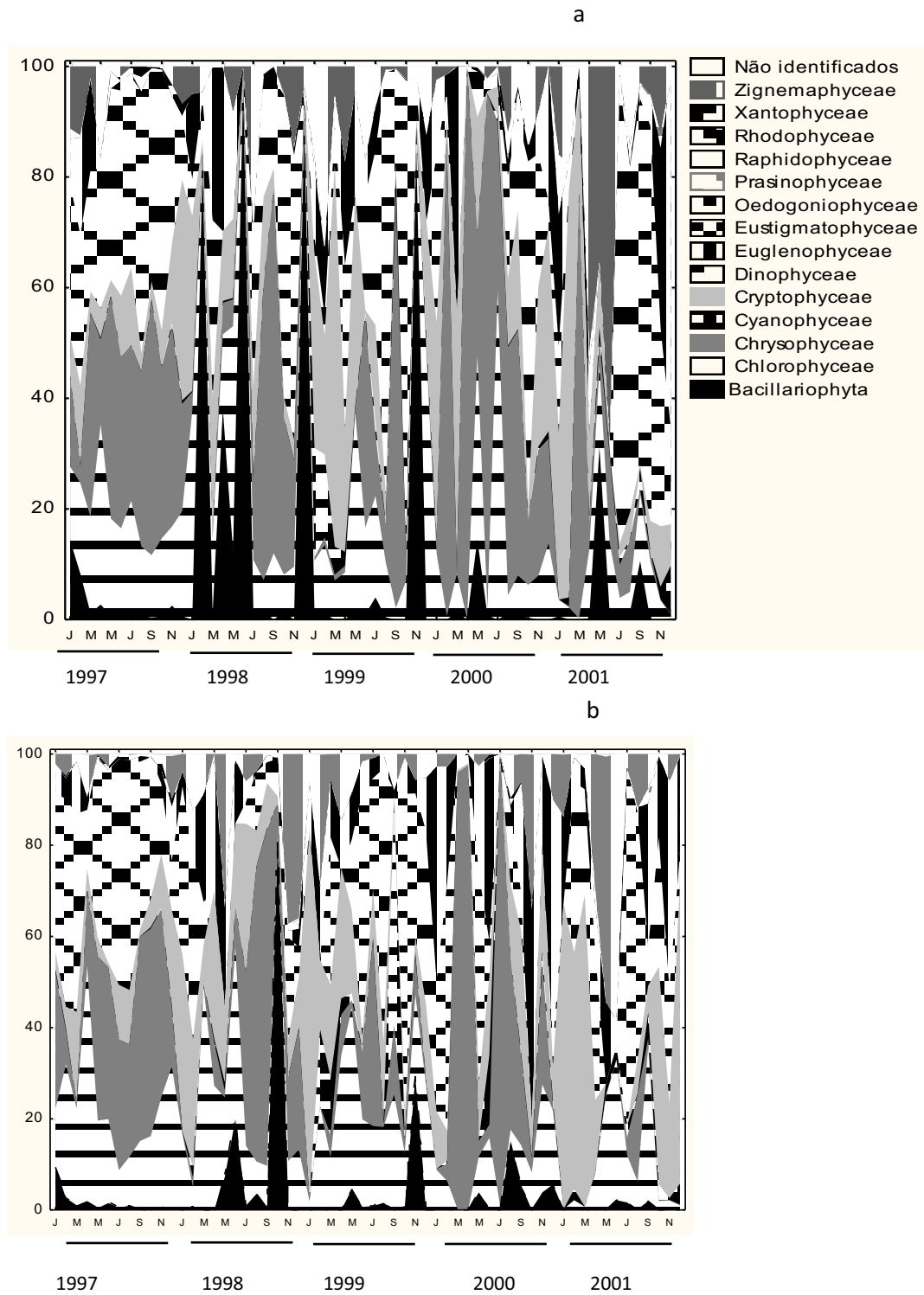


Figura 4. Porcentagem de contribuição das classes no período de cinco anos: (a) superfície; (b) 1 m de profundidade.

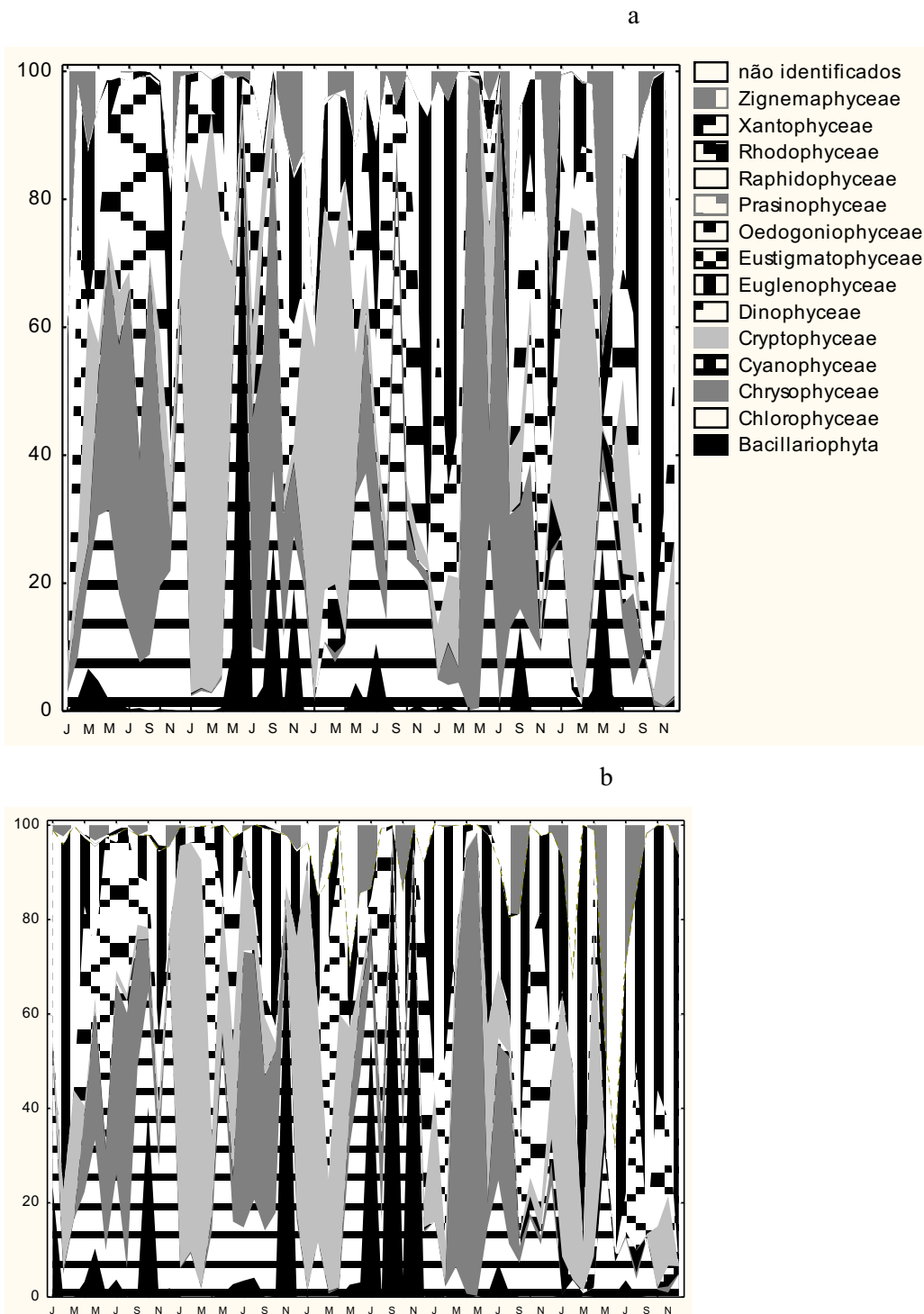


Figura 5. Porcentagem de contribuição das classes de fitoplâncton no período de cinco anos: (a) 2 m de profundidade; (b) fundo do reservatório.

5. Discussão

Medidas de diversidade são usualmente utilizadas para verificar as respostas biológicas, ou seja, as alterações na estrutura da assembleia fitoplanctônica às mudanças ambientais (Lobo *et al.* 2002, Blanco *et al.* 2012).

A heterogeneidade espacial é capaz de aumentar a riqueza de espécies (Townsend *et al.* 2010), pois promove a geração de diferentes nichos (Chase 2010).

A estratificação tanto térmica quanto química observada durante o período chuvoso, especialmente de novembro a março, propiciou a formação de micro-habitats com características específicas, levando a uma maior heterogeneidade ambiental em relação à profundidade da coluna d'água. Observou-se também nesse período uma maior β -diversidade, que foi diretamente influenciada pela heterogeneidade do ambiente.

Durante o período seco, a mistura completa da coluna d'água de maio a julho resultou em uma coluna d'água com concentrações mais homogêneas das variáveis químicas e físicas diminuindo, com isso, a heterogeneidade ambiental e aumentando a similaridade entre as comunidades algais conforme as profundidades levando, conseqüentemente, à diminuição da β -diversidade.

Nogueira *et al.* (2008) analisaram a comunidade fitoplanctônica de quatro lagos urbanos distintos na cidade de Goiânia e observaram que os valores da β -diversidade e a heterogeneidade entre os ambientes foram influenciados pela sazonalidade. No presente estudo, bem como no de Nogueira *et al.* (2008), as diferentes características limnológicas em cada habitat afetaram a composição do fitoplâncton. Ao longo do tempo, quando os micro-habitats se encontraram semelhantes, a comunidade fitoplanctônica presente nas diferentes profundidades não se diferiram umas das outras. Korhonen *et al.* (2011) mostraram que a β -diversidade de organismos aquáticos é governada pelas condições ecológicas, físicas e geográficas da região.

São poucos, em nível mundial, os estudos voltados à β -diversidade e sua relação com a heterogeneidade ambiental, especialmente em pequena escala. Em trabalho recente, Heino *et al.* (2013) não observaram uma relação direta entre β -diversidade e heterogeneidade ambiental ao trabalharem com macroinvertebrados em pequenas escalas espaciais; entretanto, no campo da biologia marinha, Ellingsen & Gray (2002) e Anderson *et al.* (2006) viram que a variação da β -diversidade estava intimamente associada à heterogeneidade ambiental.

Segundo Chase (2010), regiões onde a produtividade é alta tendem a apresentar uma maior β -diversidade, uma vez que a riqueza de espécies é favorecida pela maior disponibilidade de recursos. Langenheder *et al.* (2012) encontraram relação positiva entre β -diversidade, concentração de fósforo, temperatura e heterogeneidade ambiental, ou seja, características relacionadas com a produtividade do sistema.

No presente estudo, a produtividade está representada pelas concentrações de clorofila *a*. Assim sendo, observou-se que os meses que apresentam maior coeficiente de variação coincidem com os meses de maior β -diversidade. A disponibilidade e a distribuição de recursos foram

medidas pelas concentrações de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) nas diferentes profundidades e da mesma maneira, os meses em que foi observado maior coeficiente de variação de PT e NT foram os mesmos em que ocorreram os maiores valores de β -diversidade.

Deve-se ressaltar que o aumento excessivo de P leva à eutrofização do sistema aquático, o que contribui para a dominância de um único grupo de organismos, as cianobactérias, afetando a riqueza de espécies do corpo aquático (Wetzel 2001, Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008, Esteves 2011). Entretanto, embora em alguns períodos do presente estudo tenham-se observado elevados valores do Índice de Estado Trófico (IET) não houve dominância de qualquer espécie de cianobactéria.

Nos meses de estratificação, a β -diversidade indicou que a comunidade fitoplanctônica apresentou uma distribuição mais distinta e heterogênea no perfil vertical do reservatório, uma vez que foram observadas diferentes contribuições das classes ao longo do perfil vertical do sistema.

Dinophyceae destacaram-se na superfície do reservatório. As espécies desses grupos são flageladas, o que lhes confere mobilidade ao longo da coluna d'água permitindo a busca de melhores condições para seu desenvolvimento. Da mesma forma, devido à sua capacidade de mobilidade, representantes de Euglenophyceae foram encontrados na profundidade de 2 m e no fundo do sistema, bem como espécies de Cryptophyceae, uma vez que a concentração de nutrientes é maior nesses compartimentos. Bacillariophyceae e Chlorophyceae são classes de algas desprovidas de estruturas de locomoção e também foram registradas em maior porcentagem no fundo do reservatório. Essa distribuição nada homogênea das espécies é consequência das diferentes características limnológicas vigentes em cada micro-habitat, que favorecem o desenvolvimento de uma classe de algas sobre as demais. Esta situação não ocorre no período seco, uma vez que foi observada dominância exclusiva de Chrysophyceas ao longo de todo o perfil vertical. Chlorophyceae e Bacillariophyceae distribuíram-se uniformemente ao longo de toda a coluna d'água devido ao processo de mistura total no sistema, que suspendeu as espécies que não possuem habilidade de movimentação.

Esta distribuição homogênea das classes por toda a coluna d'água gerou uma diminuição da β -diversidade.

Pode-se, finalmente, dizer que o aumento da produtividade reflete, até certo ponto, no aumento da β -diversidade do ambiente, pois a partir do momento em que o sistema se encontrou eutrofizado ou supereutrofizado, a diversidade tendeu a diminuir.

Em suma, a β -diversidade varia conforme a heterogeneidade do ambiente. Também, a distribuição do fitoplâncton está atrelada e intimamente relacionada às condições encontradas no

ambiente aquático mesmo que estas difiram em pequena escala, ou seja, conforme os micro-habitats. Uma vez que a β -diversidade muda em função da heterogeneidade ambiental vertical, a amostragem em apenas uma profundidade pode ser insuficiente para análises florísticas, especialmente se a coluna d'água estiver estratificada. Amostragens integradas da coluna podem refletir melhor a composição fitoplanctônica da região pelágica.

6. Literatura citada

- ANDERSON, M.J., CRIST, T.O., CHASE, J.M., VELLEND, B.D., INOUE, A.L., FREESTONE, A.L, SANDERS, N.J, CORNELL H.V., CORNELL, L.S., DAVIES, K.F., HARRISON, S.P., KRAFT, N.J.B., STEGEN, J.C. & SWENSON, N.G. 2011. Navigating the multiple meaning of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*. Vol 14 p. 19-28.
- ANDERSON, M.J., ELLINGSEN K.E. & MCARDLE, B.H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*.vol 9 p. 683-693.
- BLANCO, S., CEJUDO-FIGUEIRAS, C., TUDESQUE,L., BÉCARES, E., HOFFMANN, L. & ECTOR, L. 2012. Are diatom diversity indice reliable monitoring metrics? *Hydrobiologia* vol. 695 p.783-796.
- BROWN, B.L. & SWAN, C.M. 2010. Detritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology*. Vol 79, p.571-580.
- CHASE, J.M. 2010. Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science*. Vol. 328 p. 1388- 1391.
- CHASE, J.M. & LEIBOLD, M.A. 2003. Ecological niches. Linking classical and contemporary approaches. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- ELLINGSEN, K.E. & GRAY, J.S. 2002. Spacial patterns of benthic diversity: is there a special gradient along the Nowegian continental shelf? *Journal of animal Ecology*. Vol. 71, p.373 -389.
- ESTEVES, F.A. 2011. *Fundamentos de limnologia*. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 790p.
- GOLTERMAN, H.L. & CLYMO, R.S. 1969. Methods of chemical analysis of freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford. International Biological Programme. 171p.
- GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S. & OHMSTAD, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. *Oxford: Blackwell Scientific Publications*. 213 p.
- HEINO, J., GRÖNROOS, M., ILMONEN, J., KARHU, T., NIVA, M. & PAASIVIRTA, L. 2013. Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*. Vol 32 (1) p 142-154.

- HEINO, J. & MYKRÄ, 2008. Control of stream insect assemblages: roles of spatial configuration and local environmental variables. *Ecological Entomology*. Vol 33. p. 614-622.
- KORHONEN, J.J., WANG, J. & SOININEN, J 2011. Productivity – diversity relationships in lake plankton communities. *PLoS ONE* 6. 22041p.
- LANGENHEDER, S., BERGA, M., ÖSTMAN, Ö. & SZÉKELY, A.J. 2012. Temporal variation of β -diversity and assembly mechanisms in a bacterial metacommunity. *The ISME Journal*. Vol. 6 p. 1107-1114.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 2002. *Numerical Ecology*, 3rd ed. Elsevier.
- LEIBOLD, M.A., HOLYOAK, M., MOUQUET, N., AMARASEKARE, P., CHASE, J.M., HOOPE, M.F., HOLT, R.D., SHURIN, J.B., LAW, R., TILMAN, D., LOREAU, M. & GONZALEZ, A. 2004. The metacommunity ecology. *Ecology Letters*. Vol 7. p. 601-613.
- LOBO, E.A., CALLEGARO, V.L.M. & BENDER, P. 2002. Utilização de algas diatomáceas epifíticas como indicadoras da qualidade da água dos rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Santa Cruz do Sul: Edunisc. 127p.
- MACKERETH, F.J.H., HERON, J. & TALLING, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Titus Wilson & Son Ltd., Kendall: 117 p. (Freshwater Biological Association Scientific Publication, nº 39).
- MAGURRAN, A.F. 2004. Measuring Biological diversity. Blackwell, Oxford.
- NOGUEIRA, I.S., NABOUT, J.C., OLIVEIRA, J.E. & SILVA, K.D. 2008. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. *Hoehnea*. Vol 35 (2) p. 219-233.
- REYNOLDS, C.S. 1997. Vegetation Process in the Pelagic: a model for ecosystem theory. In: Kinne, O (ed), *Excellence in Ecology* 9. Oldendorf: Ecology Institute. 371p.
- SOLORZANO, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, vol14, p. 799-801.
- STANLEY, E.H., POWERS, S.M. & LOTTING, N.R. 2010. The evolving legacy of disturbance in stream ecology: concepts, contributions and coming challenges. *Journal of the North American Benthological society*. vol. 29, p.67-83.
- STRICKLAND, J.D. & PARSONS, T.R. 1960. A manual of sea water analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 125: 1-185.
- TOWNSEND, C.R., BEGON, M. & HAEPER, J.L. 2010. *Fundamentos em Ecologia*. 3a edição. Porto Alegre. Artmed. 576p.

- TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T.M. 2008. *Limnologia*. Oficina de textos, São Paulo 631p.
- VALDERRAMA, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, vol. 10, p. 109-122.
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology. Lakes and river ecosystems*. Academic Press, san Diego. 1066p.
- WHITTAKER, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* vol 30 p. 279-338.
- WHITTAKER, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* vol 21 p. 213-252.

4

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo dos cinco anos deste estudo observou-se que na área do Lago das Ninféias os meses dezembro, janeiro, fevereiro e março (período de chuvas) apresentaram gradientes térmico e biológico em toda a coluna d'água, caracterizando tais meses como um período de estratificação devido à temperatura mais elevada do ar.

Durante esse período, foram detectadas uma maior concentração de NH_4^+ e CO_2 livre e uma menor de OD e anoxia no fundo do reservatório resultante dos processos de decomposição e mineralização das macrófitas. O decréscimo de OD no fundo do reservatório também favoreceu a liberação de P dos sedimentos para a água e, conseqüentemente, aumentou a concentração do íon no fundo do reservatório favorecendo, assim, o desenvolvimento do fitoplâncton. Considerando que a luz não foi um fator limitante para o crescimento do fitoplâncton no Lago das Ninféias, considerou-se possível que a disponibilidade de PO_4^{3-} na coluna d'água tenha sido o fator controlador do aumento da biomassa fitoplanctônica, especialmente no fundo do reservatório durante o período de estratificação. Modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica foram devidas, principalmente, à variação dos fatores climáticos e abióticos, especialmente de fósforo e oxigênio dissolvido. A profundidade da zona de mistura e a dinâmica e a intensidade da circulação da água afetaram a biomassa fitoplanctônica no que tange à sua composição e distribuição ao longo da coluna d'água.

A diminuição da temperatura do ar durante o período seco promoveu circulação da coluna d'água devido à maior densidade da coluna em suas camadas superficiais. O período seco de maio a julho (exceto julho de 1997) mostrou a mistura total da coluna d'água ao longo de todos os cinco anos. Em julho de 1997, a Z_{mix} não ultrapassou 1 m de profundidade, possivelmente por conta da ação do El Niño nesse ano, que afetou a temperatura do ar em julho ($17,1^\circ\text{C}$), valor este maior do que os de julho de todos os cinco anos do estudo.

Apesar dos valores de transparência serem mais elevados entre maio e julho e, conseqüentemente, também a profundidade da Z_{eu} , a concentração de clorofila *a* foi maior do que a medida durante o período estratificado indicando, novamente, que o desenvolvimento do

fitoplâncton no reservatório dependeu da disponibilidade de nutrientes, mormente de PO_4^{3-} em cada estrato da coluna d'água.

Maio, junho e julho apresentaram perfil isotérmico e maior concentração de OD ao longo de toda a coluna d'água, sem anoxia no fundo do reservatório.

A velocidade do ar jamais ultrapassou 4 m s^{-1} não sendo, por isso, suficiente para romper o gradiente da densidade entre as diferentes camadas do corpo d'água. Assim, pôde-se afirmar que o processo de mistura do Lago das Ninfeias foi determinado, basicamente, pela variação sazonal climática. Além disso, o reservatório está localizado em uma área protegida pela vegetação circundante que, praticamente, bloqueia a ação do vento sobre a superfície da água.

Embora os estudos anuais levados a efeito no Lago das Ninfeias terem demonstrado a alternância de dois períodos climáticos, um estratificado (chuvoso) e outro de mistura (seco), a presente pesquisa revelou a existência de um terceiro período, de transição, que correspondeu a abril e ao intervalo de agosto a novembro. Este período foi caracterizado por incluir meses que não apresentaram padrão marcado recorrente devido à instabilidade climática do período, com meses que se comportaram ora como típicos de período chuvoso, ora de período seco.

Durante o período chuvoso em que a coluna d'água se apresentou estratificada, as espécies que se destacaram foram *Cryptomonas platyuris* e *Anisonema platysonum*, ambas constituídas por organismos flagelados. Esta motilidade representou uma vantagem em relação a outras espécies, pois possibilitou sua migração vertical, especialmente, nos períodos de estratificação da coluna d'água, permitindo que explorassem condições mais favoráveis. *Cryptomonas platyuris* não mostrou maior correlação com PT e NH_4^+ , contudo, o maior biovolume das duas espécies foi medido em 1998 e 1999, na profundidade de 2 m e no fundo do reservatório, quando as concentrações de PO_4^{3-} e NH_4^+ também foram mais elevadas. O biovolume desses organismos foi maior em 2001 na superfície e a 1 m de profundidade, onde a concentração de nutrientes foi baixa quando comparada com aquela no fundo nos anos anteriores. É possível que a migração vertical tenha sido influenciada pela característica mixotrófica dos representantes desse gênero, quando as espécies compensam a baixa concentração de nutrientes da água fagocitando bactérias.

Nos primeiros meses do período chuvoso, 98% do reservatório foram povoados por macrófitas, sendo que nos últimos meses do período tal porcentagem se reduziu a 3%. *Anisonema platysonum* apresentou maior biovolume no fundo do reservatório nesses meses finais do período chuvoso, quando a decomposição das macrófitas propiciou o aumento da matéria orgânica no fundo e favoreceu o desenvolvimento de euglenóides e, principalmente, dos não pigmentados. *Anisonema platysonum* relacionou-se com CO_2 livre e NH_4 resultantes de intensa decomposição. Neste sentido, também foi observada a presença de espécies de *Trachelomonas*, isto é, de organismos

que habitam o fundo de reservatórios rasos e mesotróficos, diretamente relacionadas com PT e NH_4^+ .

Em termos qualitativos, as clorofíceas foram o grupo de algas que apresentou a maior contribuição para o número total de táxons. Embora as concentrações de nutrientes fossem baixas, *Chlorella vulgaris* destacou-se em termos de biovolume durante o período frio e seco dos anos 1997 e 2000, estando presente ao longo de toda a coluna d'água. Isto se deve ao fato dos representantes das clorofíceas terem grandes vantagens competitivas mesmo em ambientes pobres em nutrientes devido ao seu pequeno tamanho, à rápida reprodução e à alta taxa fotossintética. Entre as clorofíceas foram também identificadas como descritoras espécies de *Chlamydomonas*, as quais foram observadas em maior frequência no período chuvoso do que no seco. A presença de flagelos permite a mobilidade dos organismos por toda a coluna d'água, garantindo a renovação da água e de nutrientes em sua volta e favorecendo a presença de tais espécies durante os dois períodos. No período de estratificação, as espécies de *Chlamydomonas* tenderam a se acumular na Z_{eu} e acima da termoclina. A maioria das espécies de *Chlamydomonas* situou-se na superfície do reservatório e na profundidade de 1 m durante o período chuvoso, relacionando-se com as concentrações de PT e NH_4^+ . As espécies não móveis de clorofíceas como *Scenedesmus ecornis* e as de *Monoraphidium*, também caracterizadas como descritoras, foram observadas no período seco, uma vez que o processo de mistura contribuiu para mantê-las ao longo de toda a coluna d'água durante o período.

No período seco, ou seja, nos meses em que a Z_{mis} atingiu profundidades maiores e chegou até ao fundo do reservatório em determinados meses, destacaram-se representantes de crisofíceas e dinofíceas. Entre as espécies de crisofíceas observadas, *Chrysochromulina breviturrita* foi a que apresentou maior biovolume no período seco. Em 1997, a espécie apresentou um gradiente de biovolume para o fundo do reservatório. Os maiores biovolumes observados de 1998 a 2000 ocorreram na superfície do sistema e na profundidade de 1 m. Estes dados discrepantes estão, possivelmente, relacionados com a profundidade da Z_{eu} e com os meses identificados como de transição. *Chrysochromulina breviturrita* foi observada até o ano 2000 nos meses de julho a setembro. Tais meses em 1997 apresentaram a Z_{eu} até o fundo do reservatório, o que possibilitou a disponibilidade de luz em toda a coluna d'água. Entretanto, nos anos posteriores, considerando que agosto e setembro foram identificados como meses de transição, a Z_{eu} não atingiu o fundo afetando, consequentemente, a distribuição de *C. breviturrita*. Outra espécie relacionada com os meses de transição foi *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum*, cujos maiores valores de biovolume foram observados na superfície e a 1 m de profundidade no reservatório. *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* já foi observado em ambientes limitados por fósforo e sua ocorrência é comum em lagos oligotróficos rasos.

Embora a comunidade fitoplanctônica do Lago das Ninfeias seja rica e diversificada, apresentando períodos com diferentes composições de espécies, a diversidade entre tais períodos não apresentou diferenças quando analisada pelo Índice de Simpson. Isso se deve ao fato desse índice amplificar a diferença entre as espécies dominantes e as raras, que possuem um baixo peso na aplicabilidade desse índice e, no presente estudo, 78% da riqueza taxonômica foram formados por espécies raras. Ao aplicar o Índice de Shannon verificou-se, entretanto, diferença na diversidade entre os períodos de chuva e seca. Esta diferença ocorreu porque tal índice privilegia as espécies raras ao utilizar logaritmo para diminuir as distâncias entre as espécies dominantes e as raras. Segundo o Índice de Shannon, o período seco apresentou maior diversidade do que o chuvoso, contrariando o que afirma a maioria dos trabalhos realizados para a região sudeste. É bem provável que essa maior diversidade seja resultado da circulação completa da coluna d'água, que disponibiliza os nutrientes por todo o perfil vertical do reservatório. Tanto o baixo valor da equitabilidade de Simpson quanto o da equitabilidade de Pielou mostraram que o ambiente não é homogêneo.

A estratificação tanto térmica quanto química observada durante o período chuvoso, especialmente de novembro a março, propiciou a formação de micro-habitats com características específicas, levando a uma maior heterogeneidade ambiental em relação à profundidade da coluna d'água. Observou-se também nesse período uma maior β -diversidade, que foi diretamente influenciada pela heterogeneidade do ambiente. Durante o período seco, a mistura completa da coluna d'água ocorrida de maio a julho resultou em uma coluna com concentrações mais homogêneas das variáveis químicas e físicas diminuindo, com isso, a heterogeneidade ambiental e aumentando a similaridade entre as comunidades algais conforme as profundidades levando, conseqüentemente, à diminuição da β -diversidade.

No presente estudo, as diferentes características limnológicas afetaram, em todas as profundidades, a composição do fitoplâncton. Ao longo do tempo, quando os micro-habitats foram semelhantes entre si, a comunidade fitoplanctônica presente nas diferentes profundidades não diferiram umas das outras e a produtividade foi representada pelas concentrações de clorofila *a*. Observou-se, então, que os meses que apresentam maior coeficiente de variação dessa variável coincidiram com os meses de maior β -diversidade. A disponibilidade e a distribuição de recursos foram medidas pelas concentrações de PT e NT nas diferentes profundidades e da mesma maneira, os meses em que foi observado maior coeficiente de variação foram os mesmos em que ocorreram os maiores valores de β -diversidade.

Vale a pena ressaltar, entretanto, que o aumento excessivo de fósforo pode levar à eutrofização do sistema aquático contribuindo, assim, para a dominância de um único grupo de

organismos, em geral as cianobactérias, afetando a riqueza de espécies do corpo d'água, fato este não observado neste estudo.

Pôde-se dizer, finalmente, que o aumento da produtividade refletiu, até certo ponto, no aumento da β -diversidade do ambiente, pois a partir do momento em que o sistema se encontrar eutrofizado ou supereutrofizado a diversidade tenderá a diminuir.